FÖRORD

Under två dagar, 1-2 mars 1999, besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av en grupp studenter från Göteborgs universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare och Ragnar Lagergren och Jonas Pettersson som kursassistenter var denna termin förlagd i Uddevalla. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vårterminen 1998. 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. under sakkunning ledning av Curt Svenland från Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns tillrinningsområde. Resterande tid ägnades åt gruppvisa projektarbeten med olika typer av fältprovtagning. Huvuddelen av bearbetningen av det insamlade materialet samt analys och rapportskrivning gjordes vid institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Curt Svenland för information och svar på studenternas intresserade frågor. Ett tack riktas också till Färgelanda kommun och dess miljöchef Jan Sandell för information och diskussion. Slutligen vill vi också tacka Jan -Erik Svensson, som från början planerade exkursionen.

FÄRGELANDA KOMMUN
Miljö- och byggnämnden
Inkom 1999 -04- 13
Dnr | Dpl 4.3.4.3 | H-kort

INNEHÅLL

I. Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem
Martin Gombrii, Andreas Holmberg, Christina Hylén, Evelina Nilsson och Johanna Müller

II. Vattenanalyser i Valboåns nedre vattensystem
Sofie Ahlbäck, Karin Gunnarsson, Inger Haraldsson, Mikael Jansson, Mia Johansson, Jonas Lundgren, Ylva Melin och Eino Niiranen

III. Undersökning av Valboåns bottenfauna
Daniel Andersson, Peteer Cederfalk, Björn Johansson, Sven Ljung, Torbjörn Persson och Tommy Strand

IV. Kikerudssjön - En undersökning av vattenkvalitet och zooplankton
Jenny Eriksson, Anna Lejontand, Lena Neregård, Frida Olsson, Elisabeth Sjöström, Lena Smith, Karin Stage och Jenny Toth.

990309
Zoologiska institutionen
Göteborgs Universitet

Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem

Martin Gombrii
Andreas Holmberg
Christina Hylén
Evelina Nilsson
Johanna Müller

Handledare: Jan Stenson

1. Bakgrund

Valboåns tillrinningsområde karakteriseras av skogsmark som övergår i jordbrukslandskap. Topografin är främst utformad av glaciala och fluviala processer, vilka har skapat ett kuperat och varierat landskap. Området har varit havsbotten vilket även det har utformat markens beskaffenhet. Jordarterna har ett stort inslag av lera och mjäla, dvs mycket små lättsuspenderade partiklar. Då jordbruket av tradition har varit en betydande näringsverksamhet har Valboån sedan länge varit recipient av partikelgrumlat ytavrinningsvatten. Detta speciellt med tanke på att de lämpliga jordarna finns i dalgångarna vid Valboån. Jordbrukets arealmässiga expansion har möjliggjorts av storskaliga utdikningsföretag av angränsade marker. Enighet råder om att jordbruket är den huvudsakliga källan till de höga fosfor- och kvävehalterna i Valboåns huvudfåra. Fosforn förs till vattnet med jordpartiklarna. För att förhindra översvämningar grävdes en del av Valboåns huvudfåra ut. Utgrävningen har lett till ökad kanterosion nedströms då strömhastigheten ökat. Dessutom har strandkantens vinkel minskat vilket i sin tur har försämrat dess bärighet, detta är särskilt påtagligt i åfårans ytterkurvor där ras är ett vanligt inslag. Årstidsvariationer i nederbördsmängd och temperatur påverkar partikelmängden och därmed fosforhalten.

2. Provplatser

Lokal 1, Valboån vid bron Vången
Provet togs från en mindre bro i närheten av ett mindre sågverk. Runt skogsbäcken växte gransumpskog med björkinslag som var översvämmad. Vattnet var klart men humusrikt och hade passerat hyggen som var hyggesplöjda.

Lokal 2, Valboån vid bron Intaken
Provplatsen var belägen vid vägen mot Ödebyn. Skyddszoner på 1-10 meter omgav vattendraget och bestod av klibbal och björk, det var även dödved i vattnet. Utanför skyddszonerna fanns stubbåkrar och plöjda fält. Vattenflödet var relativt strömt och humusinnehållet hade minskat jämfört med lokal 1.

Lokal 3, Valboån vid Skällsäterbron
Vägen mot Järbo kyrka. Omgivningen bestod av betesmark med slutna grästäcken. Kantzoner fanns delvis och var små och nedtrampade av boskap. Vattnet var strömt och både grumligt och humöst.

Lokal 4, Valboån vid bron Härsängen
Provet erhölls vid vägen som leder till Svingelån. Åkern i anknytning till vattendraget var plöjd men hade en vändteg närmast vattnet som inte var det. Stränderna var eroderade och hade ett visst inslag av al och sälg. Vattnet var både humöst och lergrumlat.

Lokal 5, Valboån vid bron Högsäter
Provet togs i Högsäter samhälle från bro över trafikerad väg. Strandkanterna var branta och eroderade med en liten kantzon. Vattnet var starkt strömmande och var grumlat av sediment, men hade även ett visst inslag av humus.

Lokal 7, Valboån vid Edstena
Stenigt runt vattenfåran, få träd och ingen direkt skyddszon. Ovanför forsen fanns en plöjd åker. Vattnet hade en viss grumlighet.

Lokal 9, Valboån vid Rykbron
Provplatsen var på en gångbro, uppströms fanns en våtmark. Fåran är större än tidigare och de gräsbevuxna kanterna var utsatta för erosion. Al växte utmed vattendraget. Vattnet var mycket grumligt.

Lokal 10, Valboån vid Torp
Provet togs från bron vid Torp kyrka. Uppströms fanns plöjd åkermark. Sidokanterna var branta och vattnet var väldigt grumligt vilket medförde ett dåligt siktdjup.

Lokal 11, Svartebäcken vid bro 172:an
Bäcken där provet togs gick under vägen som leder till vägen mot Stora Bön. Vattnet var humusrikt och en aning grumligt. Vegetationen sträckte sig ända fram till bäcken och bestod i huvudsak av gran och björk. Färska bävergnag och en övergiven bäverhydda låg i anknytning till provplatsen

Lokal 12, Madbråtsbäcken vid bro 172:an
Vägen mot Rännelanda. Även här var betesmark det som dominerade men med avsaknad av kantzoner. Vattnet var strömt och lergrumlat. Kanterna var eroderade och hade rasat på några ställen.

Lokal 15, Bandenebäckens utlopp i Valboån
Omgivningen bestod av mader och det fanns inga kantzoner alls. Vattendraget kom från skogen, ganska stillastående och innehöll humus samt var grumligt av sediment.

Lokal 16, Lillån vid utloppet i Valboån
Provet togs från en bro i Färgelanda centrum. Åkanten hade ett slutet växttäcke och vissa lövträd, främst al växte vid kanten. Vattnet var klarare än tidigare och innehöll humus.

3. Frågeställningar

- Hur står det till med Valboån? Framförallt med avseende på halten totalfosfor, men även i viss mån på alkalinitet, konduktivitet, turbiditet och pH.
- Vilka åtgärder kan man vidtaga för att komma tillrätta med erosionen i huvudfåran?
- Hur bör man lägga upp ett provtagningsprogram som värderar betydelsen av erosion i huvudfåran i relation till andra fosforkällor?

4. Metoder

Vattenproverna erhölls 990302 vid de olika provlokalerna. Provplatserna 6, 8, 13 och 14 utgick. Vattentemperaturen var 0-1°C och det var tjäle i marken. Vattenproverna togs upp med en Ruttnermätare strax under vattenytan, i vattendragets mitt, varefter de överfördes till provflaskor och ställdes på is. Vattenproverna analyserades

påföljande dagar vid Zoologiska instutitionen i Göteborg. Följande parametrar analyserades:

4.1 Totalfosforhalten

Halten totalfosfor mäts för att ge en bild av näringshalten i Valboån. Med totalfosforhalt menas summan av löst oorganiskt fosfor, polyfosfater, löst organiskt fosfor och partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor (Bydén et al 1996). Totalfosforhalten är föremål för en stark årsvariation som till stor del är kopplad till primärproducenternas årsvariation. Detta innebär högst värden i januari till mars orsakat av att ljusinstrålning och temperatur då är som minst/lägst. Snösmältning påverkar dessutom värdena sekundärt genom ett ökat tillflöde av partikelrikt vatten.

Analys: Organiskt bunden fosfor frigjordes till fosfat genom oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat. Hydrolysen sker i svagt sur miljö vid hög temperatur och högt tryck i autoklav. Det frigjorda fosfatet analyserades sedan enligt fosfatfosformetoden, MRP (Goedkoop & Sonesten)

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

Tabell 1. Benämningsvärden totalfosfor (Naturvårdsverket allmänna råd 90:4).

4.2 pH och alkalinitet

pH-värdet är ett mått på koncentrationen av vätejoner i vattnet. Alkalinitet är ett mått på vattnets buffertförmåga. Alkaliniteten anger vattnets förmåga att neutralisera starka syror och därmed förmågan att stå emot försurning. Det är främst vätekarbonat, karbonat- och hydroxidjoner som påverkar alkaliniteten i sötvatten (Bydén et al, 1996).

Analys: pH mättes med en pH-meter som kompenserade för temperaturskillnader mellan proverna. Alkaliniteten bestämdes genom titrering med 0,02M saltsyra samtidigt som kvävgas genombubblades för att kunna försumma koldioxidens inverkan. SBV-indikator användes.

Alkalinitet (mekv/l)	**pH**	**Klass**	**Benämning**
> 0,5	> 7,1	1	Mycket god buffertkapacitet
0,1 – 0,5	6,8 – 7,1	2	God buffertkapacitet
0,05 – 0,1	6,3 – 6,8	3	Svag buffertkapacitet
0,01 – 0,05	5,7 – 6,3	4	Mycket svag buffertkapacitet
≤ 0,01	≤ 5,7	5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet

Tabell 2. Benämningsvärden för pH och alkalinitet (Naturvårdsverket allmänna råd 90:4).

4.3 Turbiditet

Turbiditeten är ett mått på vattnets grumlighet och beror på olöst substans. Turbiditet definieras som ett uttryck för den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas istället för att passera i raka linjer genom vattenmassan. Den varierar med

storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna. Partiklarna kan utgöras av slam, lera, växtplankton, djurplankton, mikrober, organiskt material och små olösliga partiklar av varierande ursprung. I rinnande vatten dominerar de oorganiska partiklarna medan organiska partiklar dominerar i sjöar (Bydén et al, 1996). Turbiditet anges i cm^{-1} som är detsamma som FTU.

Analys: Turbiditeten uppmättes spektrofotometriskt.

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

Tabell 3. Benämningsvärden för turbiditet (Naturvårdsverket allmänna råd 90:4).

4.4 Konduktivitet

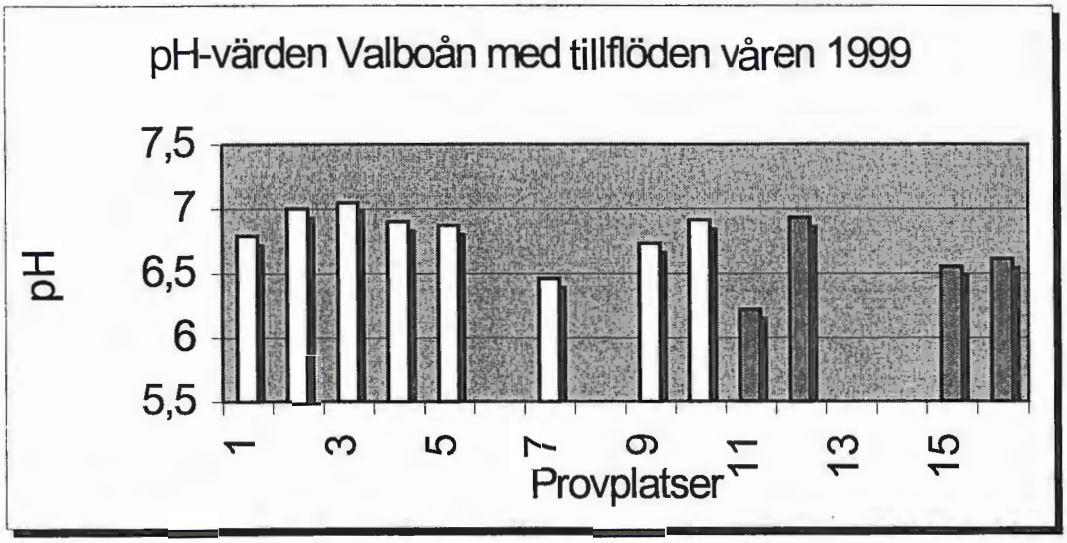
Konduktivitet är ett mått på vattnets innehåll av lösta joner. Konduktiviteten uttrycks i S/m, i inlandsvatten oftast som mS/m och är det inverterade värdet av lösningens specifika motstånd. Den varierar med lösningens temperatur och standarden är därför satt till 25 °C. Normalvärden för konduktiviteten för svenska insjöar är 5-40 mS/m. Regnvatten har i södra Sverige en konduktivitet mellan 3 och 4 mS/m, smältvatten från snö har ca 6 mS/m och grundvatten i storleksordningen 40 mS/m (Bydén et al, 1996). Rinnande vatten har i regel betydligt högre värden pga ett högre materialinnehåll (Ragnar Lagergren muntligen, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet).

Analys: Konduktiviteten analyserades med en konduktivitetsmätare vid 25 °C.

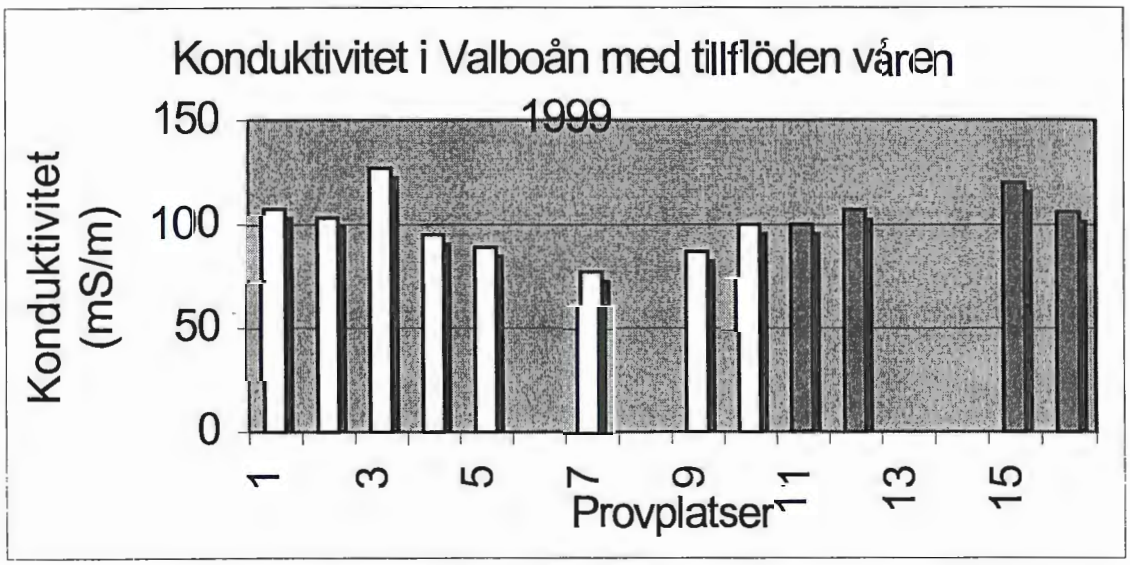
5. Resultat

Provplats	pH (M)	Konduktivitet (mS/m)	Turbiditet (1/cm)	Alkalinitet (mekv/l)	Totalfosforhalt (mikrogram/l)
1	6.79	107.5	3.2	0.384	16.02
2	7	103	4.8	0.344	10.54
3	7.05	127	15.9	0.28	45.53
4	6.9	95	19.7	0.264	55.65
5	6.87	89	25.7	0.296	57.76
6					
7	6.46	77	30.4	0.32	70.83
8					
9	6.73	87	57.4	0.336	131.96
10	6.91	100	58.5	0.328	144.18
11	6.22	100	11.3	0.12	48.48
12	6.93	107	29.2	0.424	74.2
13					
14					
15	6.55	120	23	0.4	95.7
16	6.61	106	7.9	0.376	32.88

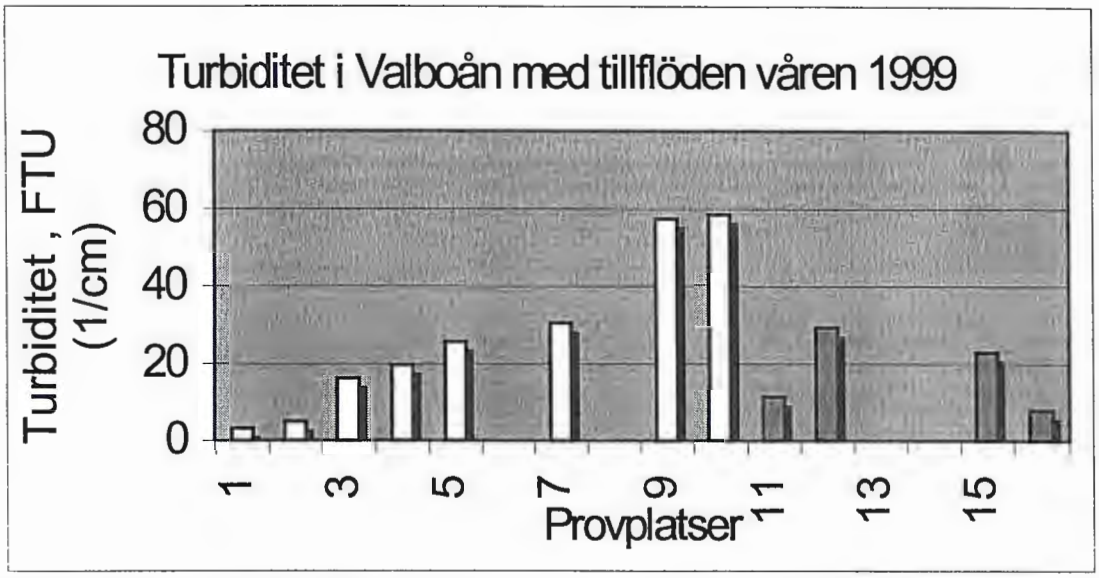
Följande diagram visar erhållna mätvärden. Provplatser 11-16, markerade med grå färg, är tillflöden till huvudfåran som är markerad med vita staplar.



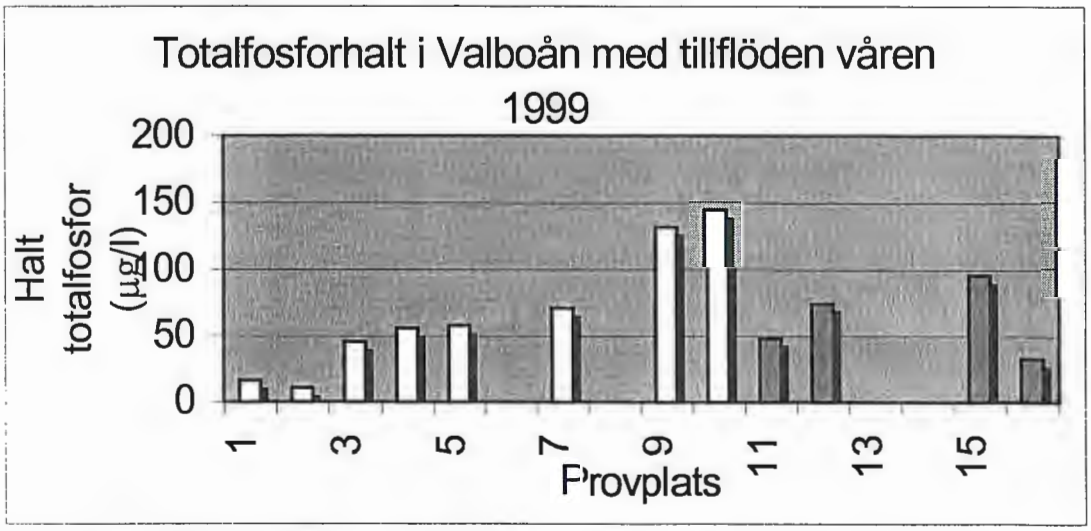
Figur 1. Inga värden visar på att vattnet skulle vara försurat, då pH varierar mellan 6,2 – 7,0.



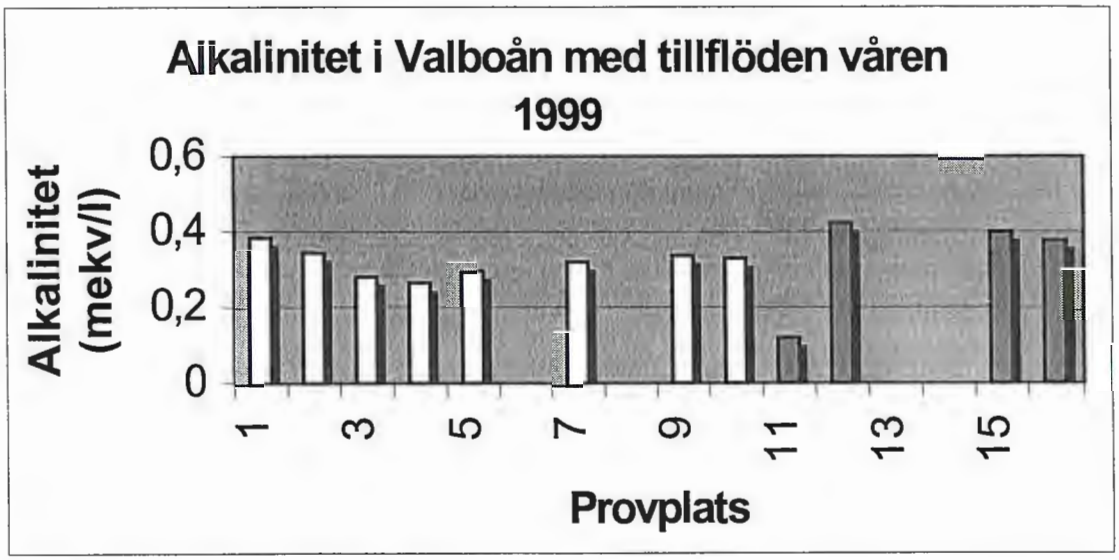
Figur 2. Konduktiviteten är genomgående förhållandesvis hög.



Figur 3. Mycket höga FTU-värden. Provplats 1 och 2 har betydligt grumligt vatten, övriga provplatser klassificeras som starkt grumliga (FTU > 7,0). Turbiditeten ökar nedströms.



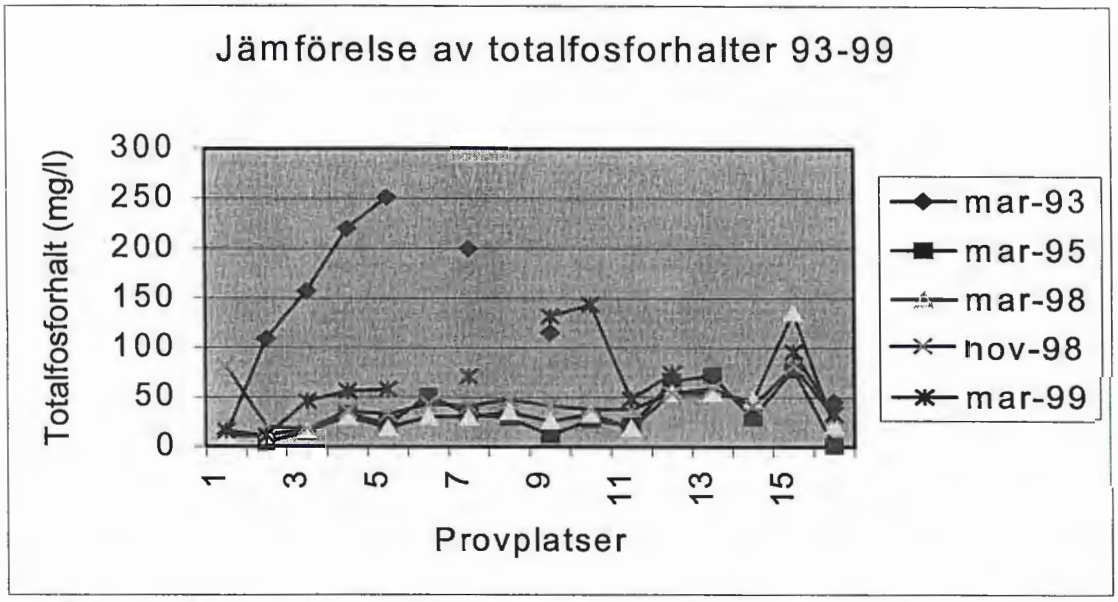
Figur 4. Totalfosforhalten ökade nedströms i systemet, från ett näringsfattigt till ett måttligt näringsrikt tillstånd högt upp i tillrinningsområdet, till ett mycket näringsrikt tillstånd i Valboåns nedre del.



Figur 5. Alkaliniteten i Valboån visar att systemet har en god buffertförmåga på samtliga provplatser.

Jämförelse av totalfosforhalter 93-99

Provplatser	mar-93	mar-95	mar-98	nov-98	mar-99
1	12		11	*82*	16
2	109	4	11	*20*	11
3	157	14	16	*18*	46
4	220	33	30	*36*	56
5	251	23	19	*33*	58
6		51	30	*43*	
7	200	33	30	*41*	71
8		29	35	*48*	
9	115	12	26	*41*	132
10		27	33	*38*	144
11		21	19	*38*	48
12		66	54	*54*	74
13		72	54	*59*	
14		29	47	*41*	
15		78	135	*82*	96
16	45	1	21	*31*	33



Figur 6. Totalfosforhalter från fem mättillfällen visar en generellt ökande trend nedströms i systemet.

6. Analys

6.1 Analys av erhållna resultat

För att kunna bedömma biflödenas enskilda och sammanlagda påverkan på huvudfårans vattenkemi krävs flödesuppgifter om biflödena. I och med att vi inte har dessa data inriktar vi oss på huvudfåran. Samtliga benämningar på vattentillståndet är hämtade från Naturvårdsverkets allmänna råd 90:4, benämningarna klassificeras från 1 till 5 med 5 som det mest negativa värdet.

6.1.1 Totalfosforhalt

Provtagningarna visar en nästintill linjär ökning av totalfosforhalterna nedströms i Valboåns vattensystem. Vi tycker oss kunna urskilja tre huvudorsaker till detta:

1. Erosion längs huvudfåran.
2. Ytavrinning ner till huvudfåran från intilliggande jordbruksmarker.
3. Biflödenas påverkan på huvudfåran.
    a. genom en direkt ökad fosforhalt.
    b. genom en ökad vattenmängd som ger en högre strömningshastighet vilket innebär ett ökat erosionstryck.

Valboåns första del kan benämnas som måttligt näringsrik, klass 3, för att relativt tidigt i systemet övergå till ett mycket näringsrikt tillstånd, klass 5.

6.1.2 Jämförelse av totalfosforhalter 1993-99

Då vi inte har speciellt ingående beskrivningar om rådande väderförhållanden perioderna innan tidigare mätserier, blir detaljerade jämförelser svåra att göra. Värdena från november 1998 kan inte jämföras med vårmätningarna, detta trots att de inte skiljer sig avsevärt från de andra, då årstidsvariationerna riskerar att dölja verkliga förändringar. Intressant att nämna kan dock vara det höga värdet från provplats 1 som återgått till ett relativt lågt värde fram till vår mätning i mars 1999.

Mätningen från mars 1993 uppvisar mycket högre värden än medelvärden från övriga marsmätningar. Orsaker till det kan vara att en extra kraftig vårflod föregick

mätningstillfället samt att vintern var mycket nederbördsrik och då främst i form av regn, se vidare nedan tänkbara orsaker till de höga värdena mars 1999.

Marsmätningarna från 1995 och 1998 är generellt lägre än 1999. Orsaker till detta kan vara vädersituationen som rådde strax innan mätningstillfället samt föregående vinter.

Våra undersökningar gjordes 990302. Provdagen föregicks av en period med mycket nederbörd. Tydliga spår från högvatten och översvämning syntes längs strandkanten med färska erosionsskador och slamavlämningar. Det var varken isbeläggning eller snötäcke. Vintern 98/99 var relativt snöfattig med en kortare period med kvarliggande snö. Med andra ord var nederbörden främst i form av regn som kontinuerligt tillfördes Valboån vilket medfört ett kraftigare erosionstryck med en större mängd lösgjort och tillfört material som följd.

6.1.3 Turbiditet
Eftersom fosfor till stor del är partikelbundet är korrelationen mellan totalfosforhalt och turbiditet mycket stark. Vilket även resultaten från vår provtagning visar. I stort sett hela Valboåns vattenmassa benämns som starkt grumlig, klass 5.

6.1.4 Konduktivitet
Konduktiviteten är relativt konstant och mycket hög i hela vattensystemet. Normalvärdena för svenska insjöar på 5-40 mS/m kan ställas mot vår undersöknings lägsta notering på 77 mS/m. Möjliga orsaker till de höga värdena kan vara en kraftig vårflod, närheten till havet, surt regn vilket ökar vittringen eller en kombination av dessa olika faktorer.

6.1.5 pH och alkalinitet
Samtliga pH-värden visar på att vattensystemet inte är försurat och alkalinitetvärdena visar vidare på att buffertkapaciteten är så god att ingen försurningsrisk föreligger, klass 2.

6.2 Förslag till åtgärder
Åtgärderna kan bestå av att dels hindra erosion av kanterna, dels förhindra läckage av närsalterna.

- Informera lantbrukarna om orsaker och följder av läckage av näringsämnen till vattnet, (till exempel vilka enorma biotopförändringar det blir i havet) samt vilka ersättningar som finns att tillgå, detta för att motivera dem till ett miljövänligare jordbruk genom att exempelvis lämna breda och beväxta kantzoner, plöja åkrarna längsmed ån i större utsträckning. Se diskussion.
- Kantzoner, vilket minskar läckage av näringsämnen till vattnet. Dessa skall ha en låg sluttning och vara beväxta för att näringsämnena effektivt skall kunna tas upp.
- Minska strömhastigheten i huvudfåran, vilket skulle minska erosionsskadorna, genom att till exempel anlägga bipassager och/eller vattenhinder (kanter och botten). Vattenhinder medför också andra positiva effekter såsom ökad syresättning av vattnet vilket ökar möjligheten att fosfor komplexbinds med järn.
- Stensättning av vissa vattendragskanter, ex erosionsutsatta ytterkurvor. Stenarna placeras längs vattendragens kanter och förhindrar att löst material rasar ner i ån.
- Anläggning av våtmarker och dammar, dessa möjliggör en återcirkulation av främst fosfor och kväve till jorden.

6.3 Förslag till provtagningsprogram

Först och främst bör antalet provpunkter utökas till att inbegripa fler tillflöden järnfört med tidigare provtagningsserier. Vidare måste flödeshastigheter mätas så att tillflödenas kvantitativa bidrag till totalfosforhalten i Valboån kan bestämmas. På så sätt kan huvudfårans eget fosforbidrag erhållas. Dessvärre kan man inte utifrån detta avgöra erosionens påverkan i relation till andra i huvudfåran påverkande faktorer som tex ytavrinningen. Detta gör att man kan identifiera de största fosforkällorna och därmed vidta lämpliga åtgärder där behovet är som störst (se ovan, Förslag till åtgärder).

7. Diskussion

För att en jämförelse med tidigare års resultat ska vara möjlig måste vi se till de förutsättningar som kan ha varierat gällande årstid, temperatur- och nederbörds förhållande samt eventuella ingrepp som genomförts inom tillrinningsområdet.

Nytt sedan senaste mätningar är en nygrävd damm, "Arturs damm", vid Stora Bön mellan provpunkt 2 och 3. Dess möjliga betydelse för vattenkemin är för tillfället mycket svår att utvärdera.

Varför går det trögt att miljöanpassa jordbruket? Behövs en utvärdering av vad som gjorts och vad man kan göra annorlunda för att förbättra motivationen att genomföra ett jordbruk som är både ekologiskt hållbart och tillfredställande för jordbrukaren? Vi ställer oss frågandes inför faktum att kunskap finns hur man kan miljöanpassa jordbruket, att ersättning utgår till bönderna om de t.ex. anlägger kantzoner, och ändå har ur vår synvinkel väldigt lite genomförts. Kan det vara brist på kunskap hos jordbrukarna eller är det mer ekonomiskt för dem att utnyttja varenda kvadratmeter av åkern? Då dagens bidragssystem inom EU inte gynnar småskalighet är det svårt för den enskilde lantbukaren att nå upp till de ställda kriterierna för bidrag till ett mer ekologiskt arbetssätt. Känner alla berörda till vilka konsekvenser övergödning får? Eftersom övergödningsproblemen är så allvarliga längs kusten och inte tenderar till att förbättras, är vårt förlag till åtgärd att det skall löna sig att driva ett ekologiskt hållbart jordbruk, alltså hänger detta ansvar ytterst på jordbruksdepartementet att tillräckligt stora ersättningar utgår för "förlust" av mark som istället fungerar som fällor för närsalter. Dessutom behövs en motivation hos bönderna att förändra traditioner om hur man brukar sin mark. Samarbete och förståelse mellan kommun, stat och jordbrukare är nödvändig. Bjud ut lantbrukare till Gullmarsfjorden och låt de, som inte tror att deras jordbruk innebär biotopförändringar i havet, fridyka längs kusten. Låt också arbetande människor på länstyrelser, kommun och biologer följa med bönderna i deras arbete. Om ansträngningar av detta slaget gjorts och det ändå inte händer något – lagstifta!

8. Referenser

Andersson T., Gedell S., Hansson S., Ryberg B., 1998, *Fosforhalter och kemi i Valboåns vattensystem*, Göteborgs Universitet, Zoologiska institutionen, Göteborg.

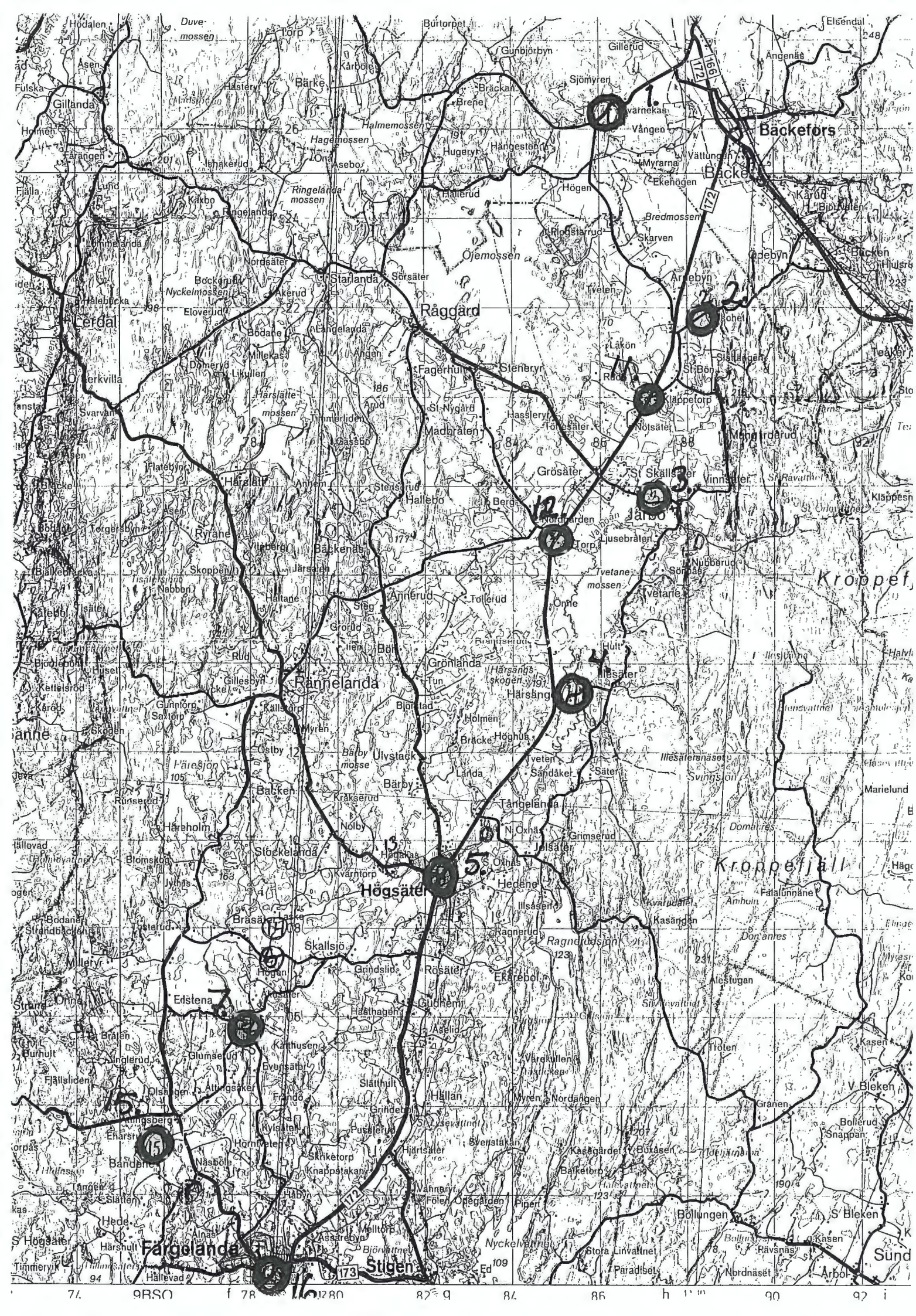
Bjerner M., Douglas G., Lindström M., Litzen A., Skrapsten A., Skårman T., 1998, *Fosforhalter och Erosionsproblem i Valboåns Dalgång. Inklusive Förslag till Åtgärdsprogram,* Göteborgs Universitet, Zoologiska institutionen, Göteborg.

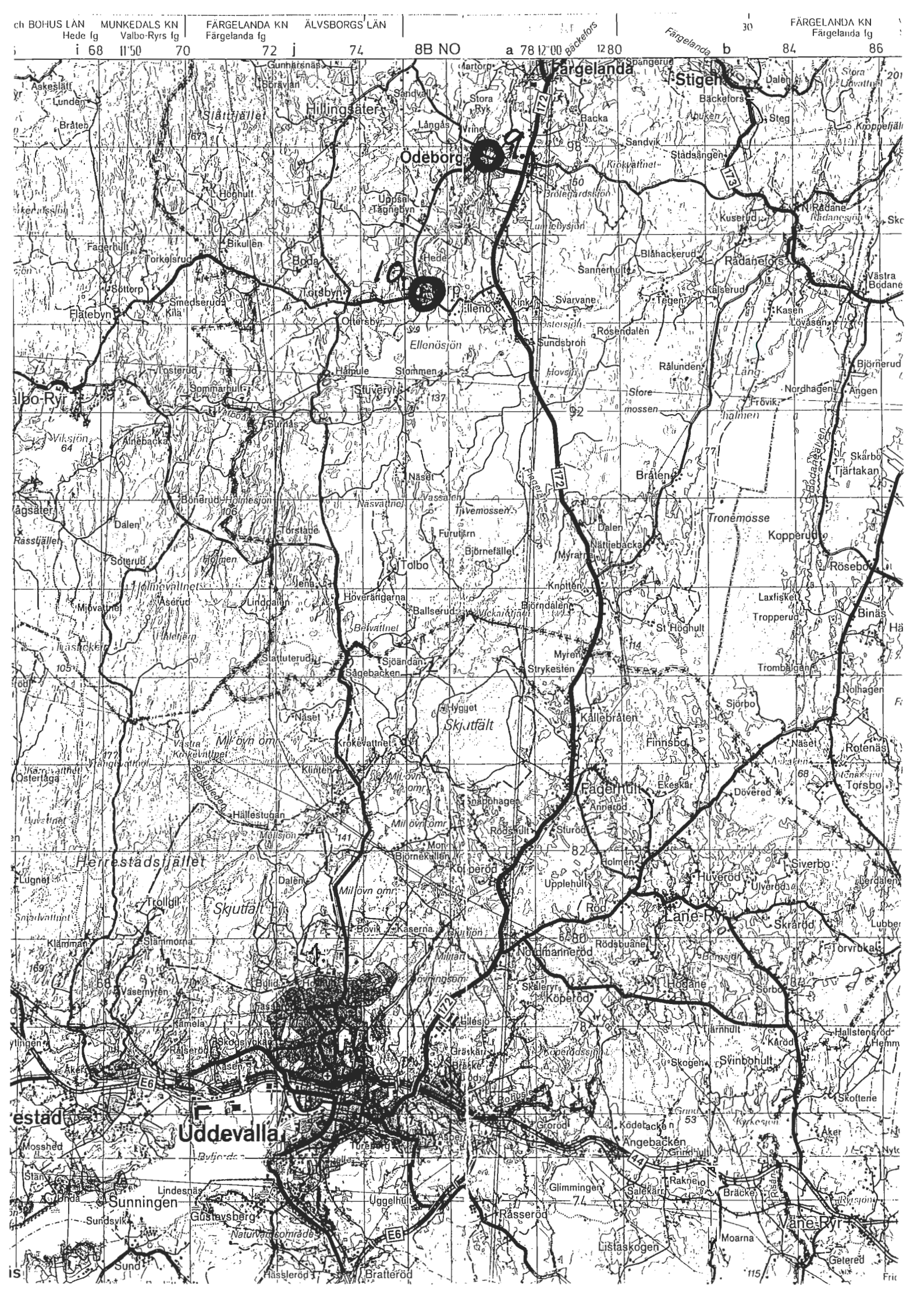
Bydén S., Larsson A-M., Olsson M., 1996, *Mäta vatten, undersökningar av sött och salt vatten* – andra upplagan, Göteborgs Universitet, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborg.

Föreläsningsanteckningar, Vattenvård vt 1999

Goedkoop W., Sonesten L., *Laborationsmanual för kemiska och fysiska analyser av inlandsvatten och sediment*, Uppsala Universitet, Limnologiska instutitionen, Uppsala.

Svenland K., Svensson J-E., Stenson J., 1998, *Vattenvårdande åtgärder i Örekiälvens vattensystem, Exkursionskompendium*, Göteborgs Universitet, Zoologiska institutionen, Göteborg.


Bäckefors
Årjebyn
Råggård
Starlanda
Lerdal
Grösäter
St Skällsjö
Järbo
Kroppefj
Rännelanda
Grönlanda
Härsäng
Högsäter
Kroppefjäll
Fargelanda
Stigen
Sund
Bollungen
Backen
Bäckefors
Ängenäs
Elsendal
Gillerud
Sjömyren
Vången
Myrarna
Ekenögen
Högen
Hallerud
Bredmossen
Skarven
Öjemossen
Sörsäter
Tveten
Fagerhult
Stenseryr
Madbråten
Klappetorp
Notsäter
Grösäter
Vinnsäter
Hallebo
Ryrane
Bäckenäs
Annerud
Tvetane
Tvetane mossen
Nybo
Hult
Ilesäter
Ulvstack
Bärby
Tångelanda
Grimsrud
Hedene
Ilsäsen
Kasängen
Ragnerud
Ragndalssjön
Skallsjö
Rösäter
Ekarebol
Edstena
Gudhem
Hästhagen
Aselid
Hjärtsäter
Svenstakan
Kasegärdet
Buxäsen
Bollungen
Stora Linvattnet
Rävsnäs
Nordnäset
Arbol
Paradiset
Pipert
Öpegården
Vahnsryr
Nyckelvattnet
Björnvattnet
Hällan
Slåtthult
Grindebol
Grindslid
Skriketorp
Knappstakan
Näsböle
Bandene
Hörnfeten
Kylsäter
Pusslerud
Ånnäs
Ässarebyn
Mellstorp
Hede
Alnäs
Härshult
Hällevad
Timmeryr
Ed
Nordängen
Myren
Varekullen
Tjuten
Kasen
Gränen
V Bleken
S Bleken
Bollerud
Snappan


ch BOHUS LÄN
Hede fg
MUNKEDALS KN
Valbo-Ryrs fg
FÄRGELANDA KN
Färgelanda fg
ÄLVSBORGS LÄN
FÄRGELANDA KN
Färgelanda fg
i 68 70 72 j 74
8B NO
a 78 12'00 12'80 b 84 86
Färgelanda
Stigen
Hillingsäter
Ödeborg
Hede
Torp
Boda
Uddevalla
Sunningen
Vänersborg
Trollhättan
Lane-Ryr
Valbo-Ryr
Herrestadsfjället
Skjutfält
Ellenösjön
Tronemosse
Bäckefors
Rådanefors
Fagerhult
Tolbo
Näset
Sundsbron
Rösebo
Binäs
Torsbo
Siverbo
Huverod
Lane-Ryr
Vänersborg
Gustavsberg
Naturvårdsområde
Militärt övningsområde
Miljövn omr
Skjutfält

Göteborgs Universitet
Zoologiska Institutionen
Vattenvård 10p vt-99
Handledare: Jan Stensson
Av: Sofie Ahlbäck
Karin Gunnarsson
Inger Haraldson
Mikael Jansson
Mia Johansson
Jonas Lundgren
Ylva Melin
Eino Niiranen

Vattenanalyser i Valboåns nedre vattensystem

Sammanfattning

2 mars 1999 togs vattenprover I Valboåns nedre vattensystem. Proverna analyserades med avseende på konduktivitet, alkalinitet, pH, turbiditet och totalfosfor. Vi har lagt tyngdpunkten i arbetet på att diskutera åtgärder och orsaker till eutrofieringsproblemen i systemet. Denna och tidigare undersökningar visar att Östersjön inte är och troligen inte har varit en fosforkälla. Sedimentprover bör tas för att undersöka om det tidigare förekommit syrebrist i systemet. Åtgärder gör störst nytta i Valboåns tillrinningsområde ovanför Ellenösjön. Detta skulle leda till positiva effekter även för Östersjön och en barriär blir därmed onödig.

Innehållsförteckning

1 Inledning	1
1.1 Frågeställning och formulering av syftet	1
2 Bakgrund	2
2.1 Områdesbeskrivning	3
3 Material och metod	5
4 Resultat	7
4.1 Alkalinitet	7
4.2 Turbiditet	7
4.3 Totalfosfor	8
4.4 pH	9
4.5 Konduktivitet	10
5 Diskussion	11
5.1 Allmänt	11
5.2 Orsaker till problemet	11
5.3 Åtgärder till problemet	12
5.4 Felkällor	13
Litteratur	14
Bilaga 1	
Bilaga 2	
Bilaga 3	

1 Inledning

Under fördjupningskursen "Vattenvård 10p" på Zoologiska institutionen, Göteborgs Universitet, gjordes i början på mars 1999 ett projektarbete med anknytning till vattenvårdande åtgärder i Valboåns vattensystem. Vårt delprojekt gjordes för att öka förståelsen för de orsaker som påverkar systemets vattenkvalité och för att där ur kunna diskutera eventuella åtgärder.

Våra undersökningar begränsades till att mäta totalfosforhalt, pH, alkalinitet, turbiditet och konduktivitet. Dessa prover togs på fem olika platser i vattensystemet för att kunna dra slutsatser om hur främst totalfosforhalterna varierar och vad den bakomliggande orsaken därtill är. Bakgrunden till detta är att hela vattensystemet under senare år har varit föremål för en rad större undersökningar och debatter angående övergödningen i systemet. Detta påverkar inte bara vattensystemet i sig utan även västerhavet, då Valboån via Örekilsälven mynnar i Gullmarsfjorden.

1.1 Frågeställning och formulering av syftet

Syftet med detta projektarbete är medelst att analysera egna provtagningar i jämförande perspektiv få en helhetsbild av vattensystemet med hjälp av redan gjorda provtagningar och rapporter. Denna helhetsbild skall ligga till grund för de orsaker och åtgärder som föreslås i diskussionsdelen och föranletts av frågeställningarna:

Fungerar idag Östersjön som fosforfälla eller fosforkälla?
Hur skall man kunna lägga upp en undersökning som ger ett kvantitativt svar på denna fråga?
Hur kommer en barriär att påverka vattensystemet som helhet?
Hur skall man komma åt problemen med övergödningen av sjösystemet?

2 Bakgrund

Övergödningsproblemet grundar sig främst på att Valboån uppvisar höga halter av närsalterna fosfor och kväve. Till detta kan finnas flera orsaker där flertalet härhör från mänsklig aktivitet och skulle på så sätt kunna åtgärdas. Exempel på detta är att jordbruksverksamhet runt Valboån har lett till omfattande utdikningar av våtmarker och vattendrag för att öka jordbruksarealen. Detta har bidragit till att vattnets uppehållstid i området drastiskt har förkortats så att systemets självrening i stort är obefintligt. Till detta kommer att området består av erosionsbenägna jordar, så som lera, mo och mjäla, som leder till att utdikningar för med sig ett stort antal ler- och jordpartiklar.

De fosfor- och kvävemängder som frigörs i systemet härhör från atmosfäriskt nedfall, erosion, utsläpp från enskilda avlopp och kommunala reningsverk, samt ett fåtal industrier som bruket i Munkedal. Läckage av främst fosfor från övergödda jordbruksmarker är en annan stor källa, som via utdikning, dränering och plöjning eller borttagning av kantzoner nära vattendragen leder till att de frisätts i större mängd.

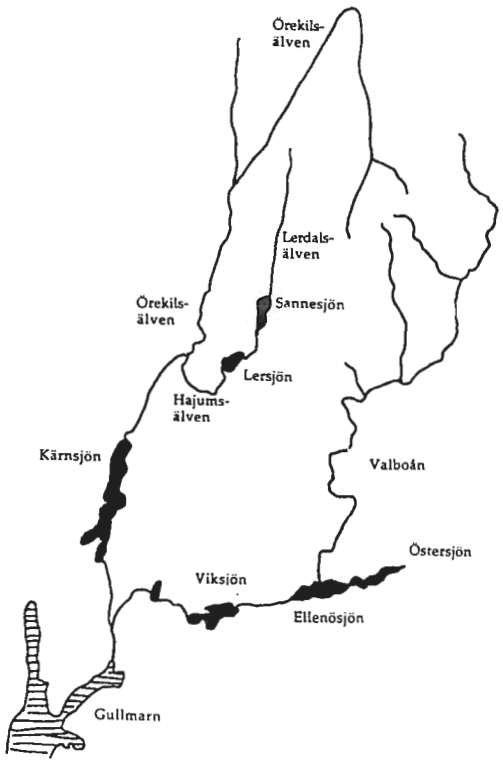
Övergödningen av Gullmarn och vattendragen inom Gullmarns avrinningsområde är uppenbar och leder bland annat till stor algtillväxt i ytvattnet under sommarhalvåret, till syrefria vatten och djupare ned till döda bottnar. Övergödningen i avrinningsområdets vattendrag är speciellt påtaglig i de större sjöarna nedströms Valboån såsom Ellenösjön, Viksjön och Vassbotten, vilka numera reagerar regelbundet med återkommande algblomningar.

Vid speciella tillfällen kan även Östersjön drabbas av smärre algblomning. Östersjön är en betydligt djupare sjö än Ellenösjön, har mindre tillförsel av vatten så att omsättningstiden blir betydligt längre och ringa näringstillförsel från tillrinnande vattendrag. Ändock kan således sjön drabbas av mindre återkommande algblomning som får till följd att sjöns rekreationsvärde gällande bad och fiske minskar. Under 1994 förekom en begränsad algblomning i Östersjön, vilken kan sättas i samband med den större algblomning som då var i Ellenösjön (KM Lab 1997). Orsaken till detta sägs vara att ytvatten från Ellenösjön pressas in via sundet, som för med sig närsalter och alger, vid speciella tillfällen. Ett tillfälle sägs vara under kraftiga västliga vindar, men även tillfällen när Ellenösjön har ett lågt vattenstånd och utsätts för en snabb och kraftig tillrinning, vid t.ex. vårfloden och kraftiga regn under främst sensommaren.

För att åtgärda en sådan tillströmning av vatten från Ellenösjön har det föreslagits att en barriär i sundet mellan sjöarna skulle upprättas för att förhindra vattenströmningen till Östersjön. Barriären skulle då leda till att Östersjöns vatten skulle bli klarare och av bättre kvalité, så att sjöns värde som bad- och fiskesjö skulle kunna säkerställas. De negativa effekterna och nyttan av en sådan barriär kan då diskuteras. Är t.ex. Östersjön en fosforkälla eller fosforfälla, vilka konsekvenser får barriären i Ellenösjön och i vattendragen nedströms, hindrar det fiskens vandring, påverkar det områdets friluftsliv etc.?

2.1 Områdesbeskrivning

Ellenösjön och Östersjön är två sammanhängande sjöar i de sydligaste delen av Färgelanda kommun. Sjöarna ingår i Valboåns avrinningsområde som i sin tur är en del av Örekilsälvens vattensystem. (se fig.)



Figur 1. Örekilsälvens vattensystem (Svenland et al. 1998)

De båda sjöarna är sinsemellan ganska olika. Medan Östersjön omges av branta bergiga stränder har Ellenösjön på många ställen långgrunda lerstränder som delvis utnyttjas för bete. Sjöarna delas av ett ca 400 meter långt och ca. 24 meter brett sund. Nivåskillnaden mellan sjöarna är försumbar och sjöarna kan ses som ett sammanhängande vattensystem (Wemmer 1997).

Östersjön som är belägen öster om Ellenösjön är en långsmal och djup (30 m) skogsjö. Östersjön har ett avrinningsområde på 27 km^2 . Avrinningsområdet består främst av bergig mark av urbergskaraktär som är granskogsbeklädd.
Tillrinningen via ett fåtal skogsbäckar är förhållandevis liten och omsättningstiden för sjön är 14,3 månader (Wemmer 1997).

Ellenösjön är en grund sjö av slättsjökaraktär med ett medeldjup på 2,95 m. Ellenösjön har ett stort avrinningsområde (457 km^2) på grund av att Valboån mynnar i sjön. Avrinningsområdet består av skogsmark och en betydande andel av erosionsbenägen jordbruksmark.

Sjöarna fungerar som ett vattensystem och flödet mellan sjöarna styrs till största delen av vattenståndsvariationer i Ellenösjön. Detta p.g.a. att Östersjöns tillföde är så litet jämfört med Ellenösjöns. Vid mycket nederbörd under kort tid ökar Ellenösjöns vattenstånd snabbt och leder till ett vattenflöde in i Östersjön. Även ihållande västliga till sydvästliga vindar kan leda till en vattenström in i Östersjön. Storleken av detta flöde är dock osäkert. Vid övriga förhållanden sker ett vattenflöde från Östersjön till Ellenösjön (Wemmer 1997).

Planktonsamhällena i de båda sjöarna dominerades framförallt av eutrofa organismer med en tendens mot hypereutrof karaktär. Ellenösjön har ett något artrikare växtplanktonsamhälle än Östersjön. Blågröna alger dominerar växtplanktonsamhället under sommaren. Närsaltskoncentrationen är mycket högre i Ellenösjön än i Östersjön (Hamrin 1998).

3 Material och metoder

Vattenprover har tagits från 17 punkter varav 5 togs i Östersjöns inlopp, 3 togs i sundet mellan Östersjön och Ellenösjön, 6 togs i Valboån och 3 togs i Viksjön (se bilaga 1). Proverna togs den 2 mars. Vädret var klart och soligt med några plusgrader och måttliga sydvästliga vindar. På grund av flera dagar med milt väder var det kraftig snösmältning och islossning. Proverna togs från broar samt vid strandkanter. Till vattenproverna användes en Ruttnerhämtare som även angav temperaturen.

3.1 Turbiditet

Turbiditeten bestämdes med en turbidometer där man jämför proverna med en standardlösning. Turbidometern mäter hur mycket av infallande ljus som sprids när strålen går genom provkyvetten. Spridningen ger ett mått på hur mycket suspenderat material som finns i vattnet.

3.2 Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på hur mycket syratillskott vattnet tål utan att pH sänks. Den bestämdes genom titrering med 0,02 M HCl, enligt Svensk standard 028139. 1981. Alkaliniteten beräknades sedan enligt formeln:

$$\text{Alkaliniteten} = A\ (\text{mekv/l}) = (C_{HCl} * ml_{HCl} * 1000) / (ml_{prov})$$

3.3 Konduktivitet

Konduktiviteten (ledningsförmågan) är ett mått på den mängd lösta joner ett vatten innehåller. Proverna värmdes i vattenbad till 25° C eftersom konduktiviteten är temperaturberoende. Den bestämdes sedan med en konduktivitetsmätare och anges i enheten mS/m.

3.4 pH

pH-värdet är minuslogaritmen av vätejonkoncentrationen i vattnet. Den bestämdes med en pH-meter som kalibrerats i en lösning med känt pH.

3.5 Totalfosfor

Totalfosfor är summan av löst oorganiskt fosfor, polyfosfater, löst organisk fosfor samt partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor.Totalfosfor är en potentiell näringskälla, eftersom den fosfor som ej direkt kan tas upp av växtligheten kan

omvandlas till tillgängligt fosfat (Bydén 1996). De organiska och oorganiska fosforföreningarna i vattenprovet omvandlades till fosfat genom oxidativ hydrolys med kaliumpersulfat. Hydrolysen skedde i svagt sur miljö vid hög temperatur och högt tryck i autoklav. Det frigjorda fosfatet analyserades sedan genom fosfatfosfor (MRP) metoden enligt Svensk standard 028127. 1984. Absorbansen mättes i en spektrofotometer och de uppmätta värdena användes i formeln:

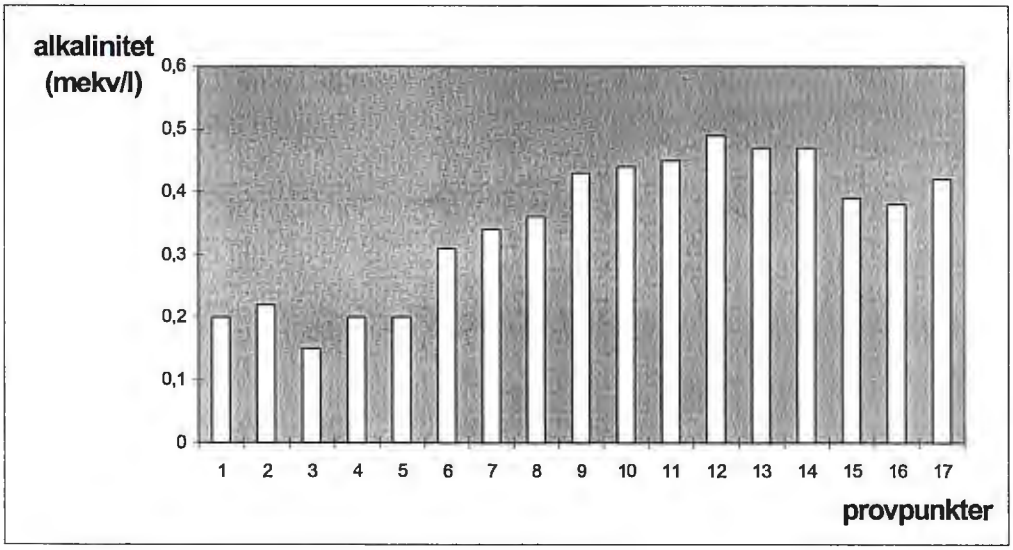
$$\text{Tot-P } (\mu g/l) = (C_{kal} * ml_{kal} * (A_{prov} - A_{blind})) / (ml_{prov} * (A_{kal} - A_{blind}))$$

4 RESULTAT

4.1 Alkalinitet

Enligt Naturvårdsverket, Allmänna råd 90:4 (KM Lab 1997), kan vatten med avseende på alkalinitet (mekv/l) indelas i fem kategorier:

>0,5	Mycket god buffertkapacitet
0,1-0,5	God buffertkapacitet
0,05-0,10	Svag buffertkapacitet
0,01-0,05	Mycket svag buffertkapacitet
<0,01	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet

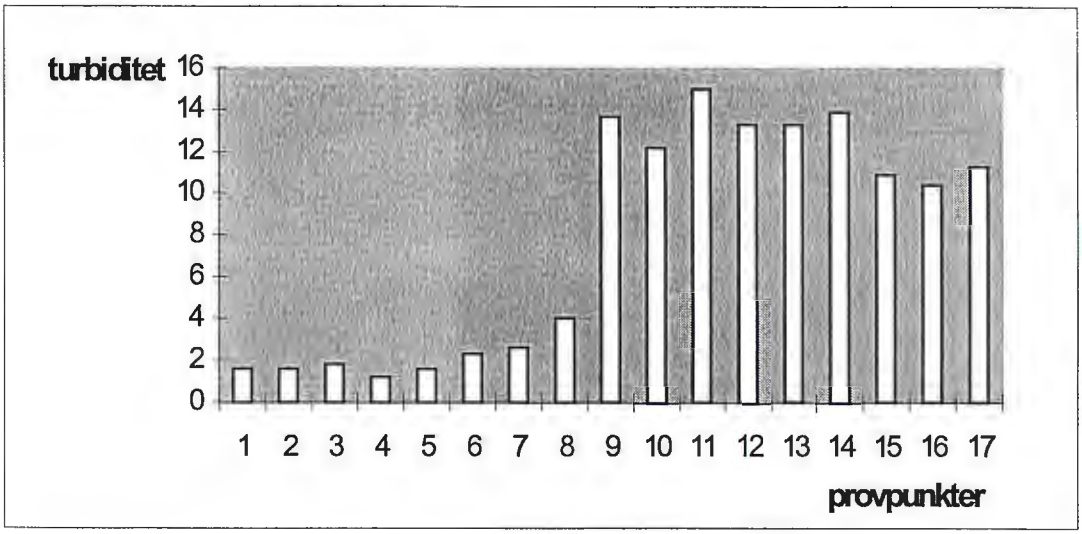


Samtliga uppmätta värden ligger inom intervallet 0,1-0,5. Buffertförmågan i vattnet var alltså god och risken för försurning är därmed inte överhängande.Värdena är lägst i Östersjön, och ökar längre västerut i systemet.

4.2 Turbiditet

Vattendrag kan enligt Naturvårdsverket, Allmänna råd 90:4 (KM Lab 1997), indelas i följande klasser med avseende på turbiditet:

<0,5	Ej eller obetydligt grumligt vatten
0,5-1,0	Svagt grumligt vatten
1,0-2,5	Måttligt grumligt vatten
2,5-7,0	Betydligt grumligt vatten
>7,0	Starkt grumligt vatten

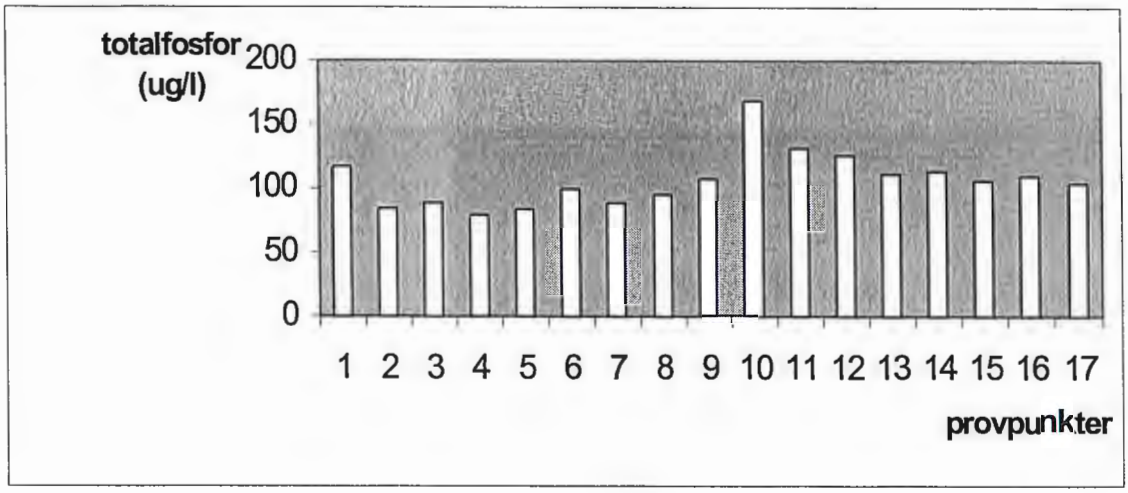


Lägst värden uppmättes vid inloppet till Östersjön. En viss ökning noterades i sundet mellan Östersjön och Ellenösjön. En markant ökning i turbiditet kan noteras i provpunkterna i Ellenösjön och Valboån. En viss minskning i grumlighet kunde uppmätas vid Viksjöns utlopp.

4.3 Totalfosfor

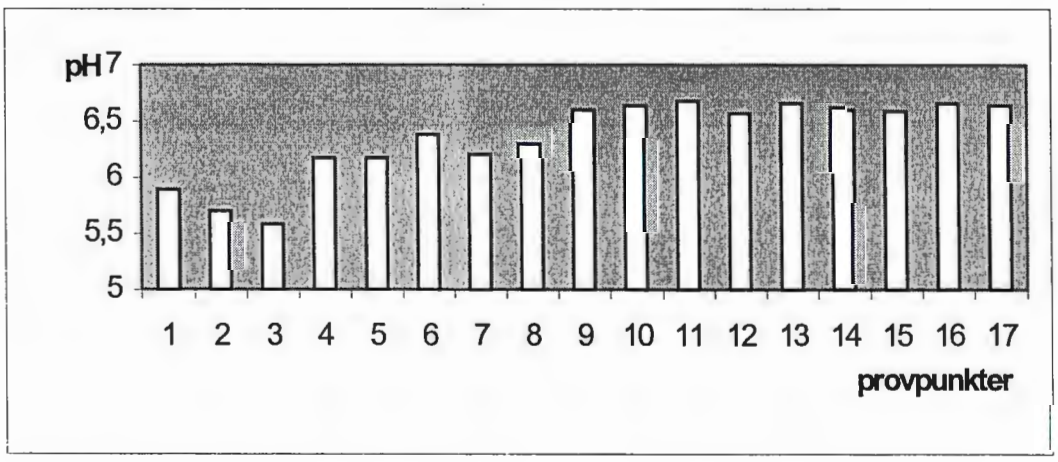
Enligt Naturvårdsverket, Allmänna råd 90:4 (KM Lab), kan ett vattendrag med avseende på totalfosforhalt (µg/l) indelas enligt:

7,5	Mycket näringsfattigt tillstånd
7,5-15	Näringsfattigt tillstånd
15-25	Måttligt näringsrikt tillstånd
25-50	Näringsrikt tillstånd
>50	Mycket näringsrikt tillstånd



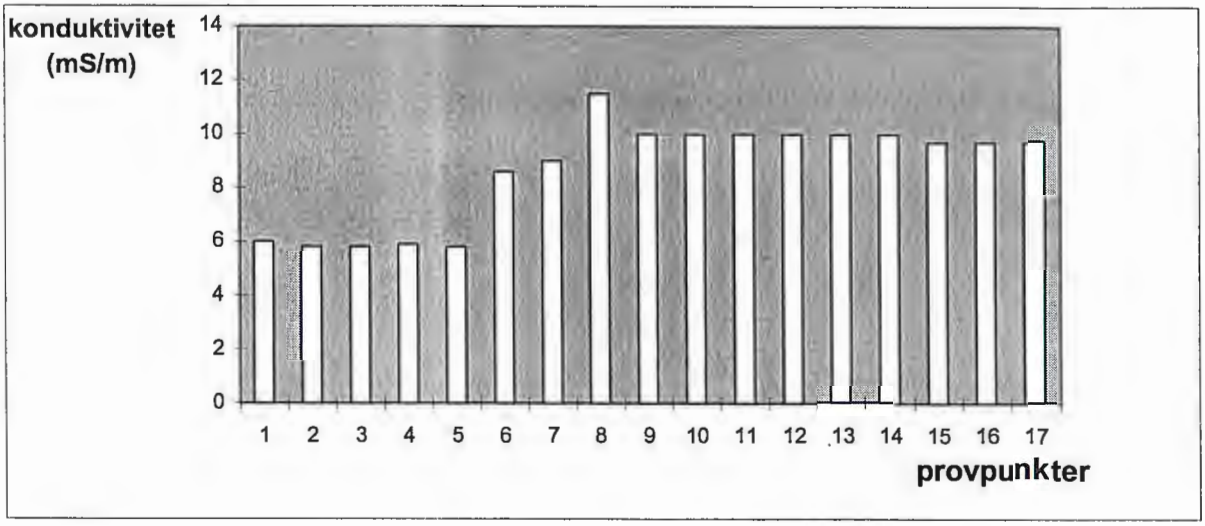
Totalfosforvärdena ligger generellt på en mycket hög nivå. Halterna i Ellenösjön och Valboån är de högsta i systemet.

4.4 pH



Normalvärden i sjöar och vattendrag är oftast 6-8. De uppmätta pH-värdena ligger mellan 5,6 och 6,7. De lägsta värdena noterades i Östersjön.

4.5 Konduktivitet



I Svenska insjöar ligger värdena på konduktiviteten normalt mellan 5 och 40 mS/m. Näringsrika vatten har högre konduktivitet än näringsfattiga. Detta avspeglas i mätvärdena där Ellenösjön och Valboån uppvisar de högsta värdena.

5 Diskussion

5.1 Allmänt

Vid provtagningstillfället rådde osäkra isförhållanden vilket innebar att inga provtagningar kunde göras ute i det fria vattnet. På grund av den korta isperioden antar vi dock att det inte har varit syrefritt. Östersjön har därmed inte fungerat som en fosforkälla i år.

Tidigare mätningar (KM Lab 1997) visar ingen tendens till ökande fosfathalter i samband med låg syrehalt. Dessutom har de mätningar som gjorts, och som visar på mycket låga syrevärden, tagits i en djuphåla i sjön vilket inte är representativt då denna del utgör mindre än 10% av sjöns yta. Enligt naturvårdsverkets riktlinjer är detta ett minimum för att represtentera en sjös syreförhållanden.

Vi finner inga belägg för att Östersjön är eller har varit en fosforkälla, men för att säkerställa detta skulle en kvantitativ undersökning behöva utföras.

Förslag på kvantitativ undersökning:
För att komma fram till huruvida Östersjön är en fosforkälla eller fosforfälla föreslår vi att bottensedimentprover tas och undersöks med avseende på svavelväte för att på så vis få reda på om syrebrist har förekommit i historisk tid. Höga totalfosforhalter har tidigare uppmäts i ytliga sedimentprover men någon förekomst av svavelväte har aldrig påträffats. Det skulle vara en bra grund för vidare analyser om man kände till sjöns naturliga syresättningsförmåga genom tiderna.

I sundet mellan Östersjön och Ellenösjön bör såväl flödesmätningar som vattenprovtagningar göras. Detta för att få reda på vilken mängd vatten som strömmar in i Östersjön från Ellenösjön.

Vattenprover och sedimentprover bör tas enligt standardanvisningar.

För att lösa hela systemets eutrofieringsproblem anser vi att man måste vidta åtgärder uppströms Ellenösjön. Om Ellenösjöns förhållanden förbättras med mindre tillförsel av närsalter kommer detta avsevärt att avspeglas i Östersjöns vatten. Se vidare åtgärder, 5:3.

5.2 Orsaker till problemet

Grunden till problemen ligger i den speciella marktyp, som det innebär med lera, mo och mjäla. Den eroderar lätt och förs ut till vattendragen. Detta tillsammans med ökad jordbruksverksamhet de senaste åren (KM Lab 1997) har lett till en ökad avsättning av fosfor- och kväveföreningar. Det är således en negativ samverkan mellan markerosion och olika typer av jordbruksverksamhet som föranlett en ökad avsättning av näringsämnena fosfor och kväve. Exempel på detta är att åkerkanterna når ända ut till vattendragen, att naturliga kantzoner av bl.a. lövträd och buskar, som motverkar kanterosion, är borttagna eller saknas. Men även att rätningar och kulverteringar av vattendragen och utdikning av våtmarkerna gjorts, så att vattnets egen självreningsprocess slagits ut. Dessutom bidrar åkerdräneringen till att

markvatten leds direkt ut i vattendraget. Trots att ett gynnsamt klimat (läs små nederbördsmängder) har rått de senaste åren samt att åtgärder mot mjölkrumsavlopp, gödselupptag, bristfälliga enskilda avlopp och övergång till fosfatfria tvättmedel vidtagits har dessa ökningar skett.

Vidare sker en avrinning från skogsmark som för med sig de kväveföreningar som avsatts via torr- och våtdeposition. Dessa tillförs även på jordbruksmark och till vattendrag, men då skogsarealer står för största andelen står detta för en betydande del trots att kvävetillskottet endast är en tiondel jämfört med jordbruksmarken. Kalhugger man dessutom leder detta till likvärdigt bidrag som från jordbruksmarken. Det finns dessutom också vissa punktutsläpp, så som kommunala reningsverk, enskilda avlopp och vissa industrier

I en landsbygdskommun som Munkedal, där skogs-, moss-, och myrmark och annan öppen mark utgör 75-80 % av all mark, medans jordbruksmark bara utgör 15-20 % och där glesbygdsbefolkningen är liten, tätorterna små och industrier med närsaltsutsläpp få, är det naturligt att närsalter från mark – markförluster – och verksamheter på denna mark blir en stor och dominerande utsläppskälla till vattendraget. Jordbruksmark eller den samlade jordbruksverksamheten beräknas i genomsnitt stå för minst hälften av närsalttillförseln till Gullmarn (Svenland 1999).

5.3 Åtgärder till problemet

Åtgärder för att komma till rätta med sjösystemets övergödningsproblem måste kopplas till vilka resultat man vill uppnå.

Beroende på vad man vill uppnå med Östersjön, så finns det två huvudinriktningar; en som vill upprätta en barriär i sundet mellan Östersjön och Ellenösjön för att hindra inströmning av vatten från Ellenösjön som medför ökad näringsbelastning på Östersjön och därmed risk för algblomning som anses kunna leda till försämrade rekreationsmöjligheter. Den andra inriktningen är att fortsätta låta Östersjön att fungera som en fosforfälla i systemet. Vi föreslår det senare alternativet p.g.a. att vi inte ser några långsiktliga fördelar med en barriär, men många negativa effekter så som att eventuell fiskvandring skulle komma att förhindras. Detta främst vintertid om den grunda Ellenösjöns förhållanden blir ogynnsamma t.ex. syrebrist vid istäckning eller eventuellt vice versa. Östersjön bidrar också bäst till vattensystemet genom fritt in och utlopp via sundet. Vettigare är att åtgärda problemet med tillförseln av näringsämnen genom Valboån, vilket följande åtgärder kan göra.

1) Minska tillförsel av näringsämnen till vattendraget genom att;
a) Förhindra erosion
- Minska utdikning och dränering av jordbruksmark. Vid eventuell nödvändig utdikning ska denna ske med långsluttande kanter.
- Anläggning av kantzoner, typ lövträd och buskridåer samt lämnad obearbetad sträcka mot vattendraget.
- Undvika vidare kulverteringar och kanalisering av vattendragen.
- Fördelaktigt med större andel vallodling och om eventuell plöjning sker på våren.
- Förhindra utdikning av skogsmarker.

b) Förhindra tillförsel av näringsämnen från jord- och skogsbruk.
- Omställning till minskat läckage från gödningsämnen, både vid gödsling och hanteringen vid t.ex. lagring.
- Undvika kalhuggning.

2) Öka vattensystemets självrening genom att;
a) Öka uppehållstiden för vattnet
- Anlägga dammar och våtmarker, vilket ökar ytan i systemet och därmed näringsupptaget samt avsättning av partiklar via sedimentation.
- Återskapa meandrade flöden.
- Ta bort kulverterigar.

b) Biomanipulering.
- Eliminering av vitfisk i Ellenösjön. Detta leder dels till en näringskedjereaktion, som får till följd att antalet växtplankton minskar, men också till en minskad bioturbation. Båda dessa förändringar leder till ett klarare vatten som får till följd att makrofyttillväxten ökar. Dessa binder upp näringsämnena under en längre tid. Antalet insektslarver ökar också i systemet. Dessa kan bortföras ur systemet via födoupptag från fåglar och att de kläcks och flyger därifrån. Det är dock viktigt att den externa näringstillförseln hålls låg.

5.4 Felkällor

Proverna är ej tagna på samma djup och detta kan ha påverkat resultatet. I och med att sjön delvis var istäckt var vi tvungna att ta vissa prover vid strandkanten. Proverna är därför inte helt representativa för sjön då andelen tillrinningsvatten troligen dominerar.

Samma provtagare har inte tagit alla prov, vilket kan ge varierande resultat. Vi saknar vana av provtagning.

Lab-assistenternas bristande förberedelser och okunnighet kring analysförfarandet kan ha avspeglats i resultaten. Vi är därav osäkra på tillförlitligheten i våra mätresultat.

Litteratur

Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M. Mäta vatten-Undersökningar av sött och salt vatten. Uddevalla 1996. Institutionen för tillämpad miljövetenskap och oceanografiska institutionen, Göteborgs universitet.

Hamrin, S.F., Soler, T., Bergström, S., Svensson, J-E., Wemmer, R., Westberg, E. 1998. Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön. Rapport från fiskeriverkets sötvattenslaboratorium.

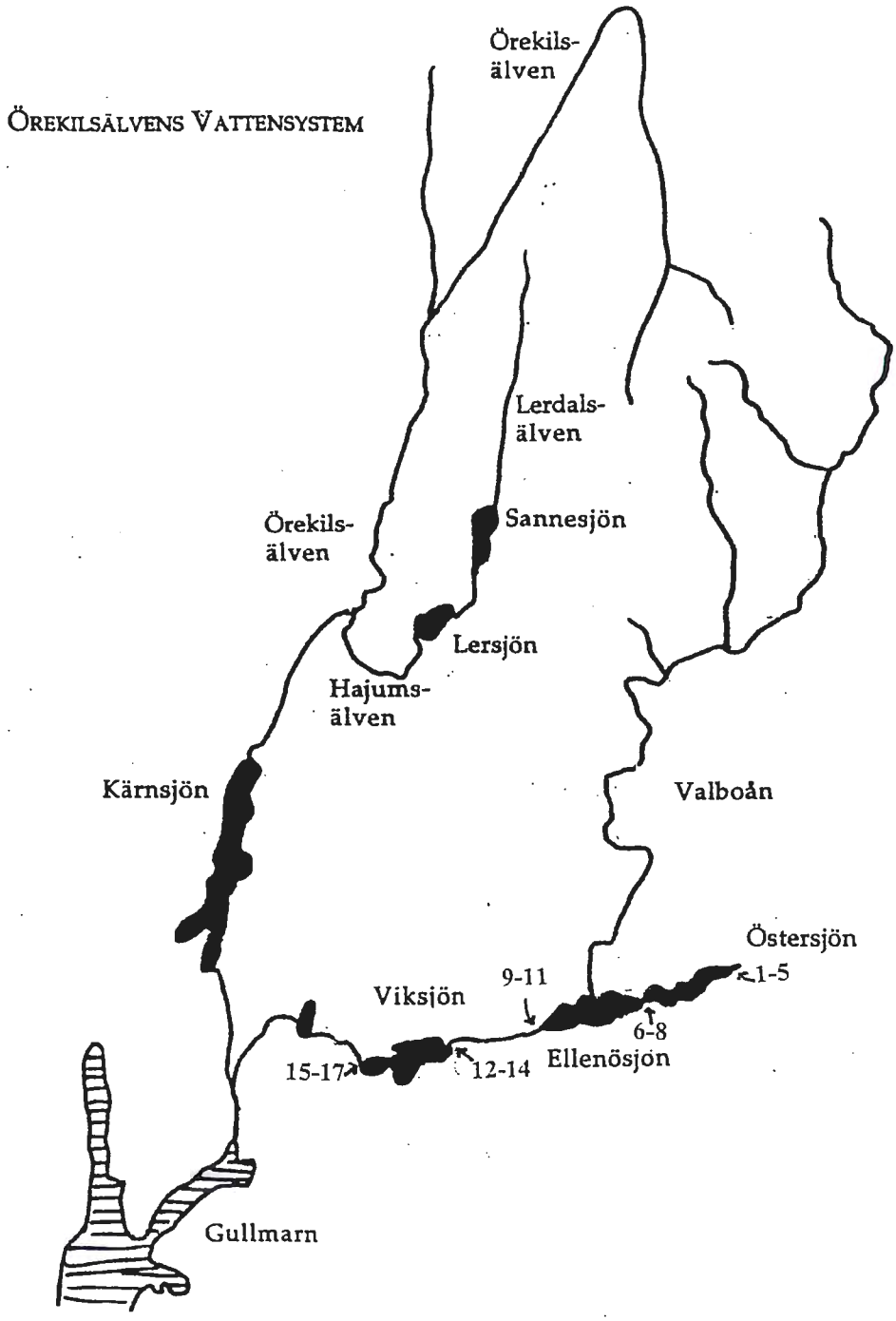
Km Lab 1997 Valboån och Lerdalsälven 1994 - 96. Färgelanda kommun. Rapport.

Svenland, C., Svensson, J-E., Stenson, J. 1998. Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälven vattensystem. Exkursionskompendium för kurs i vattenvård VT 1999. Göteborgs universitet.

Wemmer, R. 1997. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Rapport nr 9 från avdelningen för tillämpad miljövetenskap Göteborgs universitet.

Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Bilaga 1



1-5 Vik i Östersjöns innersta del.
6-8 Sundet mellan Östersjön och Ellenösjön.
9-11 Ellenösjöns utlopp.
12-14 Viksjöns inlopp.
15-17 Viksjöns utlopp.

Detaljerad beskrivning av provtagningsplatserna finns på bilaga 3.

Bilaga 2

Provpunkt	Temperatur (°C)	Turbiditet	Alkalinitet (mekv/l)	Konduktivitet (mS/m)	pH	Totalfosfor (µg/l)
1	0.5	1.6	0.20	6.0	5.89	116.86
2	0.5	1.6	0.22	5.8	5.70	84.31
3	1.5	1.8	0.15	5.8	5.58	88.48
4	ingen uppgift	1.2	0.20	5.9	6.17	78.88
5	0.0	1.3	0.20	5.8	6.17	83.47
6	2.0	2.3	0.31	8.6	6.38	99.33
7	2.5	2.6	0.34	9.0	6.20	88.48
8	2.0	4.0	0.36	11.5	6.29	95.16
9	1.7	13.7	0.43	10.0	6.60	107.26
10	1.7	12.2	0.44	10.0	6.64	168.61
11	1.7	15.0	0.45	10.0	6.68	131.26
12	1.8	13.3	0.49	10.0	6.57	125.63
13	1.7	13.3	0.47	10.0	6.66	111.02
14	1.8	13.9	0.47	10.0	6.60	113.11
15	2.2	10.9	0.39	9.7	6.59	105.59
16	2.0	10.4	0.38	9.7	6.66	109.77
17	2.2	11.3	0.42	9.7	6.64	103.92

Bilaga 3

Provpunkter:

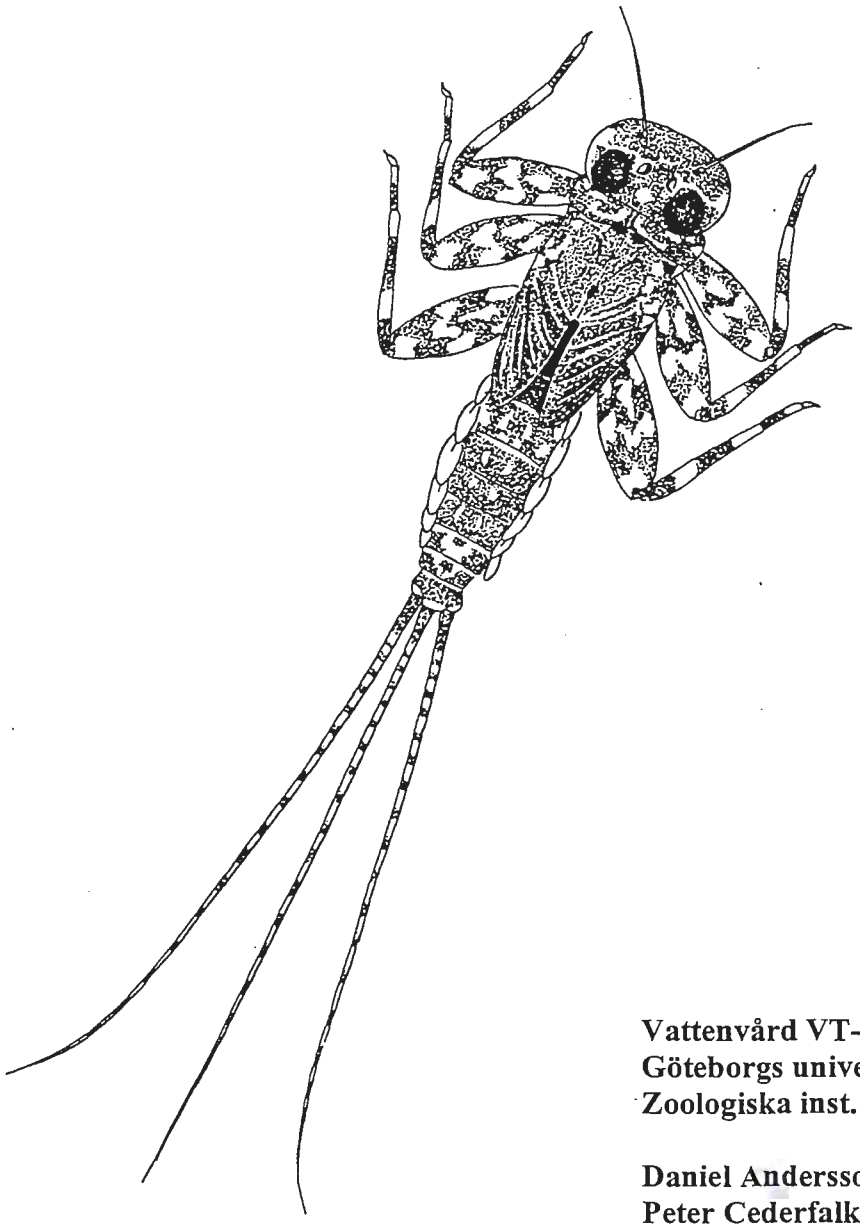
1-5 Östersjöns inlopp, prover tagna på godtyckligt djup.
1: Västra sidan av bron, tillflödet var 1 meter bred och 0,5 meter djupt.
2: Östra sidan av bron, tillflödet var 1 meter bred och 0,5 meter djupt.
3: Bäckfåra, strax norr om bron, 0,5 meter bred och cirka 0,2 meter djup.
4: Bäckfårans utlopp i Östersjön, stillastående ytvatten.
5: Cirka 15 meter från bron, längs Östersjöns södra kant. Prov taget mellan isflak.

6-8 Sund mellan Östersjön och Ellenösjön, prover tagna på godtyckligt djup.
6: Öster om stora bilbron, taget vid strandkanten.
7: Nedanför gamla bron, taget vid strandkanten
8: 20 meter om gamla bron, taget vid strandkanten

9-14 Valboån, prover tagna på 1 meters djup.
9: Gamla bron över Valboån vid Ellenösjön utlopp, taget vid ytterkanten av vattenfåran.
10: Gamla bron över Valboån vid Ellenösjöns utlopp, taget i mitten av vattenfåran.
11: Gamla bron över Valboån vid Ellenösjöns utlopp, taget vid ytterkanten av vattenfåran.
12: Bro över Valboån vid inflödet till Viksjön, taget vid ytterkanten av vattenfåran.
13: Bro över Valboån vid inflödet till Viksjön, taget i flodfårans mitt.
14: Bro över Valboån vid inflödet till Viksjön, taget vid ytterkanten av vattenfåran.

15-17 Viksjöns utlopp, prover tagna på 1 meters djup.
15: Bro vid Viksjöns utflöde, taget vid ytterkanten av vattenfåran.
16: Bro vid Viksjöns utflöde, taget 0,5 meter från botten.
17: Bro vid Viksjöns utflöde, taget i flodfårans mitt.

Undersökning av Valboåns bottenfauna



Vattenvård VT-99
Göteborgs universitet
Zoologiska inst.

Daniel Andersson
Peter Cederfalk
Björn Johansson
Sven Ljung
Torbjörn Persson
Tommy Strand

Inledning

Den 1-2 mars 1999 genomfördes en exkursion till Örekilsälvens avrinningsområde. Detta som en del av universitetskursen "vattenvård" på Göteborgs universitet. Örekilsälven mynnar i Gullmarn, detta innebär att Gullmarn drabbas av de problem som kan kopplas till ett eutrofierat vatten såsom ökad algtillväxt och syrefattiga bottenmiljöer. Under exkursionens andra dag genomfördes en undersökning av vattenkvaliteten längs Valboån och därtill tillhörande sjösystem. Vår del av undersökningen bestod i en kontroll av bottenfaunan i Valboån. Valboån rinner genom ett kulturlandskap präglat till största delen skog men åkermark utgör även ett betydande inslag i landskapsbilden. Det kan antas att jordbruket i Valbodalen är den dominerande orsaken till övergödningen i området. Dock ej enbart på grund av spridning av gödningsmedel utan också på grund av det faktum att området ligger under högsta kustlinjen. Man har därför mycket fosfor bundet i de frekvent förekommande finsedimenten. I det kuperade landskapet utsätts jordarna, vid hög nederbörd, lätt för erosion som därmed frisätter partikelbundet fosfor med en eutrofiering av Valboån som följd.

Syfte

Med vår undersökning av bottenfaunan har vi sökt svaren på hur artsammansättning samt frekvens av respektive arter förändras utmed Valboån före och efter Ellensjön.

Artdiversiteten som miljöindikator

Eutrofieringen av våra vattendrag leder i regel till en mer eller mindre markant minskning av antalet arter. Emellertid kan vissa arter anpassa sig till de nya förhållandena och därmed avsevärt öka i antal. Rinnande vatten hyser ofta vegetationsrika forssträckor med varierande bottentyp och strömmhastighet, detta gynnar ett högt artantal. Lägst artantal hittar man I långsamtflytande områden med sand eller lerbotten. Till bottenfaunan räknas ryggradslösa djur (insekter, fåborstmaskar, iglar, virvelmaskar, snäckor, musslor och kräftdjur) som lever på bottnar i sjöar och vattendrag. Det är främst de bottenlevande evertebraterna som är intressanta, eftersom de är relativt stationera. Djuren uppehåller sig i vattenmiljön under hela eller delar av sitt liv. Bottenfaunan kan avspegla kortsiktig påverkan. Det kan röra sig om månads- eller årsperspektiv. Men bottenfaunan kan även påverkas av föroreningar upplagrade i sediment många år efter att utsläppet upphört. Bottenfaunan används främst för att kartlägga försurningseffekter, organisk belastning, syreförhållanden, näringsnivå och gifteffekter.

Material och metod

Djuren infångades med håv vars öppning mätte 30x30 cm. Dess maskvidd mätte 0.5 mm. Undersökningsmaterialet konserverades i 95% etanol blandat med ca två tredjedelar vatten. Räkning och artbestämning gjordes en dag senare under stereolupp. Prov togs på tre platser numrerade 13, 14 och 16. Proven bestod i sk sparkprov varvid provtagaren ställde sig och sparkade i bottensedimenten. Detta på ca 0,5-1,0 m djup uppströms håvöppningen. Håven ,som ställts på botten ca 50 cm från provtagaren fångade därmed upp uppslammat material och förhoppningsvis ett representativt urval av förekommande bottenfauna. Provplatsen beskrevs vad gäller typ av vegetation och strömförhållanden.

Lokalbeskrivning

Provtagning har skett på provplatserna 13, 14, och 16 eller i dess närhet.

Lokal	Strömhastighet och bottentyp	Grumlighet	Vegetation
13	I närhet av stark ström. Provet taget i lä om ström. Sedimentbotten nära kalspolad klippbotten.	Betydligt lergrumlig	Vass och gräsvegetation längs stranden. Bevuxen strandkant med träd.
14	Mycket svag ström. Ler- och gyttjebotten.	Betydligt lergrumlig	Hygge samt gräsbevuxen mark längs ån. Även skogsbevuxen mark längs strandkanten
16	Svag ström. Ler- och gyttjebotten	Tydligt lergrumlig	Vass och gräsbevuxna strandkanter. Tämligen riklig undervattenvegetation. Dåliga skyddszoner mot åkermark.

Diskussion och resultat

Bottenfaunans sammansättning i ett rinnande vatten kan ge oss en uppfattning om vattendragets tillstånd gällande bl.a. eutrofiering. Olika arter indikerar olika miljötillstånd. Även individtätheten och fördelningen av individer mellan olika arter kan användas för att dra en slutsats om vattnets eventuella föroreningsgrad.

Vi gjorde bl.a. en bedömning av vattenkvaliteten genom att studera artdiversiteten. Beräkningen av artdiversiteten gjordes med hjälp av ett Shannon index (S-I).

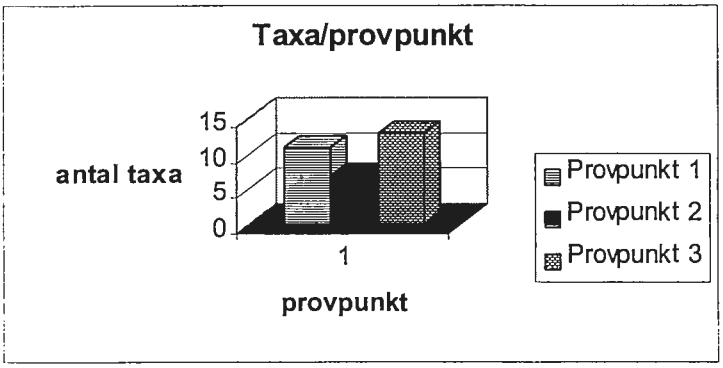
$$S\text{-}I = -\Sigma ((x/t)*\ln(x/t))$$

x = antalet individer av arten/taxat t = totala antalet individer

Värden högre än 2 är tecken på en bra bottenmiljö, värden under 1,5 indikerar en dålig bottenmiljö i rinnande vatten. Ett högt Shannon index fås om ett stort antal arter förekommer samt om dessa är jämt fördelade mellan olika taxan/arter.

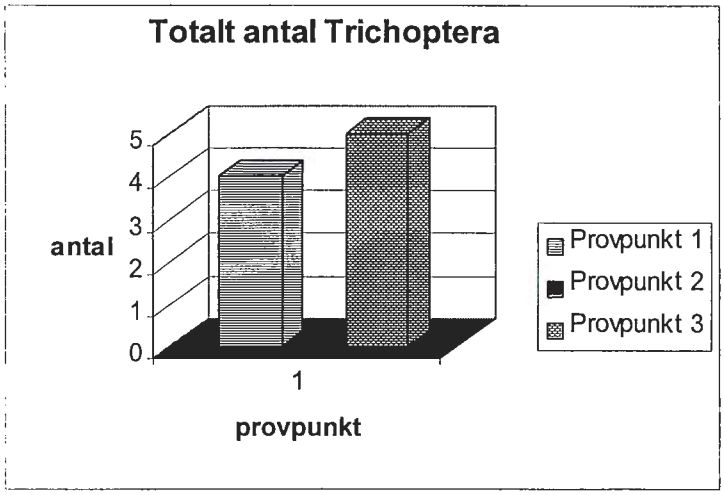
Ordningen Diptera (tvåvingar) användes ej vid vår beräkning av Shannon index då dessa u.fam. troligen innehåller flera obestämda arter. P.g.a. få infångade individer skall inga slutsatser dras av våra Shannon index. I punkt 14 fick vi ett Shannon index på 1.84 trots att väldigt få individer infångades. Det höga värdet beror på att de infångade individerna var jämnt fördelade mellan olika arter, vilket Shannon index också tar hänsyn till. Vi hade här förväntat oss ett indexvärde som indikerade dåliga bottenförhållanden.

Antalet taxa vid de olika provpunkterna tyder på bättre levnadsförhållanden vid

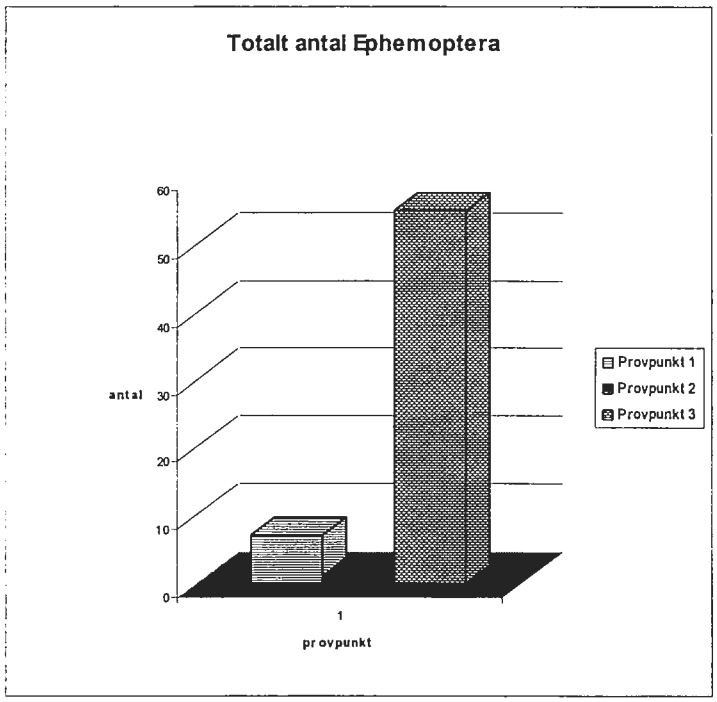


Provpunkt 1 = provplats 13
Provpunkt 2 = provplats 14
Provpunkt 3 = provplats 16

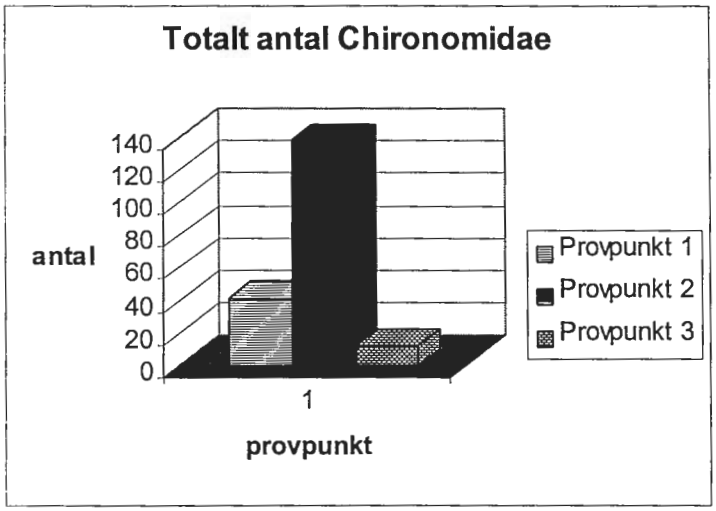
En grupp som i allmänhet kräver goda syreförhållanden är Trichoptera (nattsländorna). Förekomsten av dessa i provpunkt 13 och 16 indikerar en bättre livmiljö på dessa platser än i provpunkt 14.



Ephemoptera (dagsländor) förekommer inte i de mest förorenade vattendragen. Detta ger oss också en indikation om att de bästa bottenmiljöerna finns vid provpunkt 16.



Larver av Chironomidae (fjädermyggor) trivs dock i vatten med mycket sedimenterat organiskt material, därav deras rikliga förekomst vid provplats 14.

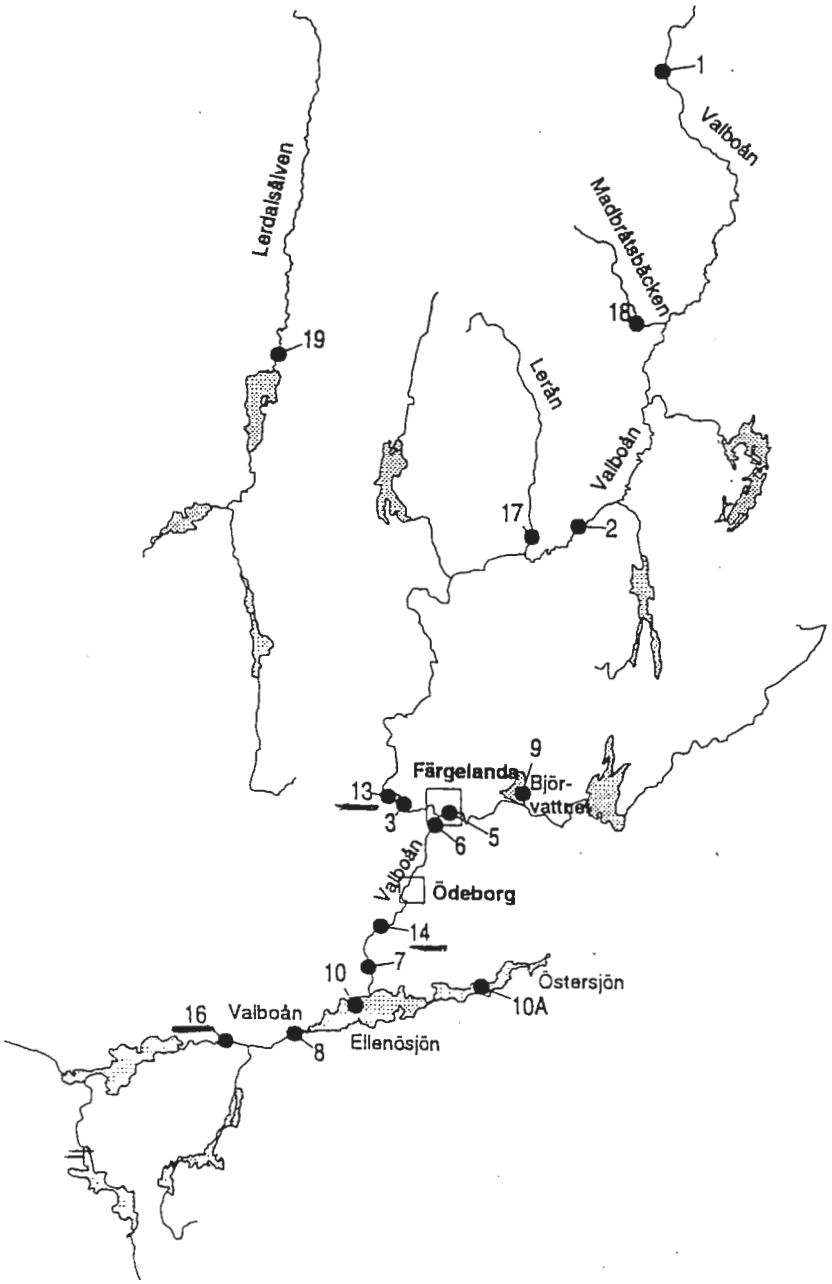


Asellus aquaticus (vattengråsugga), en art som snabbt ökar i antal efter en förorening när syrenivån åter stiger, hade störst förekomst vid provpunkt 16 (se tabell).

De artförekomster som beskrivits ovan bekräftar det synliga intrycket av bättre vattenkvalitet efter Ellenösjön (provpunkt 16). Ellenösjön fungerar som en sedimentationsbassäng, därav den bättre vattenkvaliteten i Valboån i provpunkt 16 jämfört med provpunkt 14. Vid punkt 13 var vattnet mycket förorenat (brun färg), men syretillgången var god p.g.a. stor turbulens i vattenmassan.Vid punkt 14 var flödet mycket långsamt och sjöliknande förhållanden med hög sedimentation och syrebrist vid botten rådde.

Taxon	Punkt 13:	Punkt 14:	Punkt 16:
ordn. Diptera, Tvåvingar			
Simulium sp		1	
u.fam Chironominae spp	26	84	7
u.fam Orthocladinae spp	13	52	4
u.fam Tanypodinae spp	2	1	1
	41	138	12
ordn.Ephemoptera, Dagsländor			
Leptophlebia spp	4		35
Ephemera vulgata	2		1
Baetis sp	1		
Heptagenia spp			19
Paraleptophlebia sp		1	
	7	1	55
ordn.Trichoptera, Nattsländor			
fam Hydroptilidae			2
fam Glossosmatidae			1
fam Limnephilidae	3		1
Holocentropus dubius	1		
Neureclipsis bimaculata			1
	4	0	5
ordn.Megaloptera, vattennätvingar			
fam Sialidae, sävsländor			
Sialis sordida		1	
Sialis lutaria	1		
	1	1	0
ordn.Plecoptera, bäcksländor			
Taeneopteryx nebulosa			1
	0	0	1
ordn. Heteroptera, skinnbaggar			
Notoluca glauca			1
	0	0	1
ordn.Isopoda, gråsuggor			
Asellus aquaticus	5	1	12
	5	1	12
ordn.Acarina, kvalster			
Hydracna sp		1	
Eylaeis sp		1	
	0	2	0
klass Hirudinea, iglar			
Herpobdella octoculata	1	1	
	1	1	0
Klass Oligochaeta, glattmaskar	1		
	1	0	0
fylum nematoda, rundmaskar		4	1
	0	4	1
klass Turbellaria,virvelmask			1
	0	0	1
Klass Bivalvia, musslor			
Pisidium amnicum	1		1
Anodonta cygnea		2	
	1	2	1
Klass Gastropoda, snäckor			
Gyraulus albus	1		
	1	0	0
Antal taxa	11	7	13
Shannon index	2,13	1,84	1,62

Ur KM Lab, 1997



Provtagningsplatser för bottenfaunaundersökning.
Prover togs vid platserna 13,14 och 16.

Referenser

Mandahl-Barth G (1991).
Vad jag finner i sjö och å. färgserien

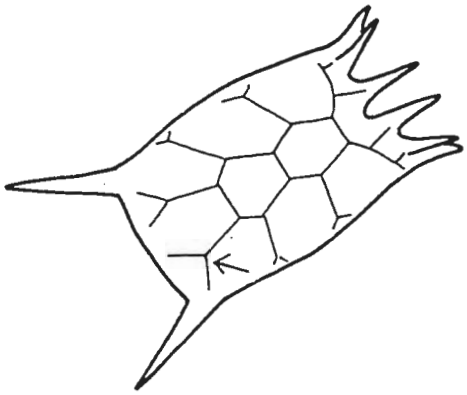
Mandahl-Barth G
Småkryp I sötvatten

Nilsson A. (1996)
Aquatic insects of north europe (voym 1 och 2)

Nilsson O. (1995)
Liv i strömmande vatten

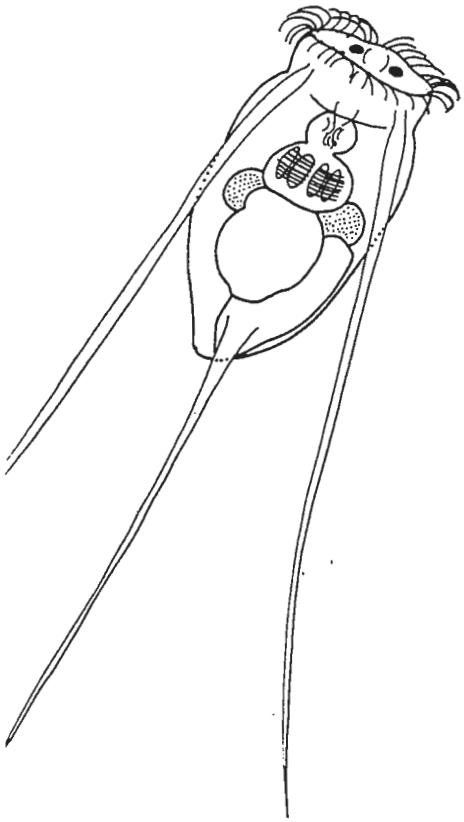
Sveland C. ,Svensson, J-E. , Stenson J. (1998)
Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem.
(Exkursionskompendium)

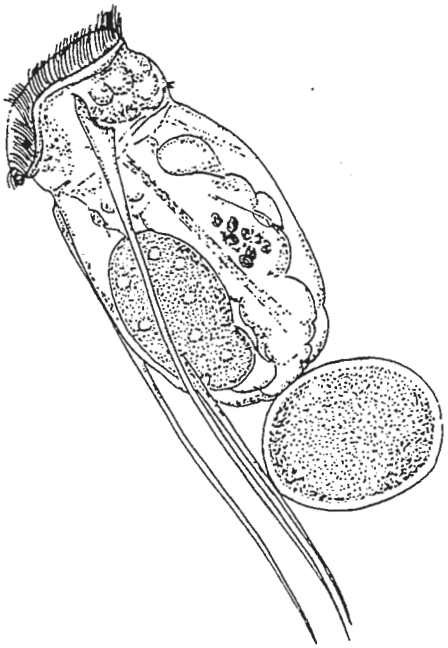
KM lab Miljökontroll. (1996)
Valboån och Lerdalsälven 1994-96

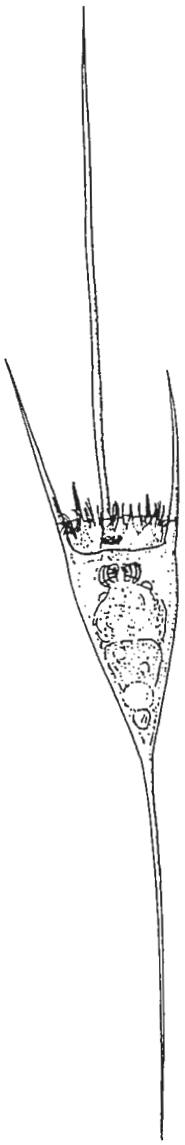


KIKERUDSSJÖN

En undersökning av vattenkvalitét och zooplankton



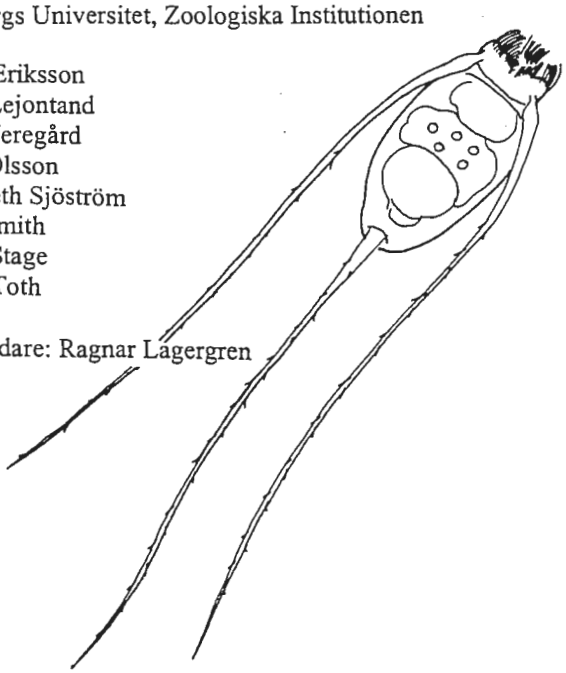


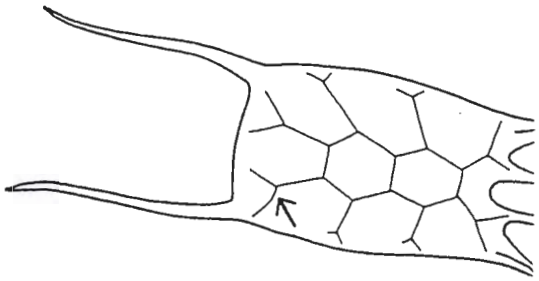


Vattenvård VT-99
Göteborgs Universitet, Zoologiska Institutionen

Jenny Eriksson
Anna Lejontand
Lena Neregård
Frida Olsson
Elizabeth Sjöström
Lena Smith
Karin Stage
Jenny Toth

Handledare: Ragnar Lagergren





SAMMANFATTNING

Den andra mars 1999 utförde vi diverse provtagningar i Kikerudssjön som är belägen i Munkedals kommun. Vi undersökte alkalinitet, konduktivitet, syrehalt, turbiditet, pH, totalfosforhalt och planktonfauna och försökte med hjälp av resultaten dra slutsatser om sjöns näringstillstånd och vattenkvalitet. De erhållna värdena för totalfosfor pekar på att Kikerudssjön är en näringsrik sjö men syreförhållandena är goda även vid botten. Turbiditeten var extremt hög, vilket tyder på hög förekomst av suspenderade partiklar. En hög uppmätt alkalinitet visar på att sjön har en god buffertkapacitet. pH-värdena i sjön låg som regel runt 6,0, men i ytan var det nere på 5,5 vilket vi antog berodde på surstöt i samband med kraftig nederbörd och snösmältning. Kikerudssjön är alltså en något sur sjö. Vi saknar konduktivitetsvärden från tidigare år och våra uppmätta värden kan därför inte användas för att dra några slutsatser. Zooplanktonfaunan var koncentrerad till gruppen Rotifera. Förekomst av Filinia sp. och Keratella quadrata tyder på att sjön är mesotrof eller eutrof. Många av de zooplankton som förekommer är dock indifferenta (t ex Kelicottia longispina) d v s de är inte beroende av ett specifikt näringsinnehåll i vattnet utan kan förekomma i stort sett i alla typer av vatten. För att minska fosforinflödet till sjön föreslås åtgärder såsom kantzoner, ändrade odlingsmetoder, dammbygge, anläggning av våtmarker och eventuellt biomanipulering.

INLEDNING

Ett fältarbete utfördes i Kikerudssjön i Munkedals kommun 990302. Syftet med undersökningen var att bestämma vattenkvaliteten, främst med avseende på totalfosfor. Även zooplanktonprover togs. I syftet ingick också att föreslå eventuella åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten.

Beskrivning av provtagningsområdet

Vattensystemet där Kikerudsjön ingår är beläget i Munkedals kommun på gränsen mellan Bohuslän och Dalsland (se bilaga 1). I östra delen av kommunen, där vattensystemet återfinns, utgörs berggrunden av grå granit med gnejsinslag. Åkermarken består av lätteroderade lerjordar.

I Färgelanda kommun upptar kalt eller nästan kalt berg 25-30% av kommunens yta. Jordarterna lera och morän är de vanligaste. Denna jordartsfördelning är troligen representativ för större delen av Gullmarns avrinningsområde - där Kikerudssjön ligger - undantagen kustnära terräng. Morän finns främst i höga terränglägen som ett tunt, sällan sammanhängande moräntäcke ovan berggrunden. Leran återfinns i dalgångarna och är bitvis mäktig. i höjdområdena finns rikligt med små kärr och mossar.

Kikerudsjöns har sitt utflöde i Munkedalsälven som går genom Munkedals samhälle där den rinner ut i Örekilsälven. Örekilsälven forsätter sedan ut i Saltkällefjorden, en del av Gullmarn.

Kikerudssjön är en relativt liten grund sjö som ligger på en höjd av 91,7 m över havsytan. Ytan är 0,36 km^2 och volymen uppgår till $0,86x10^6$ m^3. Maxdjupet är 3,5 m och större delen av sjön är mer än 2 m djup. Sjön har minst sex tillflöden av olika storlek och ett stort utlopp. Omgivningen består till 50% av skog och till 50% av jordbruksmarker (Bryngelsson & Magnusson, 1989 i Andersson m fl). Skogen runt sjön utgörs huvudsakligen av barrskog. De flackare partierna av stranden har en vegetation framför allt bestående av al, en och starrgräs. Enstaka gårdar finns i närheten.

Provtagningstillfälle

Proverna togs mellan kl 10.00 och 12.00. Det var en solig vinterdag med en temperatur på ca 7 °C. Det var tjäle i marken. Isen på sjön hade släppt ifrån strandkanten eftersom det varit några dagar med milt väder innan denna provtagningsdag. Trots detta var isen ca 20 cm tjock.

Beskrivning av provpunkter

För att göra en bedömning av hur många in- och utlopp det fanns runt sjön gjordes en promenad runt ena halvan av sjön. Denna halva hade sex inlopp men bara ett utlopp. Två prover togs på utloppet och bara ett prov vardera på fyra av de sex funna inloppen, p.g.a. brist på provflaskor.

Inlopp

Provpunkt 1:

En smal bäck som rann genom ett skogsparti med mestadels lövträd.

Provpunkt 2:

Till denna provpunkt rann det flera tillflöden som till viss del var diffusa. Det var mycket organiskt material i vattnet. Provet togs där tillflödena rann ut i sjön. Provpunkt 1 och 2 låg relativt nära

varandra. Marken kring tillfödet var sank med gles blandskog. Längst ut vid utloppet var det en strandremsa med vass. Vattnet här innehöll 2 - 3 mm stora partiklar.
Provpunkt 3:
En ca 0,5 m bred bäck som rann med en stor lutning mot sjön. Den ena sidan kantades av kuperad vall och den andra av barrskog på stenig mark.
Provpunkt 4:
Rölandaån var ca 4 m bred och hade kraftigt grumlat vatten. En stor del av tillfödet kantades av åkermark som var plöjd ända ner till ån. Det fanns ett visst inslag av träd utefter den ena åkanten. Man såg tydliga spår av bäveraktivitet och många träd var fällda. Vid slutet av inloppet fanns en oplöjd strandremsa på ca 20 m.

Utlopp
Provpunkt 5:
Utloppet var ungefär 3 m brett och omgavs av sumpskog med både löv- och barrträd. Det var tjäle i marken kring ån men den var inte isbelagd.

METOD

Hål borrades i isen med hjälp av en isborr och vattendjupet uppmättes med handlod. Där det största djupet uppmätts (provpunkt 6) togs sedan vattenprover m h a en Ruttnerhämtare på tre olika djup: 2,7 m, 1,5 m och vid ytan. Proverna sparades i plastflaskor och transporterades nerbäddade i is till kylskåp för analys dagen efter. Analyserna utfördes enligt laborationshandledning. De analyser som gjordes var: totalfosfor, alkalinitet, turbiditet, pH och konduktivitet. Temperatur och syremättnad mättes i fält på de olika djupen.

De borrade hålen hackades större och lös is rensades bort. Fem planktonprover togs vid olika platser med olika djup. Planktonhåven sänktes till botten med hjälp av en tyngd och drogs långsamt mot ytan. Varje håvdrag tömdes i en burk. För att de plankton som fastnat i håven skulle komma med i provet sköljdes håven en gång och även detta tömdes i burken. Håven som användes hade en masktäthet på 100 µm och en diameter på 20 cm. Varje prov fixerades med 10 droppar lugollösning.

Djurplanktonen räknades och artbestämdes med hjälp av ett inverterat mikroskop. Provet på 2,7 m djup räknades helt, medan de övriga proverna späddes till 250 ml. Därefter omrördes proven noga och en provmängd på 25 ml räknades. I prov 3 på 2,2 m räknades 50 ml av provet då planktonförekomsten var extremt låg. Antalet djurplankton per liter och standardavvikelsen räknades ut.

Provparametrar

Turbiditet

Turbiditet är liktydigt med grumlighet och avser partikelhalt i vattnet. Partiklarna 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). Man använder sig av en turbidometer som mäter mängden spritt ljus i rät vinkel mot den genom provkyvetten infallande ljusstrålen. Spridningen ger ett mått på hur mycket suspenderat material som finns i vattnet.

Turbiditet (FNU)	Klass	Benämning
≤ 0,5	1	Ej eller obetydlig grumligt vatten
0,5 - 1,0	2	Svagt grumligt vatten
1,0 - 2,5	3	Måttligt grumligt vatten
2,5 - 7,0	4	Betydligt grumligt vatten
> 7,0	5	Starkt grumligt vatten

Tabell 1: Turbiditet – tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:4.

pH-värde

pH-värdet är lika med den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen i mol och mäts med pH-meter.

Temperatur

Temperaturen påverkar bland annat vattnets förmåga att lösa ämnen. Gaser, t ex koldioxid och syrgas, får högre löslighet vid låga temperaturer. Högre halter av koldioxid ger mer kolsyra och därmed lägre pH.

Syre

Syrehalt (mg/l) anger mängden löst syre i vattnet. Vattnets förmåga att lösa syre minskar med ökad temperatur och ökad salthalt. Vattnet syresätts främst genom omrörning (vind och forsar) och växternas fotosyntes. Syret förbrukas vid nedbrytning av organiskt material. Syrebrist kan uppstå I bottenvattnet efter kraftiga algblomningar eller vid hög humushalt. Detta inträffar oftast under sensommaren och i slutet av vintern (p g a is). Lägre syrehalter än 4-5 mg/l kan ge skador på känsliga organismer (KM Lab Miljökontroll).

Totalfosfor

Med totalfosfor menas summan av löst oorganiskt fosfor (ortofosfat), polyfosfater, löst organiskt fosfor och partikulärt bundet organiskt och oorganiskt fosfor. Dessa utgör en potentiell näringskälla eftersom de kan omvandlas till fosfatfosfor som är den form växter och djur kan utnyttja.

Totalfosforhalten mäts i µg/l. Totalfosforhalten bestäms genom kokning med kemikalier så att ett fosformolybdatkomplex bildas. Absorbansen på detta mäts med hjälp av en spektrofotometer.

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

Tabell 2: Totalfosfor – tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:4.

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror, d v s 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:

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

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

CO_2 = koldioxid CO_3^{2-} = karbonat
HCO_3^- = vätekarbonat H_2CO_3 = kolsyra

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

Klass	pH	Alkalinitet (mekv/l)	Benämning baserat på alkalitet
1	<7,1	<0,5	Mycket god bufferkapacitet
2	6,8-7,1	0,1-0,5	God bufferkapacitet
3	6,3-6,8	0,05-0,1	Svag bufferkapacitet
4	5,7-6,3	0,01-0,05	Mycket svag bufferkapacitet
5	≤ 5,7	≤ 0,01	Ingen eller obetydlig bufferkapacitet

Tabell 3. Alkalinitet och pH – tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Naturvårdsverket Allmänna Råd 90:4.

Artbeskrivning

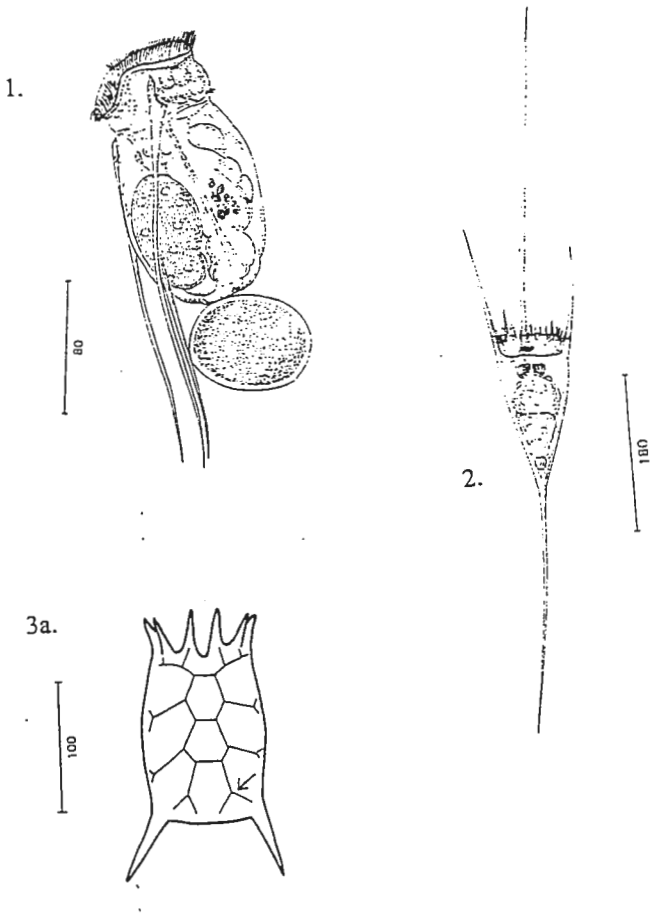
1. *Filinia sp.* Längd beroende på art (*F. terminalis*: 70-90 µm, *F. longiseta*: 130-175 µm, *F. passa*: 70-200 µm, samtliga mått utan borst). Filtrerar fint organiskt material och bakterier. Euotrof /kallvattensoligotrof.
2. *Kellicottia longispina*: 350-860 µm. Mycket vanlig. Oftast i oligotrofa sjöar. Filtrerar dött organiskt material och bakterier.
3. *Keratella sp.* Livnär sig på plankton och dött växtmaterial.

a. *K. quadrata*: 200-250 µm. Förekommer i eutrofa vatten.

b. *K. cochlearis*: 80-320 µm. Indifferent. Mycket vanlig i de flesta sjötyper.

4. *Asplanchna priodonta*: 420-1500 µm. Indifferent. Livnär sig på andra hjuldjur.
5. *Polyartra sp.*: 90-200 µm. Eutrof/ indifferent. Äter större organiskt material.
6. *Eudiaptomus gracilis*: 1-1,5 mm. Förekommer allmänt i främst oligotrofa sjöar. Filtrerar växtplankton.

(Sandhall, Berggren 1981, Eliasson, Larsson).



Bilder ur Pontin, 1978

RESULTAT

Mätpunkt	Turbiditet (FNU)
0 m djup	13,6
1,5m djup	27,1
2,7m djup	34,5
Utlopp	11,7
Inlopp 1	4,8
Inlopp 2	10,0
Inlopp 3	12,4
Inlopp 4	10,0

Tabell 4

Djup (m)	pH
0	5,5
1,5	5,8
2,7	5,9
Utlopp	6,2

Tabell 5

Djup (m)	Temperatur (°C)	Syrehalt (ml/l)
0	3	12,2
1,5	3	11,8
3	4,5	12

Tabell 6

Djup (m)	Alkalinitet (mekv/l)
0	0,096
1,5	0,112
2,7	0,120
Utlopp	0,128

Tabell 8

Mätpunkt	Totalfosfor (µg/l)
0 m djup	30,1
1,5 m djup	53,4
2,7 m djup	65,5
Inlopp 1	28,8
Inlopp 2	82,2
Inlopp 3	45,1
Inlopp 4	26,3
Utlopp	28,4

Tabell 7

Djup (m)	Konduktivitet (µS/cm)
0	55
1,5	66
2,7	63
Utlopp	63

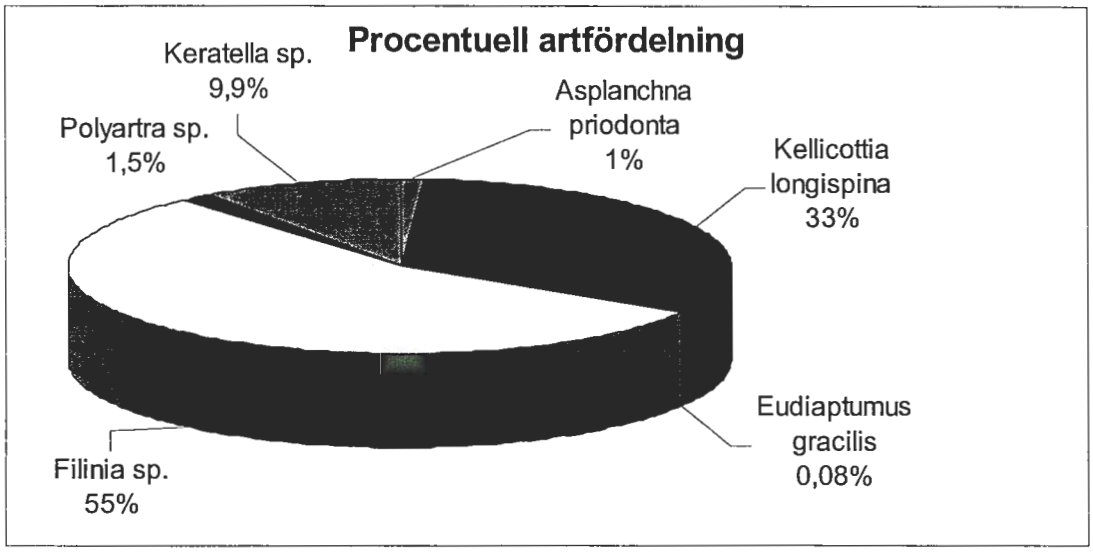
Tabell 9

Djup (m)	Filinia sp.	Kellicottia longispina	Keratella sp.	Asplanchna priodonta	Polyartra sp	Eudiaptomus gracilis
2,0	2,55	1,11	0,16	0	0	0
2,2 (1)	1,30	1,16	0,43	0,01	0	0
2,2 (2)	2,89	3,04	1,30	0	0,29	0
2,2 (3)	0,51	0,14	0	0,14	0	0
2,7	6,33	2,60	0,54	0,12	0,07	0,02
medel	2,72	1,61	0,49	0,05	0,07	0,004
stand.avv.	2,24	1,19	0,50	0,07	0,13	0,01
varians	5,02	1,42	0,25	0,049	0,0157	0,001

Tabell 10

Art	Procentuell fördelning	Vattenpreferens
Asplanchna priodonta	1	I
Eudiaptumus gracilis	0,08	O / M
Filinia sp.	55	E / M
Kellicottia longispina	33	I
Keratella quadrata		E
Keratella sp.	9,9	I / E +H
Polyartra sp.	1,5	E / M / I +H
Synchaeta sp.	0,04	I / E / M / O

Tabell 11: I = indifferent, O = oligotrof, M = mesotrof, E = eutrof, H = humusrikt. (Bérzins 1966)



DISKUSSION

Vid seklets början gjordes en undersökning av Kikerudssjön (Holmgren 1916 I Andersson m fl) vilken visar på att sjön redan då var en tämligen näringsrik sjö med riklig bottenvegetation. Totalfosforhalterna i sjön (tabell 7) visar fortfarande på ett eutroft tillstånd. För en bedömning av det totala inflödet är det nödvändigt att göra flödesmätningar på inloppen, vilket vi inte gjort. Om man bortser från de små inflödena förefaller in- och utflödena av fosfor vara ungefär lika stora, detta skulle innebära att fosfor varken fastläggs i sjön eller frigörs från den. De uppmätta syrehalterna i sjön visar på ett syrerikt tillstånd även i bottenvattnet (tabell 6), vilket gör att det fosfor som är bundet till sedimentet inte kan frigöras. Att det inte är syrebrist i sjön trots 20 cm is som har legat en längre tid kan tänkas bero på att sjöns omsättningstid är ganska kort. Omsättningstiden är därför en faktor som borde undersökas. Kikerudssjön har tidigare undersökts 980304 av en tidigare vattenvårdskurs, då prov togs på turbiditet och totalfosfor. Totalfosforhalten i Rölandaån var då ca 27 mg/l och i utloppet ca 30 mg/l. Våra värden var 26,3 mg/l i Rölandaån och 28,4 mg/l i utloppet. Med tanke på felmarginalen i våra mätningar som gjorts utan replikat kan resultaten anses som relativt lika. Det är svårt att svara på frågan om Kikerudssjön är en fosforkälla eller fosforfälla utifrån våra resultat. En grov bedömning är att sjön ligger i ett mellanskede. Proverna visade varken på fastläggning eller frisättning av fosfor.

Vid mättillfället var pH relativt lågt (tabell 5), detta kan bero på att snösmältningen kommit igång. Dessutom är buffertkapaciteten relativt god vilket tyder på att sjön inte är försurad. Buffertkapaciteten är visserligen svagare på ytan (tabell 8) där pH är lägst (5.5) men detta beror troligen på smältvatten som runnit från tillrinningsområdet och lagt sig direkt under isen (p g a att kallare vatten har lägre densitet).

Eftersom konduktiviteten (tabell 9) varierar med berggrund, försurningsgrad, näringstillstånd, omgivande vegetation, jordmån mm och hänsyn också måste tas till snösmältning och nederbörd, är det svårt att dra slutsatser av några enstaka mätvärden. Dessa måste studeras i en serie av flera års

provtagningar. Det är förändringen av konduktiviteten som är intressant, eftersom det tyder på en förändring av jonbalansen i sjön. Några tidigare mätvärden för Kikerudssjön finns inte, och därför kan vi inte heller dra några slutsatser.

Våra mätvärden visar att vattnet ät starkt grumlat. Detta övensstämmer väl med fosforhalten i sjön som anger att sjön befinner sig i ett näringsrikt tillstånd (Naturvårdverket, rapport 3627), eftersom fosfor är bundet till partiklar. Även plankton bidrar något till vattnets grumlighet i denna näringsrika sjö.

Det är svårt att säkert dra några slutsatser om sjöns trofinivå enbart genom att titta på sjöns zooplanktonsamhälle och dess sammansättning. Denna provtagning utfördes under vintern då populationstäthet och artdiversitet är som lägst. Likartade provtagningar har dessutom inte genomförts tidigare vilket omöjliggör en jämförelse.

Cladocerer och copepoder förekommer nästan inte alls, vilket förklaras av att cladocerer övervintrar i form av viloägg medan vissa arter av copepoder övervintrar som naupliuslarver på botten. Det låga antalet av andra på vintern existerande copepoder kan förklaras av det hårda betningstrycket från fisk. Detta styrks också av att våra zooplanktonprover vissar en extrem dominans av rotiferer. Denna dominans av rotiferer medför en snabbare mobilisering av näringsämnen i sjön.

De släkten vi fann mest av var Filinia sp. och Kellicottia longispina (tabell 11). Filinia trivs i eutrofa vatten medan Kellicottia longispina som är mycket vanlig finns i både oligotrofa och mer näringsrika vatten. Keratella sp., Asplanchna priodonta och Polyartra sp. är eutrofa/indifferenta. Planktonproverna tyder ändå på att Kikerudssjön är eutrofierad.

Även statistik räknades på planktonproverna (se tabell 10). Då medelvärdet och variansen är ungefär lika stora finns planktonen jämt fördelade i hela vattenmassan. Mycket högre värden på variansen än medelvärdet visar på att arterna existerar i klumpar i vattenmassan (Filinia sp.).

När vi skulle göra vår provtagning var det brist på provflaskor och vi kunde därför inte ta prover på alla inlopp eller replikat till övriga analyser. Då vi lodade djupet innan proverna i sjön togs grumlades bottensubstratet upp vilket kan ha påverkat våra värden. Även vid analyserna kan den mänskliga faktorn ha påverkat resultaten.

För alla undersökningar som vi gjort gäller genomgående att fler undersökningar borde göras med en spridning över året för en säkrare analys av resultatet. Flödesmätningar bör också utföras.

ÅTGÄRDER

De föroreningskällor som troligen är av störst betydelse för Kikerudssjöns status kommer från diffusa källor. I hela Gullmarns avrinningsområde stod åkermarken 1995 för de största fosforutsläppen (22 ton totalfosfor) och från skog och enskilda avlopp (9 resp. 7 ton totalfosfor), ("EU:s ramdirektiv för vatten – en tillämpning på Gullmarns avrinningsoråde", Länsstyrelsen Västra Götaland).

Inom jordbruket

När vi var och tog vattenprover vid Kikerudssjön kunde vi konstatera att den åkermark som fanns var plöjd redan i höstas. Åkern var plöjd ända fram till Rölandaåns kant. Plöjfårorna löpte ner mot vattnet förutom den sista metern som var plöjd utmed vattendraget. För att minska erosionen från åkermarken föreslår vi att man plöjer på våren så att marken ligger obeväxt så kort tid som möjligt. Jorden bör inte brukas ända fram till vattnet utan att en rejäl kantzon lämnas. Plöjfårorna skall i störtsta möjliga mån plöjas parallellt med vattendraget. Gödsling bör ske på våren och det är viktigt att mängden är rätt.

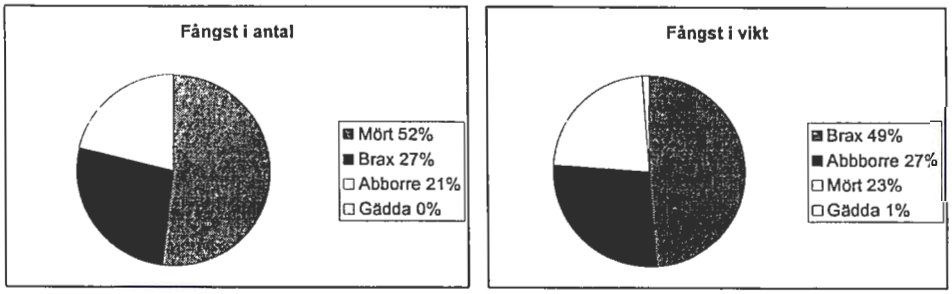
Vattenflödet

När vi guidades runt i Örekilsälvens vattensystem av Curt Svenland (delaktig i Projekt Våtmarker och Skyddszoner) visade han på den allt snabbare avrinningen som sker p.g.a. att mer åkermark frigjorts de senaste århundradet. För att frigöra åkermark har man dikat ut vattenrika områden. Rätning av åar och bäckar har också bidragit till ett snabbare vattenflöde. De åar och bäckar som vi såg runt Kikerudssjön gick rakt ner mot sjön. Man kan minska vattenflödet genom att till exempel bygga dammar och anlägga våtmarker. Erosionen kan minskas genom att man lämnar en kantzon mellan brukad mark och vattendraget och minskar sluttningen på dikeskanterna där dessa är branta. Starkt erosionsbenägna kanter kring vattendragen kan göras stabilare genom attt man kantsätter dem.

Minst en av bäckarna börjar i en våtmark och är troligtvis en utdikningsåtgärd. En återställning av våtmarker och ringlande bäckar vore önskvärt men knappast genomförbart.

Biomanupulering

880914 genomfördes ett provfiske i sjön (Bryngelsson och Magnusson 1989). Denna undersökning visade på en klar dominans av cyprinidema mört och braxen (se fig).



Figur: Fisksamhället i Kikerudssjön vid ett provfiske med översiktsnät 1988.
(Bryngelsson och Magnusson 1989)

Genom att genomföra ett utfiske av cyprinida arter (karpfiskar) i sjön kan man få ett klarare vatten, vilket leder till en utbredning av makrofytvegetationen. Makrofyterna binder bottensedimentet och mobiliseras bara en gång per växtsäsong jämfört med en algdominerad flora som mobilseras upprepade gånger per säsong. Fosfor binds i sjön och algerna missgynnas. En minskning av fiskpopulationen gör att zooplankton kan öka och beta ner algpopulationen effektivt vilket också leder till ett klarare vatten.

REFERENSER:

Bérzins B. (1966). *Planktontabell III.* Stencil.

Eliasson Y, Larsson P. *Limniska djurplankton.* Fortbildningsavdelningen Göteborg.

KM Lab Miljökontroll. *Valboån och Lerdalsälven 1994-96.*

Länsstyrelsen Västra Götaland. *EU:s ramdirektiv för vatten- en tillämpning på Gullmarns avrinningsområde.*

Naturvårdsverket. *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.* Allmänna råd 90:4.

Pontin R. M. (1978). *Freshwater Planktonic Rotifera.* Freshwater Biological Association.

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde VT-1998. Vattenvård, Göteborgs Universitet:
Andersson A-K m fl. *Kikerudsjön förslag till åtgärder mot eutrofiering.*

Projektarbeten inom Örekilälvens avrinningsområde HT-1998. Vattenvård, Göteborgs Universitet:
Andersson T m fl. *Fosforhalter och kemi i Valboåns vattensystem.*
Bergsten K m fl. *Vattenkvaliten i Östersjön.*
Fredriksson M m fl. *Zooplanktonundersökning i Östersjön, november 1998.*

Sandhall Å, Berggren H. (1981). *Mikrobilder liv i damm och sjö.* Esselte studium.

Wiederholm T. *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.* Naturvårdsverket rapport 3627.