Arkivex

Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p. VT 2004

FÄRGELANDA KOMMUN
Miljö- och byggnämnden
Inkom 2004 -06- 14
Dnr | Dpl | H-kort

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE

VT2004

Ellenösjön och Valboån från vaster (foto från http://www2.fargelanda.se/vatmarker/)

FÖRORD

Under två dagar i maj 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 Sofia Brockmark, Anette Johansson och Fredrik Palm. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vt-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 inom Örekilsälvens avrinningsområde. Följande dag 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 Svennland i projekt Våtmarker och skyddszoner, för ett bra samarbete unde förarbetet. Vi vill också tacka Ingvar Häger vid Hillingsätersjön för upplåtande av mark mm. Slutligen vill vi tacka Jan-Erik Svenson, som från början planerade exkursionen.

INNEHÅLL

I. Fosforhalter och Erosionsproblem i Valboåns vattensystem.
Khalid Harfacha, Elin Åberg, Eleonora Björkman och Pauline Boulay

II. Bottenfaunaundersökningar i Valboåns huvudfåra.
Christina Asp, Hesti Hebst, Stina Johansson och Jessica Lundell

III. Hillingsäterssjön- vattenanalys och fosforretention.
Johanna Brännlund, Ingrid Fränne, Matilda Haggärde och Patrik Malvenius

IV. Undersökning av zooplankton-samhällen i Hillingsäterssjön och Ellenösjön.
Karin Alexandersson, Jonas Holgersson, Linda Kochbati och Niklas Nilsson

I

Göteborgs universitet

Fosforhalter och Erosionsproblem i Valboåns vattensystem

Projektarbete sammanställd av:
Khalid Harfacha
Elin Åberg
Eleonora Björkman
Pauline Boulay

Vattenvård 10 p
Handledare: Ragnar Lagergren
Kursledare: Jan Stensson

Sammanfattning

Gullmarn, som är Sveriges enda tröskelfjord, har under senare år drabbats av ökad algblomning, syrebrist och bottendöd. Detta beror bland annat på stor näringstillförsel från tillrinnande vattendrag, främst från Örekilsälven. Ett av Örekilsälvens stora biflöden är Valboån. Näringstillförseln till vattendragen kommer huvudsakligen från jordbruksverksamhet, skogsbruksverksamhet, kommunala reningsverk, enskilda avloppsanläggningar och erosion. Erosionen i området är stor, vilket beror på att jorden generellt är struktursvag, att landskapet är kuperat, den höga årliga nederbörden, att marken är utgrävd och dikad samt att flera av vattendragen är grävda och uträtade. I ett försök till att minska näringstillförseln till vattendragen anlades 47 våtmarker och 170 km skyddszon i samband med projektet "Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Projektet var ett sammarbete mellan Färgelandas, Munkeldals och Dals-Eds kommun under åren 1997-2001. Syftet med rapporten är att få en bild av dagslägets vattenkemi i Valboån och dess biflöden. Vattenprovtagningar på 17 provplatser utfördes därför den 4 maj 2004, i samband med kursen Vattenvård på Göteborgs Universitet. Resultaten visar att Valboån och dess biflöden har höga totalfosforhalter och att turbiditeten på de flesta provplatserna är hög, medan färgtalet varierar en del. Proverna visar att Valboån och dess biflöden har en god buffertkapacitet och ett pH som generellt ligger mellan 6,5-7. Valboåns huvudfåra uppvisar jämnare värden medan biflödenas varierar mer. Syftet med rapporten är dessutom att se om anläggandet av våtmarker och skyddszoner har fått önskvärd effekt. Provens totalfosforhalter och turbiditet jämfördes därför med tidigare års och man ser en tendens till bättre värden.

1. INLEDNING 4

1.1. JORDBRUKET OCH EROSION 4
1.2. PROJEKT OCH ÅTGÄRDER FÖR ATT RÄDDA GULLMARNSFJORDEN 5
1.2.1. Historik 5
2.2.2. Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde 5
1.3. SYFTE 6

2. METOD OCH TEORI 6

2.1. PROVTAGNING 6
2.2. ANALYSMETODER 7
2.2.1. Totalfosfor 7
2.2.2. Turbiditet 7
2.2.3. Färgtal 7
2.2.4. Konduktivitet 7
2.2.5. Alkalinitet 8
2.2.6. pH 8

3. RESULTAT 9

3.2. TOTALFOSFOR 10
3.2.1. Resultat 10
3.2.2. Jämförelse av totalfosforhalt mellan 1993 och 2004 11
3.3 TURBIDITET 12
3.3.1. Resultat 12
3.3.2. Jämförelse av turbiditeten mellan 1993 och 2004 13
3.3.3. Jämförelse av totalfosfor och turbiditet 14
3.4. FÄRGTAL 15
3.5. KONDUKTIVITET 16
3.6. ALKALINITET 17
3.7. PH 18

4. DISKUSSION 18

5. ÅTGÄRDER OCH KONTROLLPROGRAM 21

5.1. ÅTGÄRDER FÖR ATT HINDRA EROSION OCH NÄRINGSTILLFÖRSEL TILL VALBOÅN 21
5.2. KONTROLLPROGRAM FÖR ATT IAKTTA OM ÅTGÄRDERNA FUNGERAR 21
5.3. SLUTSATS 21

REFERENSER 22

BILAGA 1 23

BILAGA 2 24

BILAGA 3 26

BILAGA 4 27

1. Inledning

Övergödningen av Gullmarsfjorden uppmärksammades redan på 70-talet. Gullmarn är Sveriges enda riktiga tröskelfjord och har därför ett unikt värde som marin miljö för bland annat förökning och reproduktion av åtskilliga fiskarter. En ökning av näringshalter från tillrinnande vattendrag har under senare år lett till ökad algblomning, syrebrist och bottendöd. Läget var sämre än någonsin under vintern 1997 och 1998. Örekilsälvens vattensystem ansvarar för en stor del av näringsbelastningen på Gullmarns ytliga vatten - i genomsnitt med cirka 800 ton kväve och ca 30 ton fosfor per år. Fosfor är ofta de begränsande näringsämnet i limniska system. Den ökade fosforhalten kan leda till eutrofiering och att fosfor inte längre bli begränsande. Detta kan medföra att produktionen blir högre men även att artsammansättningen förändras. Flera av sjöarna i Örekilsälvens vattensystem och dess stora biflöden Valboån och Hajumsälven är hårt belastade av jord och närsalter och vissa drabbas av regelbundet återkommande algblomningar. Näringskällorna i nederbördsområdet kommer huvudsakligen från jordbruksmark och jordbruksverksamhet i olika former, skogsmark och skogsbruksverksamhet, enskilda avloppsanläggningar, kommunala reningsverk samt några enskilda större punktutsläpp. Området har ett av Sveriges högsta atmosfäriska nedfall av kväve på omkring 14 kg/ha och år. Det som faller ned på sjöytor transporteras direkt nedåt i vattensystemet. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

1.1. Jordbruket och erosion

Jordbruksverksamhet orsakar både lokala punktutsläpp från t.ex. mjölkrum eller gödselstäder samt diffusa markutsläpp via dränering och ytavrinning. De diffusa markutsläppen har ökat avsevärt under andra hälften av 1900-talet som följd av grundvattensänkningar, dikesgrävningar och täckdikningar. I Bohuslän och Dalsland ligger kväveförlusterna från åkermark i snitt på 16-25 kg/ha och år. Fosforutsläppen ligger i snitt på 0,8-1,0 kg/ha och år. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

De finns förutsättningarna för stor jorderosion i Gullmarns nederbördsområde. Detta beror på:

- mjäliga, grovmoiga mellan- och lättleror, som gör att jorden generellt är struktursvag och erosionsbenägen, ibland rasbenägen
- kuperat jordbrukslandskap
- den höga årliga nederbörden som i snitt ligger på 750 - 900 mm/år
- att stora delar av all mark idag är utgrävd, dikad eller täckdikad
- grävda och rätade vattendrag genom jordbruksdalarna

Allt detta bidrar till att betydligt mindre vatten magasineras i mark och våtmarker och till att vattnet rinner betydligt snabbare genom vattendragen än förr, vilket medför en stor erosion. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

Det finns olika källor till den kraftiga erosionen i Örekilsälvens vattensystem och dess biflöden. Jorden eller partiklarna kan komma från "inre erosion" genom åker och ut via dräneringar samt från "yterosion" från plöjd eller jordbearbetad åker eller från hårt betad och upptrampad mark utmed vattendragen. Jorden kommer även från vattendragens fåror där vattendragen inte har några bevuxna slänter eller strömmen är relativt stark.

Grumligheten är lokalt mycket påtaglig och vattnets färg speglar ofta färgen på jordarna i området. En stor del av näringsmängderna i vattendragen kommer med stor sannolikhet från erosion av mineraliska och organiska partiklar från jordbruksmarker samt från själva vattendraget. Speciellt fosforhalterna ökar när grumligheten ökar eftersom fosfor till stor del är partikelbundet. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

1.2. Projekt och åtgärder för att rädda Gullmarnsfjorden

1.2.1. Historik

På 80-talet samlades de fem kommunerna inom Gullmarns avrinningsområde och skrev 1984 "Gullmarnplanen" där det föreslogs ett antal åtgärder för att minska tillförseln av närsalter till vattendragen och Gullmarn. Trots det fortsatte näringshalterna att vara höga i sjöar, vattendrag och Gullmarn. I Ellenösjön, i Färgelanda kommun, förekom algblomning nästan årligen och man började därmed att undersöka tillståndet och näringsbelastningen av Valboån som mynnar i Ellenösjön. I en första rapport, "Ellenösjön-Östersjön, tillstånd och näringsbelastning 1985-1990" redovisades jord- och skogsbruket som de stora näringskällorna i kommunen och Valboån. Det var först 1996 man konstaterade att erosion från åkermark och vattendragens fåror hade en betydande roll för de höga fosforhalterna i Valboån. Resultaten finns i rapporten "Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun" (Länsstyrelsen 1996:1). Med denna undersökning gjordes även en inventering av möjliga lägen för skyddszoner och våtmarker. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

2.2.2. Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde

"Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" var ett sammarbetsprojektet mellan miljökontoren i Färgelanda kommun och grannkommunerna Munkedal och Dals-Ed, med EU:s strukturfonder Mål 5b som huvudfinansiär. Projektet startades 1997 och avslutades 2001. Enligt projektplanen var det övergripande målet att genom åtgärder minska övergödningen av sjöar, vattendrag och Gullmarn. De konkreta målen var att anlägga våtmarker, dammar och skyddszoner för att minska transporten av jord och närsalter till vattendragen, kvarhålla jord och närsalter i vattensystemet samt utjämna vattenflödena. Projektet hade även i uppdrag att genomföra olika typer av informationsaktiviteter för markägare, jordbrukare och allmänhet. Projektets verksamhet, resultat och mål skulle även utvärderas under projekttiden. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

Ett av målen med projektet var att utjämna vattenflödet i vattenfårorna i Örekilsälvens vattensystems för att lokalt kvarhålla jordmaterial och fosfor. Genom att anlägga en våtmark, damm eller ett småvatten i en mindre eller medelstor jordbruksbäck nedanför en jordbruksbygd kan man på ett kostnadseffektivt sätt rena områdets avrinningsvatten från fosfor och kväve och bromsa vattenflödet innan det når huvudfårorna. Den önskvärda storleken på de anlagda våtmarkerna, dammarna och småvattnen ur vattenreningssynpunkt är beroende av avrinningsområdets storlek, andelen jordbruksmark inom området samt de övriga verksamheterna i området. Det är oftast svårt att uppnå tillräcklig storlek eller tillräckligt lång uppehållstid. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

Det har varit svårt att nå projektets ambitionsnivå. Det var först och främst mindre arealer mark med lägre brukningsvärde så som skogsmark och obrukade ravindalar eller områden ovanför jordbruksdalarna som ställdes till förfogande av markägare. Sammanlagt ligger de 47 byggda anläggningarna högre upp i vattensystemet, är sämre lokaliserade, betydligt mindre och beräknas få mindre vattenvårdsnytta än vad man hade planerat. Nyskapandet av elementen i jordbrukslandskapet är ändå av stort värde när det gäller biologiskt mångfald och bidrar till viss del till att minska övergödningen. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

Man kan minska ytläckaget av jord och närsalter till ett vattendrag genom att ha en permanent vegetationsbevuxen remsa på en åker utmed vattendraget – en så kallad skyddszon. Bäst effekt får skyddszoner som har legat obrukade och ogödslade en längre tid. Skyddszonen agerar också som ett skydd mot ofrivillig spridning av gödsel till vattendraget. De är även värdefulla miljöer för djur som är knutna till jordbrukslandskapet och ger beskuggning av vattendraget som gynnar fiskar.
Det har inte heller här varit möjligt att nå projektets ambitionsnivå. De största hindren var stödets utformning, som ansågs krångligt, samt den låga ersättningen. Många jordbrukare, som brukar marken intensivt, ville inte avsätta värdefull jorbruksmark till anläggandet av skyddszoner. Det är ofta på dessa jordbruksmarker som skyddszonerna kanske hade behövts som mest. Mellan 1997-2000 anlades ändå 170 km skyddszon inom de tre kommunerna, vilket motsvarade 20% av den inventerade längden. Det är dock väldigt svårt att mäta eller kontrollera hur mycket jordmaterial och närsalter som kvarhålls av skyddszonerna. (www2.fargelanda.se/vatmarker)

1.3. Syfte

Vattenprovtagningar utfördes den 4 maj 2004 i Valboåns vattensystem som ett projektarbete i samband med kursen Vattenvård på Göteborgs Universitet. Provtagningarna har en anknytning till vattenvårdande åtgärder i Valboåns system som infördes med projektet "Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Sedan mars 1993 har provtagningar gjorts på näringshalter på många platser utmed Valboån - från skogsbyggderna i norr till utflödet i Ellenösjön. Syftet med projektarbetet är att undersöka vattenkemin och förändringar av totalfosfor och turbiditet i Valboåns huvudfåra samt dess biflöden. Har de nyanlagda våtmarkerna och skyddszonerna bidragit till en förbättring av övergödnings- och erosionsproblemen? Hur bör ett kontrollprogram utformas för att förbättra förhållandena i Valboåns vattensystem? För att följa upp projektets effekter och vattenkemin i Valboåns huvudfåra och dess biflöden i dagsläget, har 17 provplatser valts ut där vattnets totalfosforhalt, turbiditet, färgtal, konduktivitet, alkalinitet och pH har analyserats.

2. Metod och Teori

2.1. Provtagning

Vattenprover togs från 17 olika ställen i Vallboån och dess biflöden i Färgelandas kommun. Proven togs med hjälp av en Ruttnerhämtare som sänktes ner i mitten av vattendraget där detta var möjligt. I de flöden som var alltför små och grunda hämtades vatten från kanten. En 50 cl flaska fylldes med råge och ställdes på is för att minska

biologiska processer. Två prov togs från varje ställe vilket resulterade i 34 provflaskor (17 * 2). Flaskorna ställdes på is efter varje provtagning under dagen. De förvarades i ett kylskåp över natten för laborationer dagen därpå, utom när det gäller alkalinitetsanalysen där proverna förvarades i kylskåpet ytterliggare ett dygn. Dessutom gjorde vi en beskrivning av området 50 meter uppströms av provpunkten. Beskrivningen innehöll markanvändningen, förekomsten av kantzoner eller våtmarker och förekomsten av eventuella erosionskador.

2.2. Analysmetoder

2.2.1. Totalfosfor

Totalfosfor inkluderar både fritt och bundet fosfor. För att frigöra organiskt bundet fosfor tillsätts 4 ml kaliumpersulfat (4%) till 20 ml provvatten och proven kokas i små glasflaskor med lock under högt tryck i en autoklav i 60 minuter vid 120°C. Då sker en oxidering och hydrolys där allt fosfor omvandlas till fosfat. Denna process utförs även på ett kalibreringsprov, bestående av 15 ml avjoniserat vatten + 5 ml kalibreringslösning (1000 µg PO_4-P/l) samt på ett blindprov, bestående av 20 ml avjoniserat vatten. De olika proven blandas med 4 ml reagenslösning (bilaga 4) och 1 ml avjoniserat vatten. Då bildas ett gult fosfor-molybdat-komplex som blåfärgas av askorbinsyran. De olika provens absorbans mäts vid 882 nm i en 5 cm kuvett. Fosfatkoncentrationen i de olika proverna kan räknas ut med hjälp av absorbansvärdena och den kända koncentrationen i kalibreringsprovet. Blindprovet ger ett mått på bakgrundsbruset.

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

2.2.2. Turbiditet

Vattnets turbiditet ger ett mått på grumligheten som påverkas av antalet partiklar i vattnet. Provvatten fylls i en glaskuvett och mäts i en turbidometer genom att jämföra proven med en kalibreringslösning. Mellan varje provmätning sköljs kuvetten ur med provvatten.

2.2.3. Färgtal

Ett vattens färgtal är ett mått på lösta humusämnen och järn- och manganföreningar, som absorberar ljus och därmed påverkar vattnets färg. En färgkomperator användes då provvattnens färg jämfördes med färgkator. Mellan varje prov sköljdes glasröret med lite provvatten.

2.2.4. Konduktivitet

Konduktivitet är ett mått på antalet laddade partiklar i en lösning – det vill säga dess ledningsförmåga. Denna påverkas av temperatur och storleken på partiklarna (stora rör sig långsammare jmf. med små). Vatten från en provflaska hälldes i två plastmuggar som värmdes till 25°C. Muggarna fick stå en stund innan mätnmingen påbörjades så att stora partiklar kunde sedimentera. Elektroden sköljdes av i ena muggen innan konduktiviteten mättes i den andra. Mellan de olika proverna sköljdes elektroden med avjoniserat vatten.

2.2.5. Alkalinitet

Alkalinitet ger ett mått på vattnets buffrande förmåga (ett systems förmåga att hålla pH:t relativt konstant trots tillsatts av vätejoner). Det är främst karbonatjoner (CO_3^{2-}) och vätekarbonatjoner (HCO_3^-) som kan ta upp vätejoner i limniska system. Genom att tillföra vätejoner vid titrering av provvattnet kan man ta reda på vattnets alkalinitet m h a en pH-indikator. Proven bubblas med kvävgas som förskjuter nedanstående jämvikt åt höger:

$$CO_3^{2-} + 2H^+ \leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow CO_2 + H_2O$$

Konduktivitet kan ge en indikation på alkaliniteten då antalet laddade partiklar även utgörs av karbonat- och vätekarbonatjoner. Lämplig provvattenvolym för alkalinitetanalys bestämdes därför enligt följande:

Konduktivitet (mS/m)	Provvolym (ml)
1-5	50
5-10	25
10-25	10
25-50	5

Konduktiviteten i de flesta provflaskorna låg mellan 10-25 mS/m, därför användes en provvolym av 10 ml. I två av provflaskorna låg konduktiviteten mellan 5-10 och då användes en provvolym av 25 ml. För att volymen som titrerades skulle bli densamma i alla prov tillsattes avjoniserat vatten så att totalvolymen blev 50 ml. Proverna titrerades med 0,02 M saltsyra (HCl) och indikatorn som användes var SBV, som slår om vid pH 5,4. Titreringen utfördes två gånger för varje provflaska och medelvärdet beräknades varefter alkaliniteten räknades ut enligt följande:

$$A\ (mekv/l) = \frac{C_{HCl} * ml_{titrerad\ HCl} * 1000}{ml_{provvatten}}$$

2.2.6. pH

pH är ett mått på vätejonkoncentrationen i en lösning och är uppbyggd enligt en logaritmisk skala. Ett lågt pH-värde betyder att det finns många fria vätejoner, vilket ger ett surt vatten. Temperaturen kan påverka pH-värdet, dels genom att påverka elektroden och dels genom vattnets sönderdelning i hydroxid- och vätejoner. Mätningarna utfördes därför vid standardiserad temperatur, 25°C. Innan mätningarna påbörjades kallibrerades pH-metern och detta utfördes även när tio mätningar gjorts. Elektroden doppades ner i en plastmugg innehållande provvatten som var i ständig rörelse och värdet avlästes när detta stabiliserat sig. Elektroden sköljdes av med avjonat vatten mellan varje mätning.

3. Resultat

Efter första provtagningen gick ruttnerhämtaren sönder. De resterande proverna togs ändå med mätaren men med ett öppet läge vilket medförde att provvattnet kom från en ytligare skikt än vad det annars hade gjort. Dessutom har proverna inte analyserats med detsamma utan förvarades i kylskåp under ett till två dygn. Det är svårt att bedöma hur mycket allt detta har påverkat resultaten och hänsyn har inte tagits till dessa eventuella felkällor i diskussionen.

3.1. Områdets beskrivning

Nedanstående tabellen beskriver området kring provplatserna. En karta över provplatserna i Valboåns vattensystem finns som bilaga 1.

PROV	MARK-ANVÄNDNING	KANTZON	EROSIONS-SKADOR
1	Björksumpsskog	Nej	Måttliga
2	Sluttande åker Sluttande åker	Nej 10-15 m (skog)	Kraftiga
3	Betesmark Böljande åker	Nej 3-4 m (träd)	Kraftiga
4	Obrukad mark Åker	Lutande strandkant (10m) med spridda träd och buskar	Påtagliga
5	Bebyggelseområde	Lutande strandkant med buskar och träd	Kraftiga
6	Lätt sluttande åker Åker	5-8 m, några granar	Måttliga
7	Betesmark, sluttande åker Betesmark	6-7 m (vid åkern)	Måttliga
8	Stark lutande betesmark Sluttande betesmark	Nej Nej	Kraftiga på vissa ställen
9	Bebyggelse-område	Svagt lutande stränder (10 m) med träd och buskar	Måttliga på vissa ställen
10	Skogsmark Skogsdunge, åker	Brant strand (2-5 m) med träd 3-5 m vid åkern	Påtagliga
11	Skogsmark, åker Skogsmark, ombyggnads-område	Brant backe (5-7 m) vid åkern Brant gräsbevuxen strand-kant	Påtagliga
12	Kuperad betesmark på båda sidorna	2-3 m	Lindriga
13	Vall på båda sidorna	Stränder bevuxna med löv-träd	Kraftiga
14	Lättsluttande åker Obrukad mark	1-2- m	Lindriga
15	Plan betesmark Vall	6-8 m	Lindriga
16	Färgelanda: park och trädgårdar	Delvis trädbevuxen, brant strandkant på ena sidan	Lindriga
17	Skogsmark Gräsbevuxen mark med enstaka träd	Gräsbevuxen lutande strandkant	Lindriga

Tabell 1: Beskrivning av båda sidorna, 50m uppströms, vid provplatserna: 1-10 och 17 är i Valboåns huvudfåra, 11-16 är i biflöden.

3.2. Totalfosfor

3.2.1. Resultat

Enligt diagram 1 kan man se en tendens till uppgående halter nedströms i huvudfåran. Provplatserna 1 och 2 har "Låga halter", provplats 6 och 17 har "Mycket höga halter", medan de övriga har "Höga halter" enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från tabell 1 i bilaga 2. Flera av proven ligger i gränsområdet mellan de två sistnämnda klasserna.

Totalfosforhalterna varierar kraftigt i biflödena. Provplatserna 11, 14 och 16 har "Höga halter", provplatserna 12 och 13 har "Mycket höga halter" medan 15 har "Extremt höga halter".

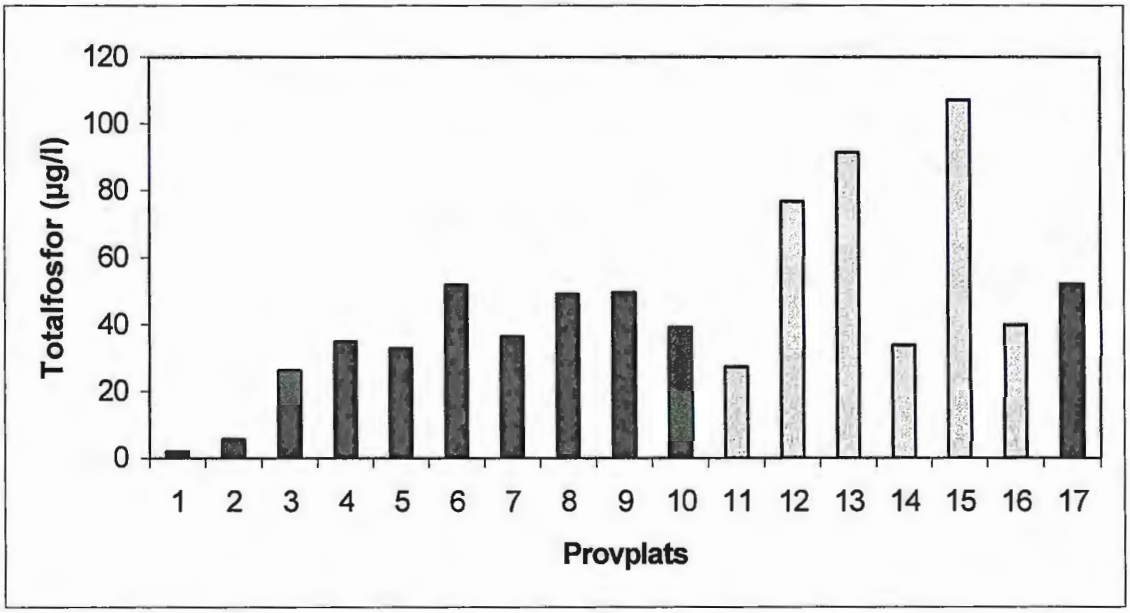


Diagram 1: Totalfosforhalterna (µg/l) i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus).

3.2.2. Jämförelse av totalfosforhalt mellan 1993 och 2004

På provplatserna 3, 5, 7 och 9 i valboån har totalfosforhalterna varit som högst, mellan 115 och 251 µg/l, åren 1993 och 1999 (diagram 2). Sedan dess har halterna på samtliga provplatser (utom för provplatsen 9 vårtermin 1999 och provplatsen 3 höstterminen 2000) legat vid eller under 50 µg/l, vilket motsvarar "Höga" eller "Mycket höga" halter enligt tabell 1 i bilaga 2.

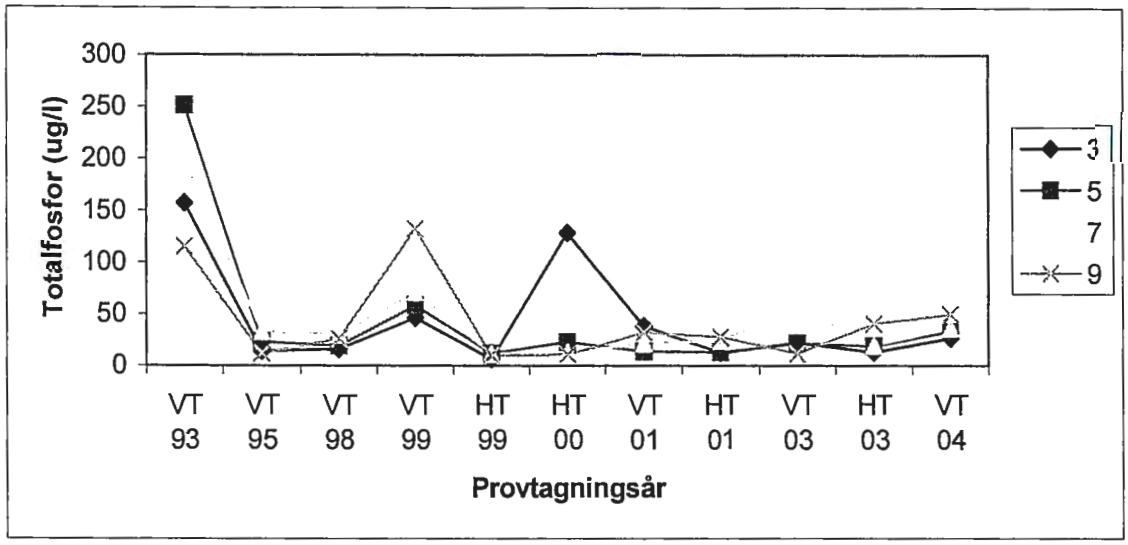


Diagram 2: Förändring av totalfosforhalterna (µg/l) från provplatserna 3, 5, 7, och 9 i Valboåns huvudfåra mellan 1993 och 2004

I biflödena varierar halterna mellan 0 och 148 µg/l (utom för provplats 14 vårtermin 2001 med 304 µg/l). Det är stor variation mellan åren men de olika provplatserna visar en tendens till toppar vårterminen 1999, vårterminen 2001 och vårterminen 2004 (diagram 3).

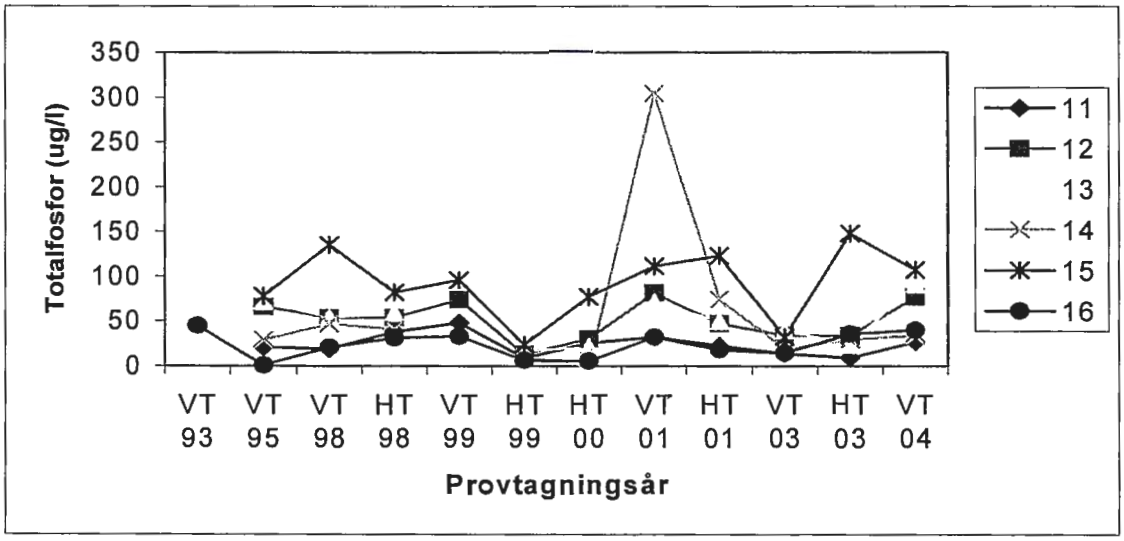


Diagram 3: Förändring av totalfosforhalterna (µg/l) från provplatserna 11 till 16 i Valboåns biflöden mellan 1993 och 2004.

3.3 Turbiditet

3.3.1. Resultat

Diagram 4 visar att turbiditeten är relativt jämn i huvudfåran. Provplats 1 har "Ej eller obetydligt grumligt vatten", provplats 2 "Måttligt grumligt vatten" medan de övriga ligger inom ramen för "Betydligt grumligt vatten" enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder i tabell 2 i bilaga 2.
Turbiditeten varierar även i biflödena, men alla hamnar i klassen "Betydligt grumligt vatten" förutom provplats 13 som har "Starkt grumligt vatten".

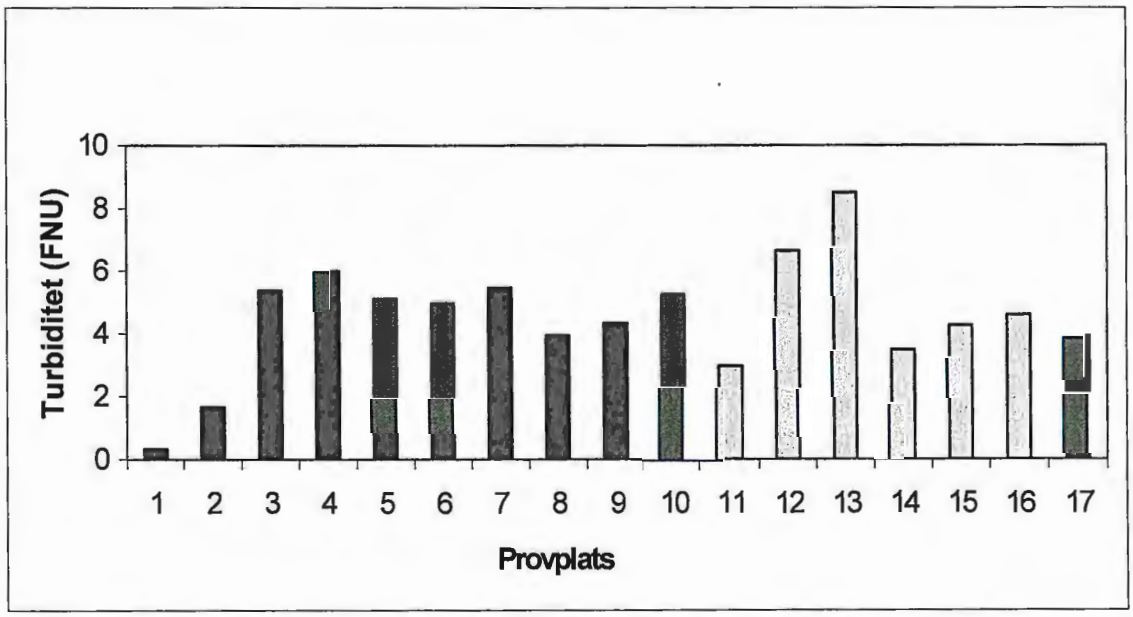


Diagram 4: Turbiditet (FNU-enhet) i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus)

3.3.2. Jämförelse av turbiditeten mellan 1993 och 2004

Turbiditeten varierar mycket mellan åren (diagram 5). Det finns en trend till toppar under vårterminen 1993, vårterminen 1999 och höstterminen 2000.

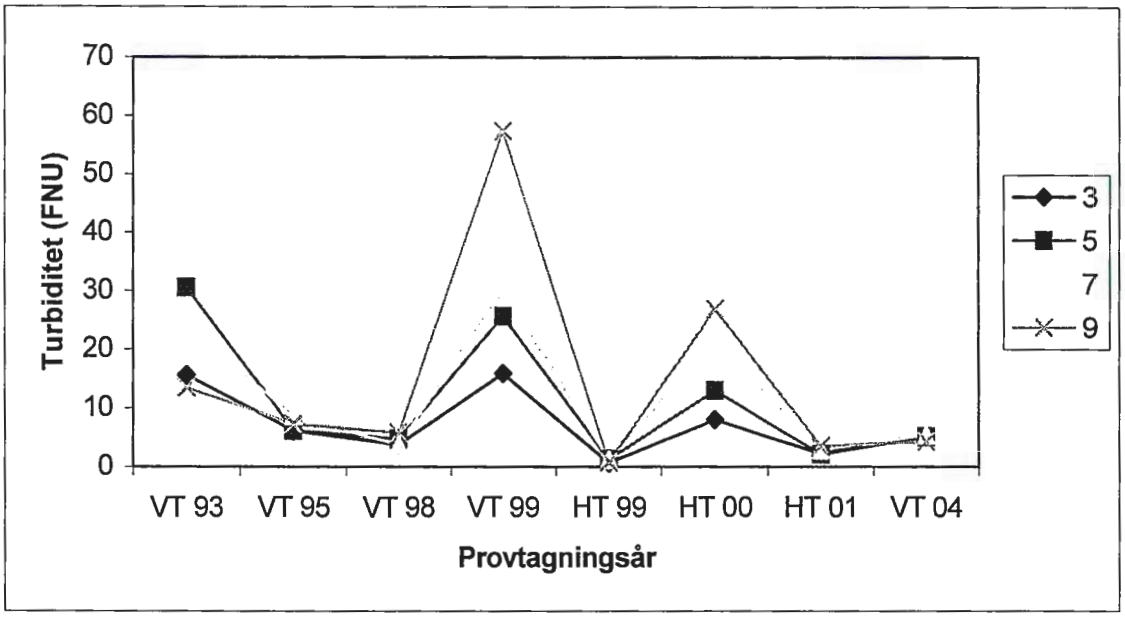


Diagram 5: Förändring av turbiditet (FNU-enhet) från provplatserna 3, 5, 7 och 9 i Valboåns huvudfåra mellan 1993 och 2004.

Turbiditeten skiljer sig mycket mellan provplatserna i biflödena men man kan även här se toppar under vårterminen 1999 och 2000 (diagram 6).

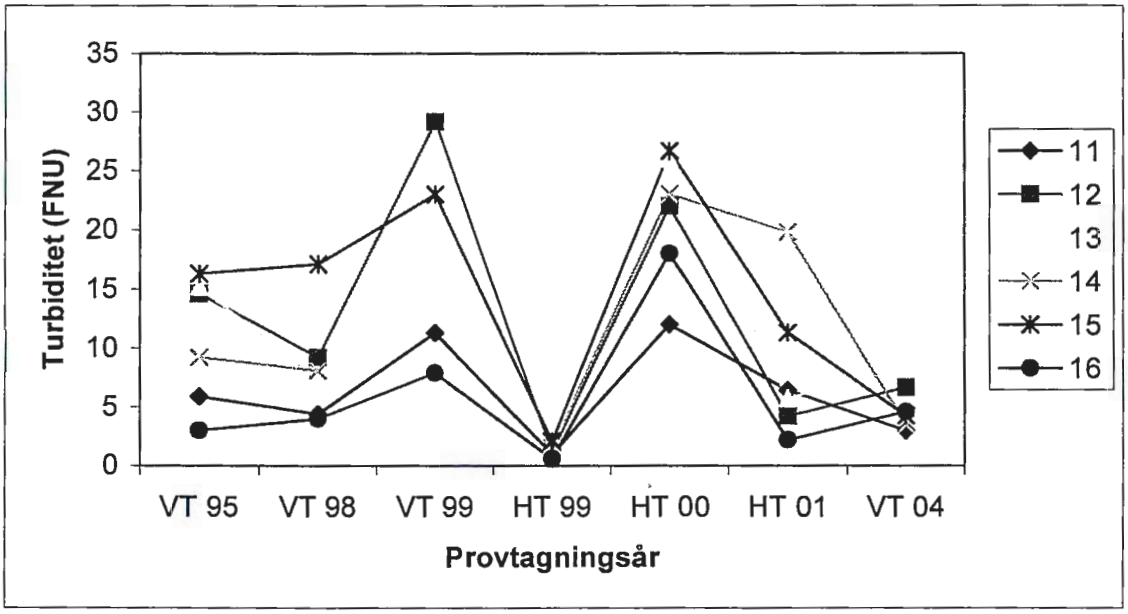


Diagram 6: Förändring av turbiditeten (FNU-enhet) på provplatserna 11 till 16 i Valboåns biflöden mellan 1995 och 2004.

3.3.3. Jämförelse av totalfosfor och turbiditet

Man kan se ett samband mellan turbiditetsvärden och totalfosforhalter i diagrammet 7. I huvudfåran kan man se att turbiditeten i genomsnitt är högre än totalfosforhalterna men i biflödena varierar förhållandet.

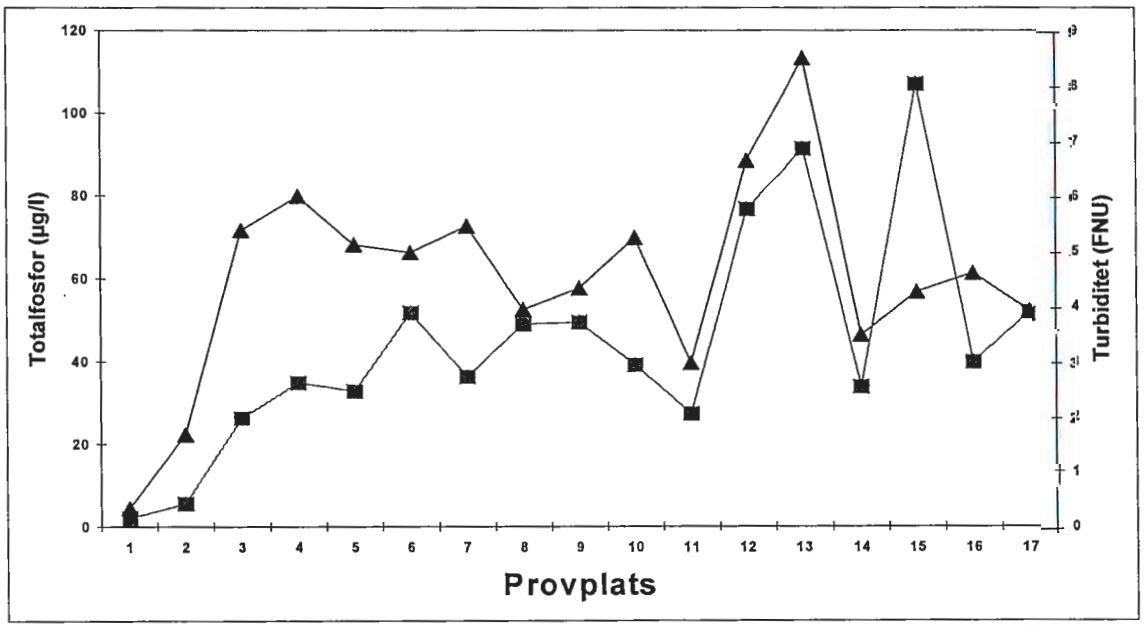


Diagram 7: Jämförelse av totalfosforhalterna (trekanter) och turbiditetvärdena (kvadrater) i Valboåns huvudfåra (1-10 och 17) och biflöden (11-16).

3.4. Färgtal

I huvudfåran är färgtalen relativt jämna (se diagram 8). Provplatserna 1, 2, 9 och 17 har "Måttligt färgat vatten" medan de övriga har "Betydligt färgat vatten" enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder i tabell 3 i bilaga 2. Provplats 9 och 17 ligger på gränsen mellan de två klasserna.

I biflödena varierar färgtalen mera. Provplats 14, 15 och 16 har "Måttligt färgat vatten", provplats 12 och13 har "Betydligt färgat vatten" medan provplats 11 har "Starkt färgat vatten". Provplats 15 ligger dock mellan "Måttligt färgat vatten" och "Betydligt färgat vatten".

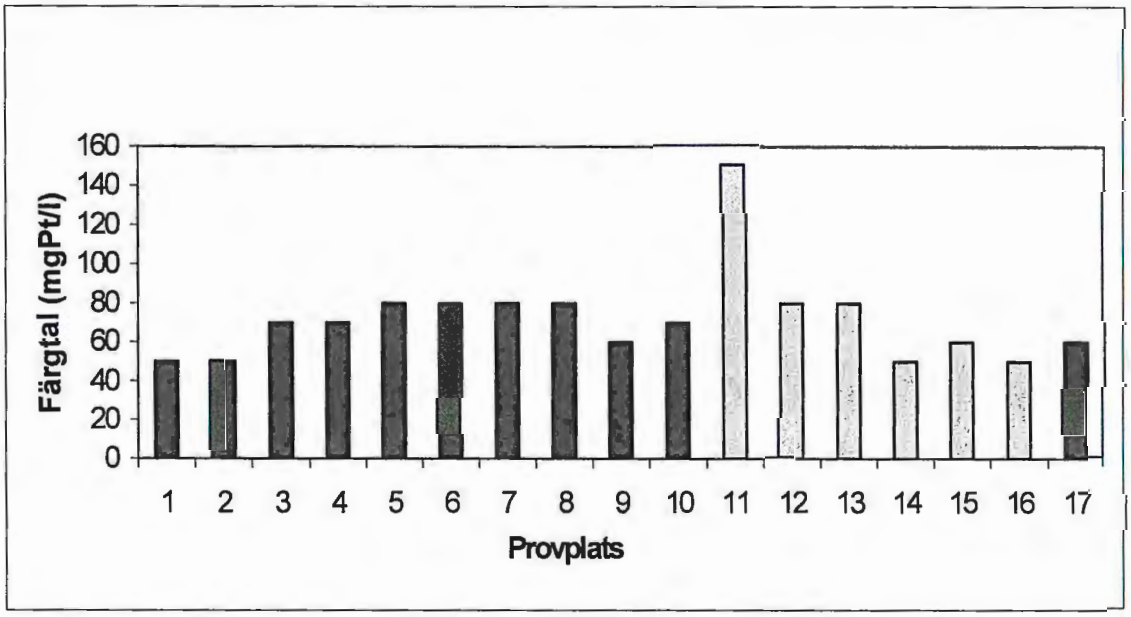


Diagram 8: Färgtal (mgPt/l) i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus).

3.5. Konduktivitet

I huvudfåran är värdena relativt jämna medan de varierar i biflödena (diagram 9). På provplats 12 registrerades det högsta värdet.

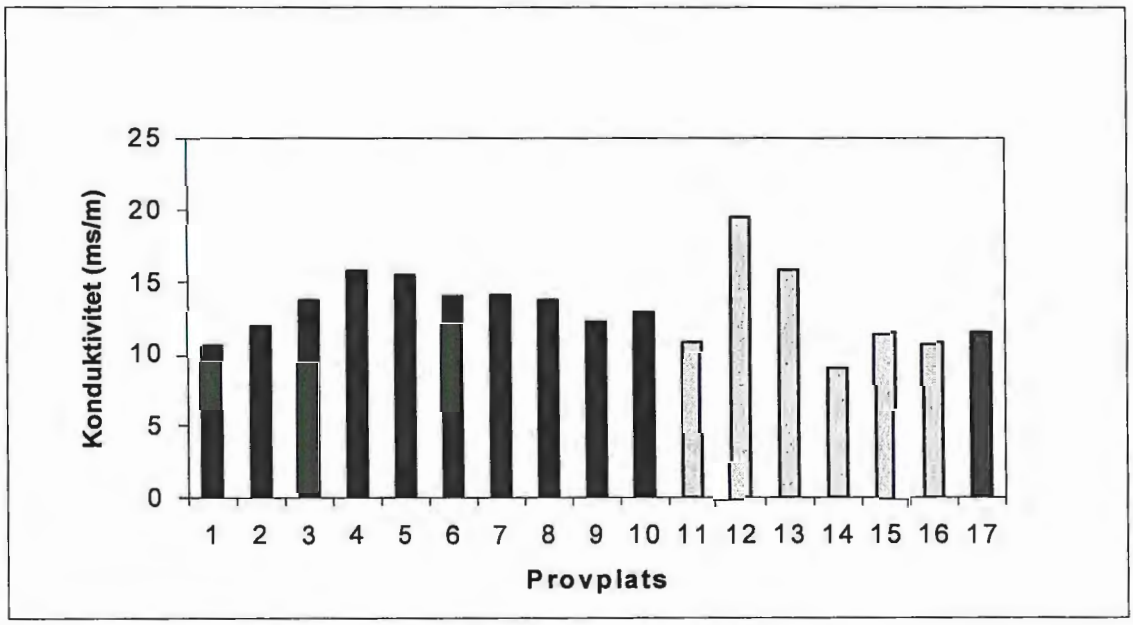


Diagram 9: Konduktivitet (ms/m) i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus).

3.6. Alkalinitet

Alla proverna visar en alkalinitet som ligger över 0,2 mekv/l vilket innebär en "Mycket god buffertkapacitet" enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder i tabell 4 i bilaga 2. Värdena är relativt jämna i huvudfåran medan de varierar mycket i biflödena (diagram 10). De högsta värdena registrerades på provplatserna 12 och 13.

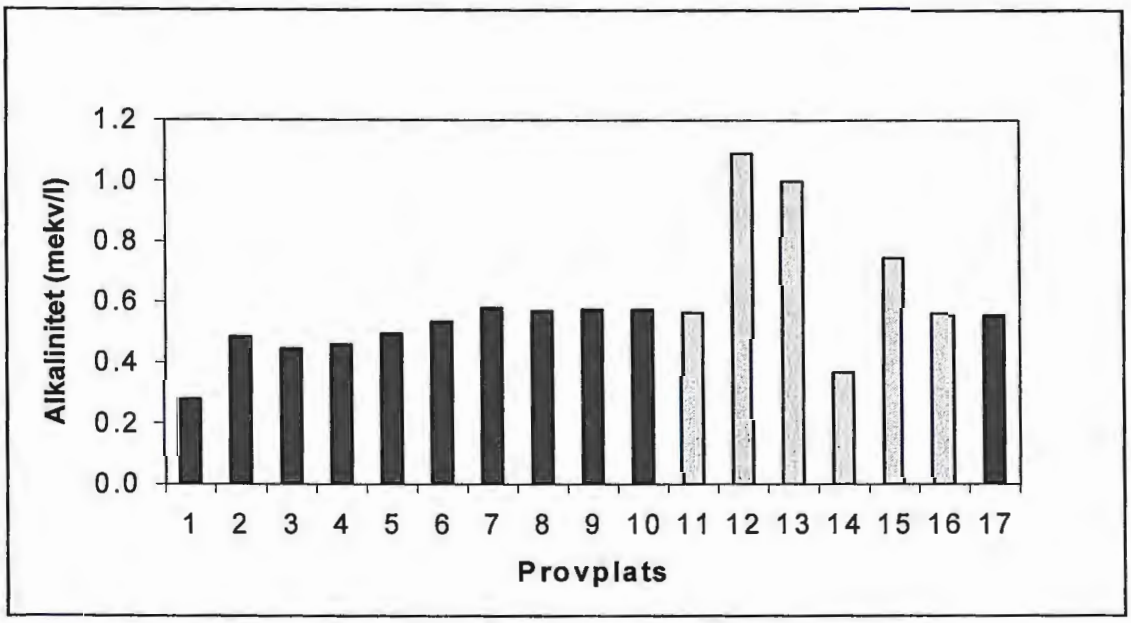


Diagram 10: Alkalinitet i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus).

3.7. pH

I huvudfåran ligger samtliga prover, med undantag från provplats 1 och 2, över pH-värdet 6,8 vilket motsvarar ett "Nära neutralt" vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder i tabell 5 i bilaga 2. De lägsta värdena registrerades på provplatserna 1 och 2 där provplats 1 har ett "Måttligt surt" vatten och provplats 2 ett "Svagt surt" vatten. pH-värdena ökade därefter nedströms i huvudfåran till provplats 4 där de sedan blev relativt stabila (diagram 11).
I biflödena varierade pH-värdena från "Svagt surt" till "Nära neutralt".

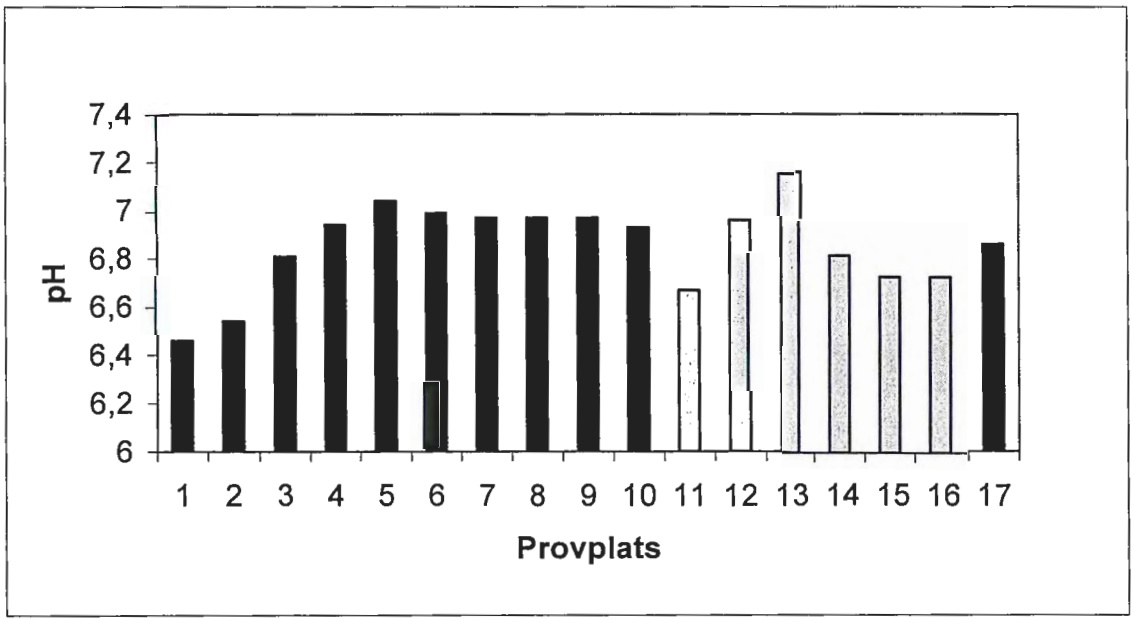


Diagram 11: pH i Valboåns huvudfåra (mörk) och biflöden (ljus).

4. Diskussion

Totalfosforhalterna är allmänt höga i Valboåns vattensystem vilket är ett tecken på eutrofiering. I de flesta proven hamnar turbiditeten i klassen "Betydligt grumligt vatten" som är den näst högsta klassen (Naturvårdsverket 2000). Det finns ett samband mellan eutrofiering och turbiditet i Valboåns vattensystem. Färgtalet visar hur mycket lösta humusämnen och järn- och manganföreningar som finns i vattnet. Färgtalet blir högst när ett vatten rinner genom skogs- eller myrmarksområden. Valboåns vattensystem domineras av jordbrukslandskap och borde kanske inte ha ett särskillt högt färgtal, men färgtalet är också relaterat till turbiditet (Naturvårdsverket, 2000) vilket kan förklara våra resultat. Konduktivitet, alkalinitet och pH är kopplade till varandra: pH påverkas av alkaliniteten som i sin tur påverkas av konduktiviteten. Alkalinitet mäter vattnets sammansättning av karbonat- och vätekarbonatjoner vilka medför en pH ökning när andelen fria vätejoner minskar. Konduktiviteten anger andelen laddade partiklar i vattnet där bland annat andelen karbonat- och vätekarbonatjoner ingår (Naturvårdsverket, 2000). Detta förhållandet stämmer med våra resultat.

Provplatserna 1 och 2 har betydligt lägre totalfosforhalter och turbiditet i jämförelse med de andra provplatserna i provserien. Detta beror på att platserna är belägna längst upp i Valboån. När vattnet rinner nedåt i systemet för det med sig allt fler partiklar och mer näringsämnen från exempelvis erosion, avlopp, ytavrinning och dränering från omkringliggande jordbruks- och skogsmarker samt från biflöden. Detta leder till att totalfosforhalterna och turbiditeten ökar. De låga totalfosforhalterna vid provplats 1 kan även förklaras med att den är belägen i en björksumpskog som är omgiven av skogsmarker och inte av jordbrukslandskap som de flesta andra provplatserna. Provplats 2 är omgiven av jordbruksmarker och man kan se kraftiga erosionsskador vid strandkanterna vilket kan förklara att totalfosforhalterna är något högre än i provplats 1. Man kan se samma mönster när det gäller färgtal, konduktivitet, alkalinitet och pH.

Att provplats 3 har en högre totalfosforhalt och turbiditet än 1 och 2 kan dels bero på närheten till jordbruksmarkerna och de kraftiga erosionsskadorna uppströms och dels på anslutningen av biflödet Svartebäcken, där provplats 11 finns, till Valboån. Åkern har dock 3-4 m skyddszon vid strandkanten vilket är positiv i ytvattenavrinnigs- och dräneringssynpunkt. Provplats 3 i Svartebäcken visar dock inte några högre värden av varken totalfosforhalter, turbiditet, konduktivitet, alkalinitet eller pH än de andra provplatserna. Provplats 11 ligger i ett skogsområde där stora vägarbeten pågår och i området finns erosionsskador. Detta förklarar det höga färgtalet i bäcken.

Provplats 4 ligger nedströms biflödet Madbråtsbäcken, innehållande provplats 12, som har högre totalfosforhalter, konduktivitet och alkalinitet än provplats 4. Provplats 12 ligger i kuperad betesmark med 2-3 m kantzon. Trots detta är totalfosforhalterna mycket höga och detta kan bero på att Madbråtsbäcken är lång och samlar på sig näringsämnen på sin väg, samt på möjliga utsläppskällor uppströms. De höga värdena av alkalinitet, pH och konduktivitet skulle kunna bero att erosionen är påtaglig i området. De lägre totalfosforhalterna vid provplatsen kan förklaras med det stora området myrmark som ligger där Madbråtsbäcken ansluter till huvudfåran (www2.fargelanda.se/vatmarker/).

Det finns en märkbar skillnad i totalfosforhalterna mellan provplats 5 och 6. Detta beror troligtvis på att de två biflödena, Lerån (provplats 13) och Härån (provplats 14), anslutit sig till ån. Det finns ett samband mellan de kraftiga erosionsskadorna och de höga totalfosforhalterna i Lerån. Där finner man också provseriens högsta värden av turbiditet och pH. Eftersom provplats 13 befinner sig i ett område med vall och trädbevuxna stränder är dessa höga värden troligtvis främst relaterade till erosionsskador. Lerån är dessutom väldigt lång. Härån ligger i ett område med både brukad och obrukad mark. Härån är väldigt kort, vilket tillsammans med de lindriga erosionsskadorna kan förklara de något lägre totalfosfor-, turbiditet-, färgtal-, konduktivitet-, alkalinitet- och pH-värdena än på provplats 6.

Totalfosforhalten sjunker från provplats 6 till 7. Det finns inget anslutande biflöde mellan provplats 6 och 7 men provplats 6 ligger i ett mer utpräglat åkerlandskap, medan 7 även har inslag av betesmark. Dessutom har åkern vid provplats 7 bredare skyddszoner än åkern på ena sidan av provplats 6. Åkern på andra sidan, som dessutom sluttar, saknar skyddzon. De övriga värdena är annars lika mellan dessa två provplatser.

Provplats 15, som ligger i biflödet Bandenebäcken, har "Extremt höga halter" totalfosfor, som är den högsta tillståndsklassen (Naturvårdsverket, 2000). På ena sidan av provplatsen ligger betesmark utan kantzon och på andra sidan finns vall med kantzon. Erosionsskadorna är lindriga. Därför beror dessa höga värden sannolikt på att Bandenebäcken rinner från en sjö, Hillingsätersjön, som är kraftig eutrofierad (www2.fargelanda.se/vatmarker/). Våtmarker, bland annat en damm och sidodamm, har därför anlagts i närliggande områden (www2.fargelanda.se/vatmarker/). Trots det är totalfosforhalterna högre i Bandenebäcken än i något annat biflöde eller i Valboån. Turbiditet, färgtal, konduktivitet, alkalinitet och pH-värden håller sig relativt låga.

Lillån (provplats 16) ligger i samhället Färgelanda. Den relativt låga totalfosforhalten och de låga färgtalet kan förklaras med att provplatsen befinner sig i ett område med trädgårdar och en park och att erosionskadorna är lindriga.

Provplats 9 och 10 ligger efter varandra i huvudfåran där den sistnämnda har något lägre totalfosforhalt trots påtagliga erosionsskador. Det kan bero på att våtmarker anlagts mellan de båda provplatserna (www2.fargelanda.se/vatmarker/). Däremot är turbiditeten och färgtalet något högre vid provplats 10 än 9 på grund av erosionen.

Provplats 17 ligger i huvudfåran efter utloppet från Ellenösjön. Totalfosforhalten är här högre än halten vid provpunkt 10 som ligger innan sjön. Detta tyder på att Ellenösjön fungerar som en fosforkälla. Man kan dock se att turbiditet-, färgtal-, konduktivitet-, alkalinitet- och pH-värdena är något lägre vid provplats 17 än provplats 10.

Det är svårt att jämföra resultat från olika årstider och år eftersom förhållanden varierar, exempelvis vädret och förändrad markanvändning. Trots tecken på eutofiering i Valboåns huvudfåra kan man se en trend att totalfosforhalterna håller sig jämnare och lägre efter anläggandet av våtmarker och skyddzoner som skedde med projektet "Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" mellan 1997 och 2001. I biflöderna är effekterna av anläggningarna inte lika påtagliga. Variationen är stor mellan åren och det finns tendenser till toppar vårterminen 1999, vårterminen 2001 och vårterminen 2004. Toppen vårterminen 2001 kan förklaras med anläggandet av våtmarker som ägde rum bland annat under sommaren och vintern 2000 samt våren 2001. Själva anläggandet gav upphov till stora utsläpp av jordpartiklar och näringsämnen till vattensystemet och det var dessutom en regnig sommar. Några anläggningar byggdes också under vintrarna 1999 och 2000. Det finns också två toppar vad gäller turbiditet. Dessa förekommer vårterminen 1999 och höstterminen 2000 och har också ett samband med våtmarksanläggningen.

5. Åtgärder och kontrollprogram

5.1. Åtgärder för att hindra erosion och näringstillförsel till Valboån

För att begränsa problemen som eutrofiering utgör i Valboån kan man använda sig av olika metoder:

- Anlägga skyddszoner som tar upp näringsämnen och hindrar dem från att komma ut i vattendraget.
- Odla växter runt vattendraget för att undvika kalmark
- Anlägga våtmarker som minskar vattnethastigheten och gör sedimentering av näringsämnen möjlig
- Minska plöjning på hösten samt dra ner på gödslande av åkrar som ligger i anslutning till vattendraget. Att plöja parallelt med vattendraget i stället för vinkelrätt kan vara ett bra sätt att minska näringstillförseln till vattnet.
- Minska arealen betesmark vid vattendrag eftersom djurs trampande ökar erosionen och näringsläckaget

5.2. Kontrollprogram för att iaktta om åtgärderna fungerar

För att på ett enkelt sätt kunna kontrollera effekterna av vidtagna åtgärder krävs många och kontinuerliga provtagningar. Det är fördelaktigt om mätningar görs 6 gånger per år i ett vattendrag (Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner,1997-99). På ställen där erosionen är kraftig är det optimalt att utföra provtagningar varje månad (Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner,1997-99), även om det kan vara svårt att få folk och pengar till detta, för att man lätt ska kunna skönja en eventuell förändring. Som komplement till de kemiska vattenundersökningarna kan vattnets bestånd och sammansättning av växter, djurplankton, bottenfauna och fisk kontinuerligt undersökas (Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner,1997-99). Ändringar i dessa kan tyda på långsiktiga förändringar i vattendraget, medan resultat från de kemiska undersökningarna i större utsträckning ger ett mått på hur vattnet ser ut för stunden.

Om provtagningar och analyser från samma ställe utförs av flera olika personer bör de samordna sina resultat så att man på ett enkelt sätt kan jämföra dem. I fall flera olika laboratorier är inblandade i analyserna är det av vikt att analyserna utförs på ett sådant sätt att mätvärdena går att jämföra mellan de olika laboratorierna. Mätdata från tidigare provtagningar bör helst vara samlade på samma ställe för att det ska vara lätt att få tillgång till dem.

5.3. Slutsats

Den stora näringstillförseln till Valboån och dess biflöden kommer huvudsakligen från jordbruksverksamhet, skogsversamhet och erosion från åkermark och vattendragens fåror. Den här rapportens analyser visar att totalfosforhalten och turbiditeten är hög i vattendragen. Proverna visar att Valboån och dess biflöden har en god buffertkapacitet och ett pH som generellt ligger mellan 6,5-7. Valboåns huvudfåra uppvisar jämnare värden på alla parametrar medan biflödenas varierar mer. Vid jämförelse av årets prover med tidigare års, ser man en tendens till nedgång i totalfosforhalter och turbiditet. Detta tyder på att anläggandet av våtmarker och skyddszoner som ägde rum i samband med

projektet "Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" har haft en önskvärd effekt.

Referenser

Andersson, T., Gedell, S., Hansson, S., Ryberg, B. HT 1998 Fosforhalter och Kemi i Valboåns dalgång i projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde.

Bedömningsgrunder för miljökvalitet - sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, 2000. Rapport 4913. Naturvårdsverket.

Bjerner, M.,Douglas,G., Lindström, Mlitzen, A., Skrapste. A och Skårman, T. VT 1998 Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns dalgång i projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde.
Brinkman, S., Immonen, P., Ludvigsson, T., Sander, C., Vartia, K. HT 2003 Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem inom Örekilsälvens avrinningsområde.

Dals-Eds, Munkedals, Färgelanda och Lysekils kommuner. Munkedalds AB Länsstyrelsen Västra Götaland. 1997-99. Alcontrol Laboratories, Örekilsälven.

Dals-Eds, Munkedals och Färgelanda kommuner. 1998/2001.
Projekt våtmarker och skyddszoner, projektredovisning.

Fagerström, J., Hagsröm, J., Hägerås, M., Redeborg, A . HT 1999. Fosforhalter och vattenkvalitet i Valboåns vattensystem inom Örekilsälvens avrinningsområde.

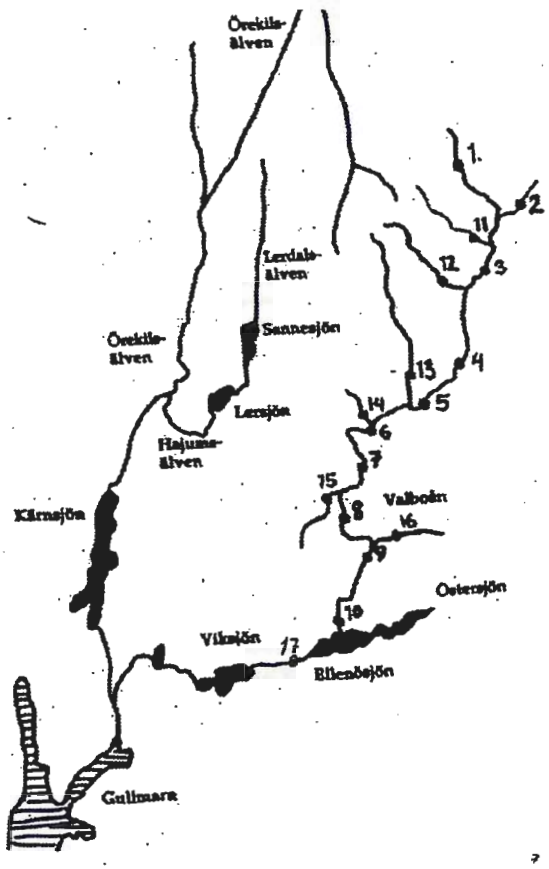
Hygge, A., Kivistrand, H., Lindström, A., Rehndell, S., Säverot, P. VT 2003 Fosforhalter och erosionsproblem i Valboåns vattensystem inom Örekilsälvens avrinningsområde

Johansson, A. 2003. Vattenanalyser. (Laborationshandlingen).

www2. Fargelanda.se/vatmarker (07-05-2004)

Bilaga 1

Karta över området med provplatsernas orientering.



Valboåns huvudfåra:

1) Valboån vid bron Kvarnekas
2) Valboån vid bron Intakan
3) Valboån vid Skällsäterbron
4) Valboån vid bron Härsängen
5) Valboån vid bron i Högsäter by
6) Valboån vid Kraketorp
7) Valboån vid Edstenafors
8) Valboån vid bron Hällekas
9) Valboån vid Rykbron
10) Valboån vid Torp

Valboåns biflöden:

1) Svartebäcken vid bron 172:an
2) Madbråtsbäcken vid bron 172:an
3) Lerån vid bron Solberg
4) Häråns utlopp i Valboån (nära Lasko)
5) Bandenebäckens utlopp i Valboån
6) Lillån vid utloppet i Valboån

Extra provplats:

17) Ellenösjöns utlopp i Valboån

Bilaga 2

Provresultat

Resultat av vattenkemianalyser från provplatserna i Valboåns vattensystem.

Prov	Totalfosfor (µg/l)	Turbiditet FNU-enhet	Färgtal (mgPt/l)	Konduktivitet (ms/m)	Alkalinitet (mekv/l)	pH
1	2.0	0.33	50	10.6	0.28	6.46
2	5.6	1.67	50	11.95	0.49	6.54
3	26.3	5.37	70	13.75	0.45	6.81
4	34.8	5.99	70	15.8	0.46	6.94
5	32.8	5.11	80	15.5	0.50	7.04
6	51.8	4.97	80	14.05	0.54	6.99
7	36.4	5.45	80	14.1	0.58	6.97
8	49.0	3.94	80	13.75	0.57	6.97
9	49.5	4.33	60	12.25	0.58	6.97
10	39.1	5.24	70	12.9	0.58	6.93
11	27.3	2.97	150	10.8	0.57	6.67
12	76.8	6.64	80	19.5	1.09	6.96
13	91.4	8.5	80	15.85	1.00	7.16
14	33.8	3.48	50	9	0.37	6.82
15	107.1	4.26	60	11.5	0.75	6.73
16	39.9	4.6	50	10.8	0.56	6.73
17	52.0	3.92	60	11.5	0.56	6.86

Resultat från föregående år

Totalfosfor:

Provplats	*3*	*5*	*7*	*9*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*
VT 93	157	251	200	115	-	-	-	-	-	45
VT 95	14	23	33	12	21	66	72	29	78	1
VT 98	16	19	30	26	19	54	54	47	135	21
HT 98	-	-	-	-	38	54	59	41	82	31
VT 99	46	58	71	132	48	74	-	-	96	33
HT 99	6	12	11	9.6	8.7	12.8	17	10.6	23.9	6.4
HT 00	128.3	22.7	12.7	10.5	25.7	30.5	20.9	-1.3	77.2	5.7
VT 01	38	13.6	21.7	32.2	32.2	81.5	70.7	304.4	111.4	32.2
HT 01	12.2	13.1	24.1	27.9	22.8	47.3	50.3	74.3	122.9	18.2
VT 03	22.1	21.5	55.5	11.6	13.8	33.9	39.6	19	31.8	14.5
HT 03	13	18.9	19.3	40.3	9.4	33.7	24	29.4	147.6	36
VT 04	26.3	32.8	36.4	49.5	27.3	76.8	91.4	33.8	107.1	39.9

Turbiditet:

Provplats	*3*	*5*	*7*	*9*	*11*	*12*	*13*	*14*	*15*	*16*
VT 93	15.6	30.5	23.5	13.5	-	-	-	-	-	-
VT 95	6.1	6.2	8.7	7.3	5.9	14.6	15.2	9.2	16.3	3
VT 98	3.8	4.7	3.7	5.8	4.4	9.2	7.2	8.1	17.1	4
VT 99	15.9	25.7	30.4	57.4	11.3	29.2	-	-	23	7.9
HT 99	0.7	1.3	1.2	0.8	1	1.2	1.7	1.5	2.1	0.6
HT 00	8	13	21.3	26.9	12	22	26	23	26.7	18
HT 01	2.2	2.1	2.9	3.5	6.4	4.2	5.7	19.8	11.3	2.2
VT 04	5.4	5.1	5.5	4.3	3.0	6.6	8.5	3.5	4.3	4.6

Bilaga 3

Bedömningsgrunder för miljökvalitet - sjöar och vattendrag. 2000. Rapport 4913. Naturvårdsverket.

Klass	Benämning	**Halt, maj-okt (µg/l)**
1	Låga halter	<12,5
2	Måttligt höga halter	12,5-25
3	Höga halter	25-50
4	Mycket höga halter	50-100
5	Extremt höga halter	>100

Tabell 1: Tillstånd, totalfosforhalter (µg/l).

Klass	Benämning	**FNU-enhet**
1	Ej eller obetydligt grumligt vatten	<0,5
2	Svagt grumligt vatten	0,5-1,0
3	Måttligt grumligt vatten	1,0-2,5
4	Betydligt grumlig vatten	2,5-7,0
5	Starkt grumligt vatten	>7,0

Tabell 2: Tillstånd, grumlighet.

Klass	Benämning	**Färgtal (mgPt/l)**
1	Ej eller obetydligt färgat vatten	<10
2	Svagt färgat vatten	10-25
3	Måttligt färgat vatten	25-60
4	Betydligt färgat vatten	60-100
5	Starkt färgat vatten	>100

Tabell 3: Tillstånd, vattenfärg (mgPt/l).

Klass	Benämning	**Alkalinitet (mekv/l)**
1	Mycket god buffertkapacitet	> 0,20
2	God buffertkapacitet	0,1- 0,2
3	Svag buffertkapacitet	0,05- 0,10
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02- 0,05
5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	< 0,02

Tabell 4: Tillstånd, alkalinitet (mekv/l).

Klass	Benämning	**pH-värde**
1	Nära neutralt	> 6,8
2	Svagt surt	6,5- 6,8
3	Måttligt surt	6,2- 6,5
4	Surt	5,6- 6,2
5	Mycket surt	< 5,6

Tabell 5: Tillstånd, pH-värde.

Bilaga 4

Recept och lösningar:

Alkalinitet

- SBV-indikator:

60 mg Bromkresolgrönt
40 mg Metylrött
100 ml EtOH (95%)
ca 2 ml 0,1 M NaOH (brunt)

- 0,02 M Saltsyra

Totalfosfor

- 2,5 M Svavelsyra

70 ml konc. H_2SO_4
430 ml MQ

- Fosfatstamlösning

0.4392 g Kalium(di)hydrogenfosfat (K H_2PO_4)
1 ml Kloroform
Tillsätt MQ till en totalvolym av 1000 ml

- Fosfatkalibreringslösning

10 ml Fosfatstamlösning
990 ml MQ

- Kaliumperoxidsulfat (5%)

25 g Kaliumperoxidsulfat
500 ml MQ

- Ammoniummolybdat (4%)

4 g Ammoniummolybdat
100 ml MQ

- 0,1 M Askorbinsyra

2,63 g Askorbinsyra
150 ml MQ

- Kaliumtimon(III)ovidtartat

0,2742 g Kaliumtimon(III)ovidtartat
100 ml MQ

- Reagenslösning:

100 ml 2.5 M H_2SO_4
30 ml Ammonium(hepta)molybdat
10 ml Kaliumantimon(III)oxidtartat
60 ml Askorbinsyra

II

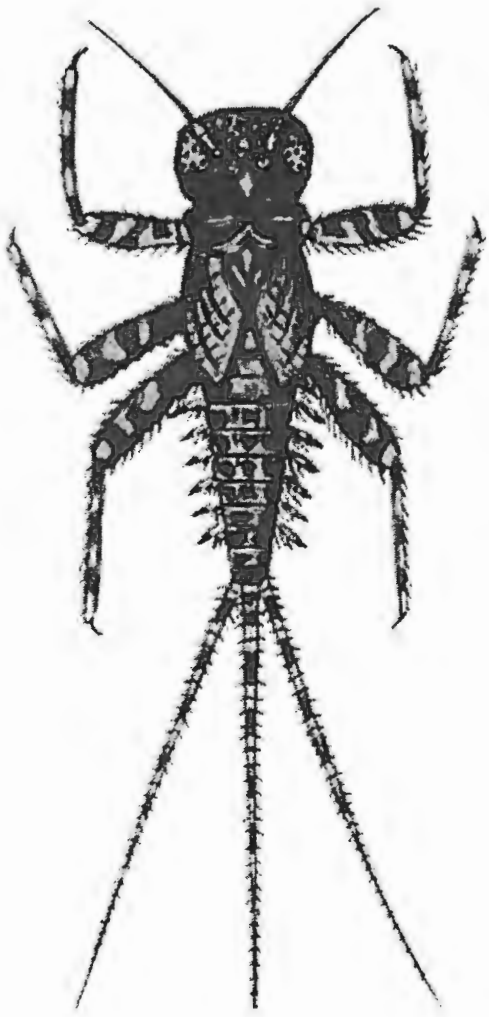
Göteborgs Universitet

Zoologiska Institutionen

Vattenvård 10 p

VT 2004

Bottenfaunaundersökningar i Valboåns huvudfåra



Christina Asp

Hesti Herbst

Stina Johansson

Jessica Lundell

Handledare: Fredrik Palm

Sammanfattning

Gullmarsfjorden är Sveriges enda tröskelfjord och med tillrinnande vattendrag har den ett unikt miljövärde med en hög biologisk mångfald. Valboån ingår i Örekilsälvens vattensystem som mynnar i Gullmarsfjorden. Valboån rinner genom ett kulturlandskap till största delen präglat av skog och åkermark. Det har tidigare konstaterats att området är påverkat av övergödning. Jordbruket anses vara den dominerande orsaken. Detta beror dels på spridningen av gödningsmedel och dels på att landskapet är kuperat, vilket innebär att jordarna eroderar vid hög nederbörd och partikelbundet fosfor frisätts.

Denna rapport är resultatet av en undersökning som genomfördes på bottenfaunan i Valboån. Provtagningen gjordes med den standardiserade sparkprovsmetoden och proverna togs på tre olika lokaler. Undersökningarna visar att artdiversiteten var hög, och vid jämförelse av tidigare genomförda undersökningar har diversiteten ökat.

I undersökningen gjordes också försurnings- och föroreningsbedömning. Försurning har inte tidigare förelegat, och inte heller vid tiden för denna undersökning. Vi kan ur föroreningsbedömningen urskilja att den lokal som ligger efter Ellenösjön är höggradigt förorenad. Detta beror troligen på att sjön är eutrofierad. De andra lokalerna hade enligt föroreningsbedömningen ett opåverkat vatten.

Inledning

Gullmarsfjorden är Sveriges enda tröskelfjord och med tillrinnande vattendrag har den ett unikt miljövärde med en hög biologisk mångfald. Eftersom Gullmarsfjorden under 1997/98 visade sig vara kraftigt påverkat av övergödning beslutade Färgelanda, Munkedals och Dals-Eds kommuner att tillsammans starta upp "Projekt våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Projektet pågick mellan 1998-2001 och målsättningen har varit att anlägga ett stort antal våtmarker, dammar och skyddszoner för att komma tillrätta med eutrofieringsproblemen. En viktig del i projektet har även varit att informera markägare, jordbrukare och allmänheten om övergödning och dess effekter (Svenland m.fl., 2001).

Valboån, som ligger i Färgelanda kommun, ingår i Örekilsälvens vattensystem. Örekilsälven mynnar i Gullmarn och utgör mer än 90 procent av dess avrinningsområden. Valboån rinner genom ett kulturlandskap till största delen präglat av skog och åkermark. Troligen är jordbruket den dominerande orsaken till övergödningen i området. Det beror dels på spridningen av gödningsmedel och dels på att landskapet är kuperat, vilket innebär att jordarna eroderar vid hög nederbörd och partikelbundet fosfor frisätts, med övergödning av Valboån som följd. Tidigare provtagningar har konstaterat att bottenfaunan i Valboån förändrats, och vidare undersökningar har pågått sedan 1989. Uppströms är ån svagt påverkad av näringsämnen medan ån nedströms är betydligt mer påverkad. Till skillnad mot övergödning har försurning aldrig varit något problem inom området. (www2.fargelanda.se/våtmarker 2004-05-09).

Vår uppgift var att undersöka bottenfaunan i Valboån. Bottenfaunan har visats sig vara en bra indikator på hela vattensystemets tillstånd. Vi tog bottenfaunaprov vid tre olika lokaler utmed Valboån och vid varje lokal gjordes fem provtagningar. Förhoppningarna var att undersökningarna skulle ge svar på följande frågor:

- Hur förändras bottenfaunan under Valboåns flöde från skogsbygderna genom jordbrukslandskapet i Valbodalen och efter att ån runnit genom Ellenösjön?
- Var sker de stora faunaförändringarna? Har de något samband med de stora erosionsproblemen i huvudfåran?
- Har det skett några förändringar i bottenfaunans artdiversitet jämfört med tidigare diversitetsskattningar?

Metod

Tre olika provtagningslokaler, 1(12), 2(6) och 3(16), studerades utmed Valboån där fem slumpvis valda s.k. sparkprov genomfördes på respektive lokal (siffror i parantes anger lokalernas nummer på karta, bilaga 1). Lokal 1 låg uppströms Valboån och omgavs av skogsmark. Lokal 2 låg nedströms lokal 1, där åkermark dominerade. Lokal 3 var belägen nedströms Ellenösjön och omgivningen dominerades även här av åkermark. Lokalerna var förutbestämda och provtagningsplatserna utsågs med hjälp av en slumptalstabell. Sparkproven genomfördes med en långskaftad håv med öppning på 30*30 cm och med maskstorlek 0.5 mm. Med ett avstånd 20-30 cm från håven sparkade provtagaren på botten. Provytan utgjordes av 30*30 cm och sparkningen pågick under 90 sekunder. Det uppsparkade materialet insamlades i håven och togs tillvara. Alla prov konserverades därefter i 95 % etanol för att senare kunna artbestämmas på lab.

En lokalbeskrivning gjordes och strömhastigheten mättes vid varje provlokal med hjälp av flottör och måttstock. Även en visuell bottenbeskrivning gjordes av varje provtagningslokal (tabell 2). Bottenfaunan grovsorterades från växter, lera och dylikt på laboratoriet. Artbestämning och räkning av bottenfaunan gjordes med hjälp av stereolupp och diverse bestämningslitteratur enligt referenslista. Faunan bestämdes till art, släkte och familj. För att fastställa bottenfaunans artdiversitet användes Shannon-index (se nedan).

Shannon-index
Shannon-index (S-I), (Wiederholm, 2000) används för att beräkna artdiversiteten, som sedan kan användas vid bedömning av vatten kvaliteten (tabell 1). Ofta är indexvärdena högre i rinnande vatten och i littoralzonen jämfört med profundalzonen. Ett högt Shannon-index innebär ingen eller obetydlig försurningspåverkan medan ett lågt innebär mycket stark eller kraftig försurningspåverkan.

Beräkning av artdiversiteten med hjälp av Shannon-index sker via formeln:

$S\text{-}I = -\sum (x/t) * \log_2 (x/t)$

x = antal individer i taxat/arten t = totalt antal individer vid lokalen

Tabell 1: Klassificeringar för Shannon-index

Klass	Benämning	Shannon-index
1	Mycket högt index	>3.71
2	Högt index	2.97 – 3.71
3	Måttligt högt index	2.22 – 2.97
4	Lågt index	1.48 – 2.22
5	Mycket lågt index	Lika med eller < 1.48

Resultat av provtagningarna bearbetades i *Tabell- och diagramform* i Microsoft Excel, och Shannon-indexvärden jämfördes med tidigare provtagningar (tabell 3).

För att dra slutsatser om eventuell försurning och föroreningspåverkan användes metoder ur Lundberg & Pettersson (2002). I undersökningen gjordes en sammanställning av närvaro av försurningskänsliga arter vid lokalerna. Identifierade organismer från provtagningsplatsen poängsattes utifrån tabellvärden. Därefter summerades poängen och jämfördes med tabellerade försurningsklasser. Även en jämförelse mellan närvaron av djurarter som är föroreningståliga, minus-djur, och föroreningskänsliga, plus-djur, gjordes. Vid stor närvaro av plus-djur jämförelsevis med minus-djur ges en hög positiv summa vid subtraktion som indikerar att vattnet är opåverkat (se resultat).

Sländlarver som miljöindikatorer
Sländlarver kan utgöra en betydande del av bottenfaunan i åar och bäckar och dessa har därför visat sig användbara som indikatorer på vattens förorening- och försurningsstatus.

- Bäcksländelarver lever främst i åar och bäckar i skogslandskapet eftersom tillgången på föda är optimal för dem. Bäcksländans larver tål försurning relativt bra, men de är syrekrävande och extra känsliga för organiska föreningar och grumligt vatten. Förekomst av bäckslända indikerar en god vattenkvalitet.

- Dagsländor har olika krav på sin miljö beroende på vilken art de tillhör. Om det påträffas 10 eller fler arter av dagsländor tyder det på att vattenmiljöerna inte är störda och att vattnet inte är försurat. Bland annat släktet *Ephemera* är en bra indikator på att vattnet inte är försurat. Släktets larver är mycket försurningskänsliga (Lundberg & Pettersson, 2002).

- Frilevande nattsländelarver är känsliga för all mänsklig påverkan. Speciellt aktiviteter som ökar grumligheten i vattnen påverkar de frilevande nattsländelarverna negativt. Släktet *Hydropsyche* är känsligt för ökad grumlighet i vattnet, däremot är släktet relativt försurningståligt. Detsamma gäller *Neureclipsis bimaculata,* som endast undviker miljöer som är alltför förorenade.

Resultat

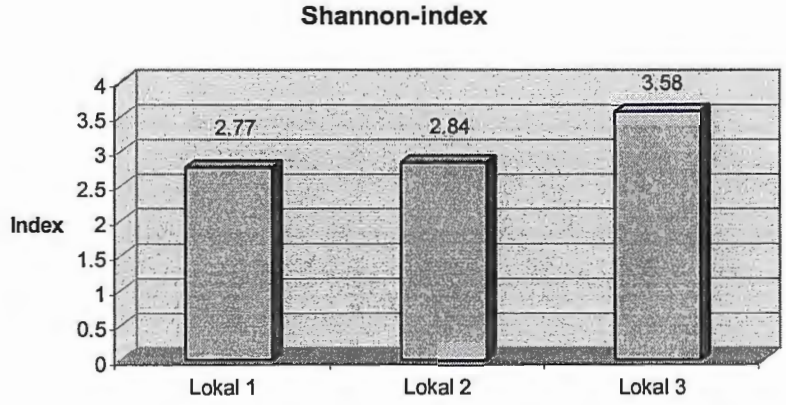
Provtagningar gjordes vid lokal 1, 2 och 3 (se bilaga 1).

Lokalbeskrivning
Visuella bedömningar av bottentypen gjordes vid varje lokal (tabell 2). Lokal 1 bestod av enbart lerbotten, vid lokal 2 var det sten- och grusbotten och lokal 3 hade ler- och stenbotten. Strömhastigheten mättes vid varje provlokal (tabell 2). Lokal 1 hade lägst strömhastighet med 0.24 m/s, lokal 2 hade högst strömhastighet 0.71 m/s och lokal 3, 0.25 m/s.

Tabell 2: Beskrivning av provtagningslokaler

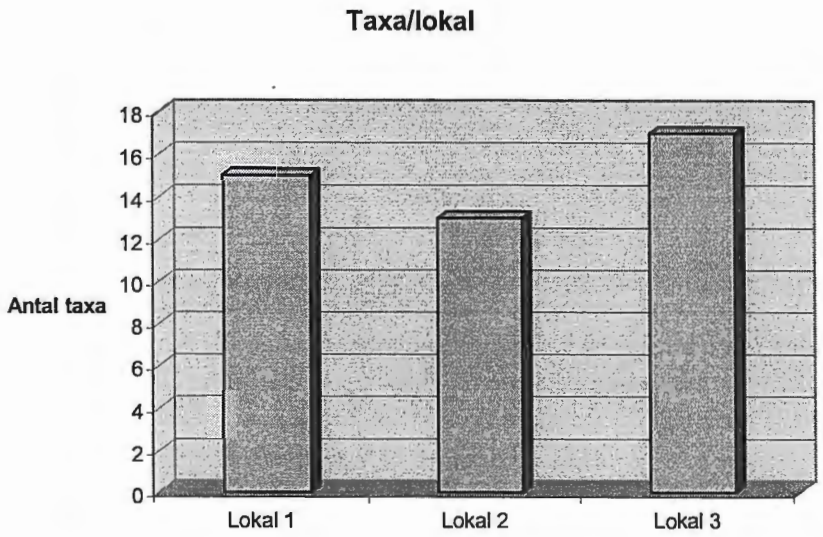
Lokal	Bottentyp	Strömhastighet
1 (12)	Lerbotten	0.24 m/s
2 (6)	Sten- och grusbotten	0.71 m/s
3 (16)	Ler- och stenbotten	0.25 m/s

Bottenfauna Vt 2004
Bottenfaunan artbestämdes med hjälp av bestämningslitteratur (se referenslista). Resultat av provtagningarna bearbetades i *Tabell- och diagramform* i Microsoft Excel (bilaga 2a & b). Utifrån tabellen beräknades artdiversiteten med hjälp av Shannon-index (S-I) för de olika provtagningslokalerna (figur 1). S-I-värdet vid lokal 1 var 2.78 och motsvarar klass 3, vilket innebär *måttligt högt index*. Lokal 2 hade ett S-I-värde på 2.84 som också motsvarar klass 3. S-I-värdet vid lokal 3 var högst, 3.58 som motsvarar klass 2, vilket innebär *högt index* (tabell 1).



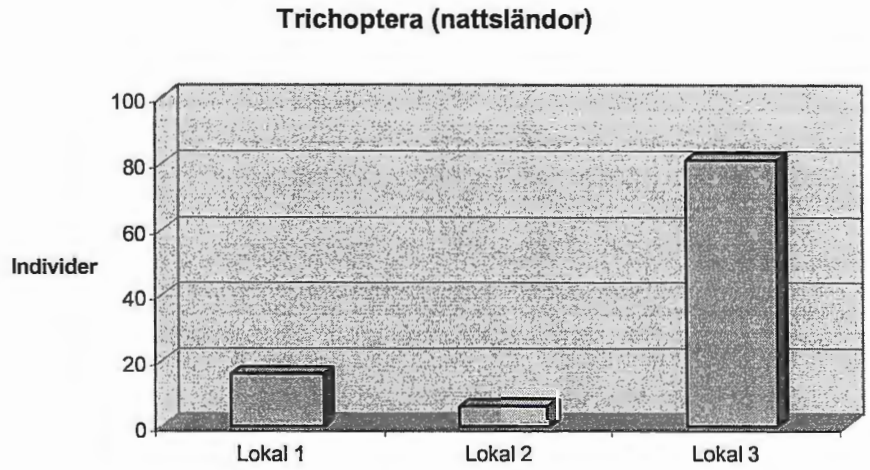
Figur 1: Shannon-index vid de olika provtagningslokalerna.

Antalet taxa per lokal var vid lokal 1, 15 stycken, och lokal 2 hade lägst antal, 13 stycken. Lokal 3 hade flest taxa totalt, 17 stycken (figur 2).



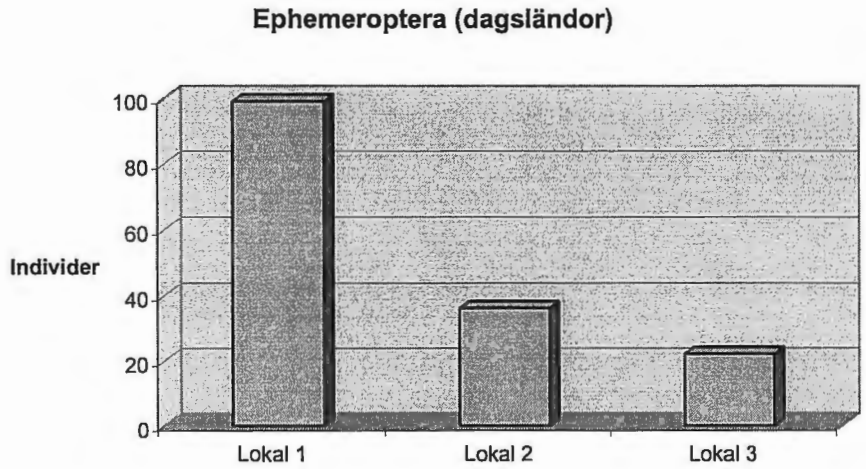
Figur 2: Antal taxa vid de olika provtagningslokalerna.

Förekomsten av Trichoptera (nattsländor) varierade vid de olika lokalerna (figur 3). Lokal 1 hade 16 stycken individer och lokal 2 hade lägst antal, 6 stycken. Flest individer fanns det vid lokal 3 med totalt 81 stycken.



Figur 3: Antal Trichoptera (nattsländor) vid de olika provtagningslokalerna. Trichoptera förekom främst vid lokal 3.

Förekomsten av Ephemeroptera (dagsländor) dominerade vid lokal 1 med 99 stycken (figur 4). Lokal 2 hade färre, 36 stycken och lägst antal hade lokal 3 med 22 stycken.



Figur 4: Antal Ephemeroptera (dagsländor) vid de olika provtagningslokalerna. Ephemeroptera förekom främst vid lokal 1.

Tidigare provtagningar

Uppgifter på Shannon-index från tidigare provtagningar sammanställdes från år 1999, 2001 och 2002 (tabell 3). Ingen information hittades från lokal 1. Från lokal 2 fanns uppgifter år 2001, med det lägsta S-I-värdet 1.18, vilket är klass 5 och värdet benämns som ett *mycket lågt index*. År 2002 ökade värdet till 1.73 som tillhör klass 4 och betecknas som *lågt index*. För lokal 3 fanns uppgifter år 1999 med S-I-värdet 1.62, vilket är inom klass 4 och ett *lågt index*. År 2001 ökade värdet till 1.79 men är fortfarande inom samma klass. Det högsta S-I-värdet 3.11, registrerades 2002 vilket innebär ett klass 2 värde och benämns som ett *högt index*.

Tabell 3: Jämförelse mellan olika provtagningar, olika år, med avseende på Shannon-index

Lokal	Vt 99	Vt 01	Vt 02
1 (12)	-	-	-
2 (6)	-	1.18	1.73
3 (16)	1.62	1.79	3.11

Försurnings- och föroreningsbedömning

Försurnings- och föroreningsbedömning kan enligt Lundberg & Pettersson (2002) indelas i följande klasser med avseende på försurningar och föroreningar (se nedan).

Försurningsklasser:	**Föroreningsklasser**
Lokal 1: Liten försurningspåverkan (8p)	Lokal 1: Opåverkat vatten (8p)
Lokal 2: Måttlig försurningspåverkan (4p)	Lokal 2: Opåverkat vatten (7p)
Lokal 3: Liten försurningspåverkan (7p)	Lokal 3: Höggradigt förorenat vatten (0p)

Diskussion

Uppströms Valboån, i lokal 1, fanns det flest individer av Ephemoptera (dagsländor). Det fanns två grupper till som var rikligt representerade, Trichoptera (nattsländelarver) och Diptera (fjädermygglarver och harkrankslarver). Den höga närvaron av Ephemoptera tyder på att vattnet inte var försurat och att vattenmiljön inte var störd. Närvaron av Trichoptera tyder på ett relativt klart vatten. Här hittades också en Plecoptera (bäcksländelarv), vilket också tyder på god vattenkvalitet.

I lokal 2 hittades endast 53 individer. Ephemoptera (dagsländor) var relativt rikligt representerade med 36 individer, vilket tyder på god vattenkvalitet. Även här fanns en Plecoptera representerad. Resterande taxa har få individer representerade. Detta var den enda lokal där det fanns Coleoptera (skalbaggar) vilket kan bero på att strömhastigheten och därmed syretillgången var hög, samt den karga botten. Utifrån de arter vi hittat vid lokal 2 kan vattenförhållandena anses goda. Anledningen till den låga individtätheten beror troligen på den höga strömhastigheten och den karga botten (tabell 2).

Individantalet och artdiversiteten ökade kraftigt nedströms Ellenösjön. Lokal 3 hade flest individer, 265st. Arter som endast fanns representerade i denna lokal var Hirudinea (iglar), Sialidae (sävsländor), Isopoda (gråsuggor) och Bivalvia (musslor). Oligochaeta (fåborstmaskar) och Nematoda (rundmaskar) hade mycket högt individantal vid denna lokal. Trichoptera (nattsländor) kräver en god syre- och näringstillgång för att få ett högt individantal, förekomsten av dessa i lokal 3 indikerar goda näringsförhållanden och att syretillgången var relativt god. Vi kan ur föroreningsbedömningen urskilja att lokal 3 är höggradigt förorenat, vilket troligen beror på eutrofiering av Ellenösjön.

Det finns en påtaglig skillnad i individantal mellan lokal 1 uppströms Valboån jämförelsevis med lokal 2, nedströms i jordbrukslandskapet i Valbodalen. I lokal 1 återfinns tre gånger så många individer. Det finns ingen påtaglig skillnad i artdiversiteten mellan de två lokalerna. Försurnings och föroreningsbedömningen visar att båda lokalerna är opåverkade. Vid lokal 1 var det lerbotten och låg strömhastighet, vid lokal 2 var strömhastigheten hög och botten karg, detta förklarar troligtvis skillnaden i individantal. De stora faunaförändringarna som fanns efter Ellenösjön i lokal 3 beror antagligen på den ökade näringstillgången. Erosionsproblemen i huvudfåran bidrar troligtvis till eutrofieringen av Ellenösjön, då partikelbundet fosfor följer med i vattnet.

Vi kan se en tydlig trend vid jämförelse med Shannon-index värden från tidigare års undersökningar. Från ett *lågt index* (klass 4) från lokal 3, 1999, har det stigit till ett *högt index* (klass 2) 2004. Även lokal 2 har stigit från ett *mycket lågt index* (klass 5) till ett *högt index* (klass 2) samma period. Det finns inga tidigare resultat från lokal 1, därför har vi inte kunnat jämföra de värdena (figur 1, tabell 3). Eftersom provmetodiken skiljer sig genom åren bör dessa erhållna värden jämföras med en viss tveksamhet. Tidigare år har exempelvis faunan artbestämts i fält, till skillnad från vår undersökning som genomfördes på lab.

Försurning har aldrig tidigare varit något problem I Valboån. Med tanke på de höga artdiversiteten (Shannon-index) och resultaten av försurningsbedömningen kan man fastslå att försurningen alltjämt inte är något problem.

Referenser

Lundberg, S. & Pettersson, U. (2002). Bottenfauna, *I*: Lundberg, S & Larje, R. (Ed.), *Handbok om strömmande vatten.*: 25-41. SNF, Stockholm.

Svenland, C. (2001). *Vattenvårdande åtgärder i örekilsälvens vattensystem.* Exkursionskompendium. Göteborgs universitet.

Wiederholm, T. (2000). Naturvårdsverket, *Sjöar och vattendrag, bedömningsgrunder för miljökavlitet.* Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag.

www2.fargelanda.se/våtmarker

Artbestämningslitteratur

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. (1981). *Caseless caddis larvae of the British Isles.* Freshwater biological association.

Hynes, H.B.N. (1984). *Adults and nymphs of British stoneflies* (plecoptera). Freshwater biological association.

Mandahl-Barth, G. (1982). *Småkryp i sötvatten.* Fältbiologerna. Sollentuna.

Mandahl-Barth, G. (2000). *Vad jag finner i sjö och å.* Bokförlaget Prisma . Stockholm.

Nilsson, A. (1996). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume 1. Apollobooks. Stenstrup.

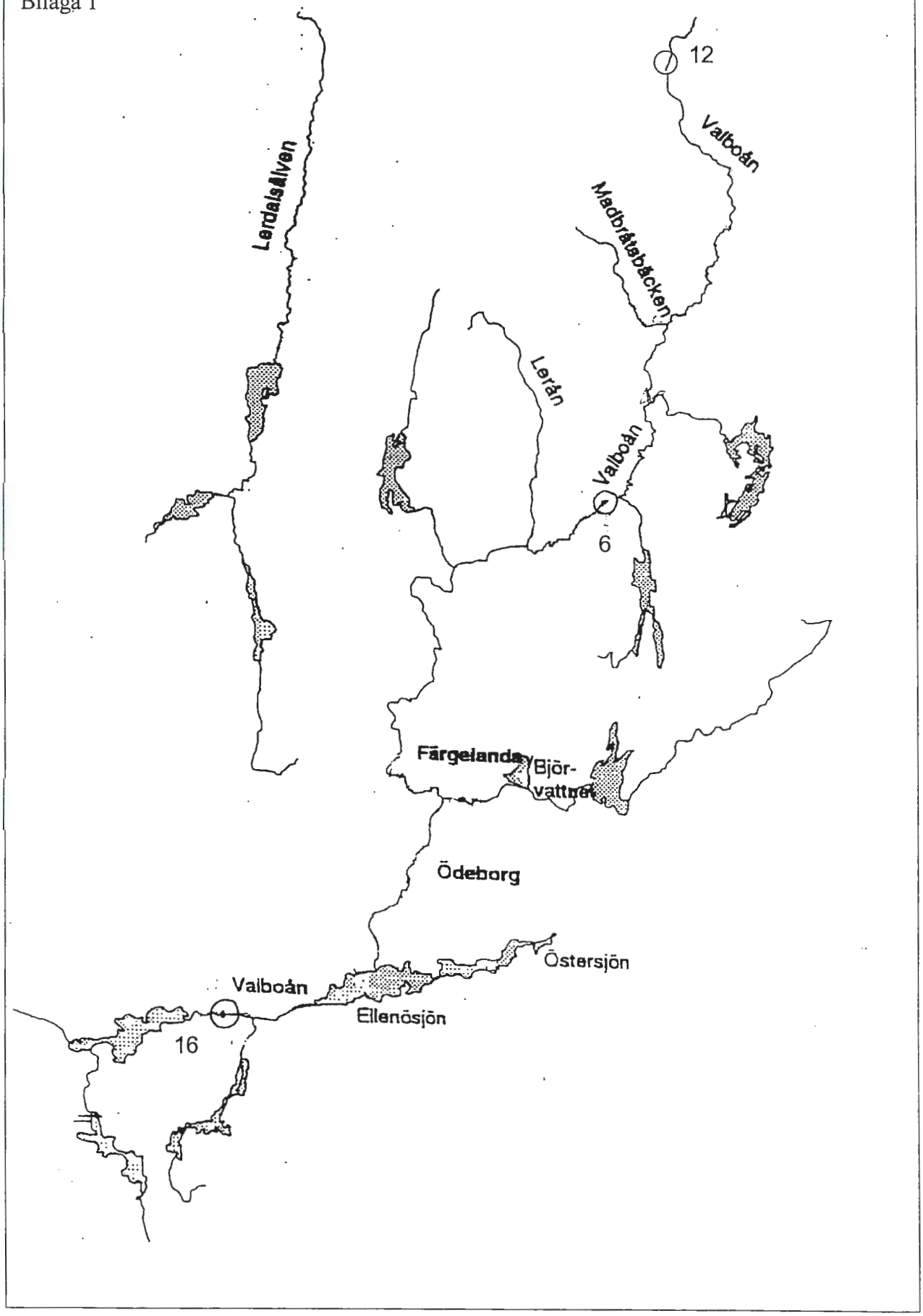
Nilsson, A. (1997). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume 2. Apollobooks. Stenstrup.

Sahle´n, G. (1985). *Sveriges trollsländor.* Fältbiologerna. Sollentuna.

Svensson, B. (1986). *Sveriges dagsländor.* Ent. Tidskrift. Umeå.

Wallace, L.D., Wallace, B., Philipson, G.N. (1990). *A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland.* Freshwater biological association.

Bilaga 1


12
Valboån
Madbrätsbäcken
Lerdalsälven
Lerån
Valboån
6
Färgelanda
Björ-
vattnet
Ödeborg
Östersjön
Valboån
Ellenösjön
16

Bilaga 2a Siffror anger antal identifierade individer

Taxon	Lokal 1 (12)						Lokal 2 (6)						Lokal 3 (16)					
	1	2	3	4	5	tot	1	2	3	4	5	tot	1	2	3	4	5	tot
Ordn. Trichoptera																		
(Nattsländor-Frilevande)																		
Holocentropus sp				1		**1**				1		**1**						
Hydropsyche angustipennis													3	2	1		4	**10**
Hydropsyche fulvipes																	3	**3**
Hydropsyche sp													2					**2**
Neureclipsis bimaculata	1					**1**							6	30	3	9	18	**66**
Rhyacophila sp							1			1		**2**						
(Nattsländor-Husbyggande)																		
Limnephilidae halesus	2	1		3	3	**9**												
Limnephilidae stenophylax					2	**2**												
Limnophilus sp									3			**3**						
Leptoceridae sp			3			**3**												
Ordn. Ephemoptera																		
(Dagsländor)																		
Arthroplea congener				1		**1**												
Baetis niger									2		8	**10**						
Baetis rhodani								15	2	2	3	**22**						
Baetís sp							1					**1**	2					**2**
Caenis rivulorum															2			**2**
Caenís robusta															1			**1**
Caenis sp													2		3	2	8	**15**
Centroptilum luteolum			2		4	**6**												
Ephemera danica				26	3	**29**	3					**3**						
Ephemera vulgata	11	5	42			**58**												
Heptagenia fuscogrisea															2			**2**
Heptagenia volgata					5	**5**												
Ordn. Plecoptera																		
(Bäcksländor)																		
Dinocras cephalotes					1	**1**												
Isoperla sp										1		**1**						
Ordn. Isopoda																		
(Gråsuggor)																		
Asellus aquaticus													1	5	3	1		**10**
Klass Bivalvia																		
(Musslor)																		
Pisidium amnicum																	3	**3**
Pisidium sp														5			12	**17**
Sphaerium sp													1		1	3		**5**
Klass Gastropoda																		
(Snäckor)																		
Volvata piscinalis		1				**1**												

Bilaga 2b

	1	2	3	4	5	Tot	1	2	3	4	5	Tot	1	2	3	4	5	Tot
Klass Oligochaeta (Fåborstmaskar)																		
Oligochaeta							1					**1**	1	14	1	2	4	**22**
Ordn. Diptera (Fjädermyggslarver)																		
Chironominae		1				**1**								6		1		**7**
Tanypodinae	11	3				**14**		1		1		**2**		2	2	5	4	**13**
(Harkrankslarver)																		
Limonidae sp			1			**1**												
Pedicidae dicranota	1	3	3	1		**8**	1					**1**						
Tipula sp																		
Fylum Nematoda (Rundmaskar)																		
Nematoda		2				**2**		1				**1**		25	3	15	2	**45**
Klass Hirudinea (Iglar)																		
Helobdella stagnalis														1				**1**
Herpobdella octoculta													1	9		6		**16**
Klass Megaloptera (Sävsländelarver)																		
Sialis lutaria														3				**3**
Klass Coleoptera (Skalbaggar)																		
Helophorus sp							1					**1**						
Limnius volckmari								2			2	**4**						
Klass Plathelminthes (Virvelmasker)																		
Dendrocoelum lacteum													2	12	5			**19**
Gammarus (Sötvattensmärlkräftor)																		
Gammarus spp															1			**1**
Antal individer						**142**						**53**						**265**
Shannon-index						**2,78**						**2,84**						**3,58**

III

Göteborgs Universitet
Zoologiska Institutionen
Vattenvård 10 p
Handledare: Ragnar Lagergren
VT 2004

Hillingsäterssjön

- vattenanalys och fosforretention

Johanna Brännlund
Ingrid Fränne
Matilda Haggärde
Patrik Malvenius

Sammanfattning

Denna rapport är resultatet av en exkursion och en serie mätningar som utfördes 3-4 maj 2004 inom ramen för kursen Vattenvård 10 p, Göteborgs Universitet. Mätningar har gjorts, inom ramen för denna kurs, i Hillingsäterssjön de senaste 4 åren. Sjöns utflöde, Bandenebäcken, är ett biflöde till Örekilsälven vilken, med sina biflöden, avvattnar mer än 90 % av Gullmarnsfjordens avrinningsområde. Området närmast sjön domineras helt av jordbruksmark, varför detta vatten kan tillföra betydande mängder närsalter (C Svenland 1996). Mätningarna syftar till att skapa en fosforbudget för sjön, vilken skall användas för att uppskatta sjöns näringsstatus samt effekten av olika vattenkvalitetsvårdande åtgärder. Dessa åtgärder syftar antingen till att minska näringsämnestillförseln eller till att öka Hillingsäterssjöns retentionsförmåga och denitrifikationskapacitet genom dämning. Enligt mätningarna har sjön mycket höga halter av totalfosfor i vattenpelaren, 50 – 100 µg tot-P/l. Fosfortillförseln koncentreras till ett av de större inflödena, Brohagebäcken, vilken står för 77 % av den totala tillförseln. Enligt den flödesuppskattningsmetod vi har valt att använda oss av fungerar Hillingsäterssjön i dagsläget som en fosforfälla. Retentionen uppgår till 55 % av fosforbelastningen. Förslag om återdämning i Hillingsäterssjön har diskuterats under flera år. Vi anser att andra åtgärder, som skyddszoner och våtmarker, skulle kunna vara mer kostnadseffektiva och dessutom mer fördelaktiga för själva sjön. Åtgärderna bör koncentreras till Brohagebäcken för att största effekt ska uppnås.

Innehållsförteckning

1. Introduktion 4
2. Teori 5
   2.1 Färgtal 5
   2.2 Turbiditet 5
   2.3 pH 5
   2.4 Konduktivitet 5
   2.5 Alkalinitet 5
   2.6 Totalfosfor 6
3. Metod 6
   3.1 Fältprovtagning 6
   3.2 Vattenanalyser 6
      3.2.1 Färgtal 6
      3.2.2 Turbiditet 7
      3.2.3 pH 7
      3.2.4 Konduktivitet 7
      3.2.5 Alkalinitet 7
      3.2.6 Totalfosfor 7
   3.3 Flödesberäkningar 8
   3.4 Retentionsberäkningar 8
   3.5 Omsättningstid 9
4. Resultat 9
   4.1 Vattenanalyser 9
   4.2 Flöde och retention 11
5. Diskussion 11
   5.1 Sjön 11
      5.1.1 Siktdjup 11
      5.1.2 Färgtal och turbiditet 12
      5.1.3 pH och alkalinitet 12
      5.1.4 Totalfosforhalt 12
   5.2 Inflöden 12
      5.2.1 Gunnarsnäsbäcken 12
      5.2.2 Brohagebäcken 13
      5.2.3 Diffusa inflöden 13
   5.3 Utflöde och retention 13
   5.4 Åtgärder 14
6. Referenser 15
   Bilaga 1 16

1. Introduktion

Gullmarsfjorden är Sveriges enda egentliga tröskelfjord och utgör därmed ett mycket rart ekosystem med delvis unikt växt- och djurliv. De speciella hydrologiska förutsättningarna som ges av tröskeln vid fjordens mynning skapar ett komplicerat vattenutbyte med Skagerrak, vilket är grunden för fjordens särart. Samtidigt gör detta att fjorden är särskilt känslig för föroreningar. Vanligtvis byts bottenvattnet i fjorden ut mot friskt vatten från Skagerrak endast någon gång under höst eller vinter, medan närsaltsbelastningen från tillrinnande vattendrag är stor året om. Detta skapar problem med algblomning, syrebrist och bottendöd (Svenland, 2001).

Örekilsälven och dess biflöden avvattnar mer än 90 % av Gullmarns avrinningsområde. Älven har under lång tid fört ut stora mängder kväve, fosfor och eroderat material i Gullmarsfjorden vilket lett till att vattensystemet är hårt drabbat av övergödning. Närsaltsbelastningen uppgår årligen till ca 800 ton kväve och 30 ton fosfor. Föroreningsflödet är intimt kopplat till jordbruk, även om punktkällor som avloppsreningsverk och diffusa källor som torr- och våtdeposition av luftburet kväve också spelar viss roll (Svenland, 2001).

Hillingsäterssjön ingår i Örekilsälvens vattensystem och är en naturligt näringsrik erslättssjö omgiven av en rik jordbruksbygd med kuperade åkrar. Den är starkt påverkad av människan, dels genom den antropogena näringsämnestillförseln och dels genom en dikning som utfördes 1893 och sänkte sjöns vattenstånd med ca 0,5 m. Vattendjupet är omkring 2 m. Sjön är idag stadd i kraftig igenväxning som ett resultat av den höga näringsämnesbelastningen från jordbruksmarkerna. Den har dock fortfarande en rik och varierad flora och fauna och är även en mycket rik fågellokal (Svenland, 1996, Borgström et al, 2002).

Tillrinningsområdet är totalt på ca 870 ha. 80 % av detta vatten rinner till sjön i två bäckar, Gunnarsnäsbäcken och Brohagebäcken. Båda bäckarna är delvis grävda och rätade, vilket ökar vattenhastigheten och därmed erosionstrycket på omgivande mark. Gunnarsnäsbäcken avvattnar ca 270 ha, mestadels skog- och mossmarker men även ca 25-30 % åkermark. Erosionen bromsas till viss del av den ridå av lövträd och buskar som växer längs bäcken och stabiliserar kanterna. Brohagebäcken avvattnar 420 ha. Mer än 30 % av denna mark är åker. Bäckfåran visar tydliga tecken på omfattande erosion då kanterna är bara och råa. Hillingsäterssjöns direkta tillrinningsområde är således ca 180 ha. Området närmast sjön domineras helt av jordbruksmark, varför detta vatten kan tillföra betydande mängder närsalter (Svenland, 1996).

Vattenkvalitetsvårdande åtgärder syftar antingen till att minska näringsämnestillförseln (genom anläggande av skyddszoner mellan åkermark och vattendrag eller genom att anlägga dammar i vattensystemet som fångar upp näringsämnen) eller till att öka Hillingsäterssjöns retentionsförmåga och denitrifikationskapacitet genom dämning. Denna rapport är resultatet av en exkursion och en serie mätningar som utfördes 3-4 maj 2004 inom ramen för kursen Vattenvård 10 p, Göteborgs universitet. Vi har utfört mätningar på vattenflöde och ett antal vattenkvalitetsparameterar i Hillingsäterssjön. Mätningarna syftar till att skapa en fosforbudget för sjön, vilken användes för att uppskatta sjöns näringsstatus samt effekten av olika vattenkvalitetsvårdande åtgärder.

2. Teori

2.1 Färgtal

Färgtalet i ett vatten är ett mått på framförallt dess innehåll av lösta humusämnen, men även innehållet av vissa järn- och manganföreningar. En hög halt humusämnen kan i vissa fall vara bra då det kan medföra komplexbindning och på så sätt minska metallers giftighet. Färgtalet kan mätas spektrofotometriskt vid 436 nm eller med en så kallad färgkomperator, där vattnets färg jämförs med filter som färgats genom olika koncentrationer av platinakoboltklorid i vatten. Enheten på färgtalet blir således mgPt/l. Analysen i detta arbete har gjorts med färgkomperator (Johansson, 2003). Ett vatten med halter på över 60 mgPt/l bedöms som betydligt eller starkt färgat. Halter på under 25 mgPt/l bedöms som svagt eller obetydligt färgat vatten (Naturvårdsverket, 2000).

2.2 Turbiditet

Turbiditeten är ett mått på vattnets grumlighet vilket, liksom färgtalet, hänger ihop med innehållet av humusämnen, men även övrigt partikelinnehåll som t.ex. plankton. Flödet i vattnet kan påverka turbiditeten då ett lågt flöde medför större sedimentation av lösta partiklar och därmed ger en lägre turbiditet. Turbiditeten bedöms med analys av ljusspridning och kan mätas spektrofotometriskt vid 436 nm eller med en turbidometer, där provets grumlighet jämförs med en kalibreringslösning. Enheten är FNU-enheter. Ett vatten med värden på över 2,5 FNU-enheter bedöms som betydligt grumligt vatten (Naturvårdsverket, 2000).

2.3 pH

pH beskriver vätejonkoncentrationen i vattnet och definieras som $-\log [H^+]$. Temperatur samt biologiska processer påverkar pH och mätningar bör göras så snabbt som möjligt efter provtagning, vid 25°C. Värden under 5,6 bedöms som sura eller mycket sura (Naturvårdsverket, 2000).

2.4 Konduktivitet

Konduktiviteten i ett vatten är ett mått på ledningsförmågan i vattnet, och beskriver alltså hur mycket laddade partiklar (joner) som finns i vattenprovet. Joner i vattnet gör att det finns ett visst elektriskt motstånd, resistans, i en vattenpelare. Hur stor resistansen är beror både på partiklarnas storlek samt på vattnets temperatur. Det inverterade värdet av lösningens specifika motsånd, d.v.s. resistansen av en vätskepelare med längden 1 cm och arean 1 cm^2 är det som kallas konduktivitet. Enheten är mS/m. (Johansson, 2003)

2.5 Alkalinitet

Ett vattens alkalinitet är ett mått på dess buffertförmåga, d.v.s. dess förmåga att ta upp vätejoner. Alkaliniteten blir alltså ett mått på vattnets förmåga att stå emot försurning. I ett inlandsvatten beror denna förmåga främst på kolsyrasystemet, d.v.s. mängden karbonat (CO_3^{2-}), vätekarbonat (HCO_3^-) och hydroxidjoner (OH^-);

$$CO_3^{2-} + H^+ \longleftrightarrow HCO_3^-$$
$$HCO_3^- + H^+ \longleftrightarrow H_2CO_3$$
$$H_2CO_3 \longleftrightarrow CO_2 + H_2O$$

Alkaliniteten kan bestämmas genom titrering med en stark syra, t.ex. saltsyra, HCl. Kolsyrasystemet kan förskjutas långt till höger om man under syratillsatsen kontinuerligt bubblar koldioxidfri kvävgas genom provet, och på så sätt driver ut kolsyran ur provet. Slutpunkten för titreringen indikeras med SBV – indikator med omslag vid pH = 5,4 (Johansson, 2003). Ett vatten med en alkalinitet på över 0,20 mekv/l bedöms ha mycket god buffertkapacitet, medan en alkalinitet på mindre än 0,10 mekv/l bedöms ha svag eller mycket svag buffertkapacitet (Naturvårdsverket, 2000).

2.6 Totalfosfor

Med totalfosfor menas ett provs innehåll av löst oorganiskt fosfor, löst organiskt fosfor, polyfosfater samt partikulärt bundet fosfor. Organiskt bundet fosfor frigörs till fosfat genom oxidativ hydrolys i svagt sur miljö vid hög temperatur och högt tryck. Fosfat kan sedan, genom blandning med en blandreagens innehållande bl.a. ammoniummolybdat och svavelsyra, bilda ett fosfor-molybdat-komplex. Den färgabsorption som sker i samband med detta lyder Lambert-Beers lag och genom mätning av absorbansen kan provets fosfatinnehåll beräknas (Johansson, 2003). Bedömningen av totalfosforhalten varierar med årstid. Halter på över 25 µg/l under maj – oktober klassas som höga halter och ett eutroft vatten. Halter under 12,5 µg/l (maj – oktober) bedöms som låga halter och ett oligotroft vatten (Naturvårdsverket, 2000).

3. Metod

3.1 Fältprovtagning

Provtagningarna ägde rum 2004-05-04. Vattenprov togs från sjöns fyra inflöden och utflödet genom att flaskor sänktes ned så nära vattenytan som möjligt. Två flaskor fylldes från varje flöde. I två av inflödena samt i utflödet mättes även vattenflödet. Med hjälp av "Apelsinmetoden" erhölls vattenhastigheten genom att en apelsin fick flyta med strömmen en känd sträcka under tidtagning,. För uträkning av flödet mättes även bäckarnas tvärsnittsarea vilken multiplicerades med vattenhastigheten.

Med hjälp av Ruttnerhämtare togs vattenprover i sjöns mitt från tre olika vattennivåer; ytan, mitten och botten. Två prover togs från varje nivå. Samtliga provflaskor förvarades i kylbox under transporten till Göteborg och vidare i kylskåp fram till vattenanalyserna dagen efter. En secciskiva användes för att mäta siktdjupet. Skivan sänktes ned och djupet då den inte längre syntes antecknades. Därefter halades skivan upp och då den åter blev synlig noterades även detta djup och ett medelvärde beräknades. Detta utgör siktdjupet.

3.2 Vattenanalyser

3.2.1 Färgkomposition
Vattenproverna, ett från varje lokal, fick stå några minuter så att större partiklar kunde sedimentera. Färgtalet bestämdes med hjälp av en färgkomperator. Den ena kyvetten fylldes med avjonat vatten och den andra med lika stor volym provvatten. Provvattnets färg jämfördes med filterskivans färg och ett värde avlästes. Kyvetten för provvatten sköljdes med lite av det nya provvattnet innan mätning. (Johansson, 2003)

3.2.2 Turbiditet
Turbiditetsmätningar utfördes på ett prov från varje lokal. En turbidometer användes vilken kalibrerades innan och mellan varje provtagning med tillhörande kalibreringslösning. Provvattnet skakades varsamt om innan det hälldes i mätbehållaren. Behållaren placerades i turbidometern och efter stabilisering avlästes värdet. Behållaren sköljdes ur med lite av det nya provvattnet innan varje mätning. (Johansson, 2003)

3.2.3 pH
Vattenproverna värmdes i vattenbad till 25 °C. Innan mätning kalibrerades pH-metern (the Oyster™ Economy pH-meter, KTech) enligt bruksanvisning. Provvattnet hölls i ständig rörelse under pågående mätning och värdet avlästes efter stabilisering. Innan och mellan mätning sköljdes elektroden med avjonat vatten. (Johansson, 2003)

3.2.4 Konduktivitet
Provvattnet värmdes till 25 °C i vattenbad. En konduktivometer (Conductometer E587, Metrohm Herisau (KEBO-Grave)) användes. Proverna fick stå några minuter så att större partiklar sedimenterade innan värdet avlästes. Elektroden sköljdes innan varje mätning i lite av det nya provvattnet. (Johansson, 2003)

3.2.5 Alkalinitet
Tack vare erhållna konduktivitetsvärden kunde lämplig volym provvatten räknas ut enligt tabell. Den totala provvolymen skulle uppgå till 50 ml varför avjonat vatten tillsattes för justering. Provet samt 2-3 droppar SBV indikatorlösning pipetterades i en glascintertratt under kvävgasbubbling. Därefter titrerades provet med 0,02 M HCl till omslagspunkten och volymen åtgången HCl antecknades. Titreringen upprepades två gånger för varje provvatten och medelvärdet användes för beräkning av alkaliniteten, enligt formeln;
Alkaliniteten (mekv/l) = $C_{HCL} * V_{HCl} * 1000 / V_{provvatten}$

C_{HCL} = koncentration saltsyra
V_{HCl} = volym saltsyra (ml)
$V_{provvatten}$ = volym provvatten (ml)

3.2.6 Totalfosfor
Flaskorna skakades kraftigt. Från varje provflaska pipetterades 20,0 ml vatten i en glasflaska med tättslutande lock. Ett blindprov, 20,0 ml avjonat vatten, samt ett kalibreringsprov, 5,0 ml kalibreringslösning (1000 µg PO_4-P/l) och 15,0 ml avjonat vatten togs med i analysen. 4 ml kaliumpersulfatlösning (5 %) tillsattes samtliga prov. Flaskorna numrerades och autoklaverades sedan vid 120 °C i 60 minuter. Då proverna svalnat tillsattes 1 ml avjonat vatten samt 4 ml blandreagens. Blandreagensen tillreddes (50 ml 2,5 M H_2SO_4 + 15 ml ammonium(hepta)molybdat (4 %) + 4 ml kaliumantimon(III)oxidtartat (0,2742 %)) och 30 ml 0,1 M askorbinsyra tillsattes precis innan överföring till proverna. Efter tio minuter mättes absorbansen vid 882 nm i en spektrofotometer (Hitachi model 100-20, Spectrophotometer, Optilab-Bo Philips). Som blank användes avjonat vatten. Totalfosforhalten beräknades enligt formeln;

Tot-P (µg/l) = $C_{kal} * V_{kal} * (A_{prov} - A_{blind}) / V_{prov} * (A_{kal} - A_{blind})$

C_{kal} = koncentration kalibreringsvätska (1000 µg/l)
V_{kal} = volym kalibrerinslösning (5 ml)
A_{prov} = absorbans för provvatten

A_{blind} = absorbans för blindprov
V_{prov} = volym provvätska (20 ml)
A_{kal} = absorbans för kalibreringsprov

(Johansson, 2003)

3.3 Flödesberäkningar

Då vattenflödena vid flödesmätningstillfället var mycket låga erhöll vi genom "apelsinmetoden" vattenflödesvärden som inte är representativa för sjöns verkliga flöde. Vi använde oss sålunda av två andra metoder för att beräkna ett mer korrekt värde på vattenflödet, Utflödesmetoden och Tamm-metoden.

I Utflödesmetoden utgick vi från vårt uppmätta värde för flödet i sjöns utlopp och satte det totala inflödet till samma värde. Inflödet delades upp i tre enheter, Brohagebäcken, Gunnarsnäsbäcken och en "diffus" del, som motsvarar flödet i de två små tillflödena och den direkta ytavrinningen från land. Dessa tre delar fick sedan ett värde på vattenflödet som motsvarar storleken på utflödet multiplicerat med deras andel av sjöns avrinningsområde.

I Tamm-metoden använde vi oss av formeln

$A = N-E$

A = avrinning
N = nederbörd
E = evapotranspiration

För nederbördsdata använde vi oss av 30-årsmedelvärdet för nederbörd vid mätstationen i Dingle. Evapotranspirationen beräknade vi med hjälp av Tamms formel:

$E = 222,3 + (22,7 + 0,737p) * T$

E = evapotranspiration
p = andel sjöyta i avrinningsområdet uttryckt i decimaltal
T = årsmedeltemperatur (i vår beräkning 30-årsmedelvärde vid mätstationen i Svarteborg)

Det erhållna värdet för avrinningens storlek delades sedan upp mellan de olika inflödena på samma sätt som ovan. Utflödet sattes till samma värde som det samlade inflödet.

Tamms formel är lite väl grov för att appliceras på så små områden som vi behandlar i detta arbete. Då tidigare rapporter dessutom oftare har använt Utflödesmetoden än Tamm-metoden valde även vi att använda Utflödesmetoden i det föreliggande arbetet för att kunna jämföra våra värden med tidigare projektrapporter.

3.4 Retentionsberäkningar

Retentionen av fosfor i Hillingsäterssjön beräknades på följande sätt:

$R = (\Sigma_{fosfor,\ in} - \Sigma_{fosfor,\ ut}) / \Sigma_{fosfor,\ in}$

Fosforflödet erhölls genom multiplikation av vattenflöde och fosforhalt i de olika inflödena och utflödet.

3.5 Omsättningstid

Sjöns omsättningstid beräknades med formeln

$O = V/F$

O = omsättningstid (år)
V = sjöns volym (m^3)
F = vattenflöde ut (m^3/år)

4. Resultat

4.1 Vattenanalyser

Resultaten från vattenanalyserna presenteras i tabell 1. Bandenebäcken är Hillingsätersjöns enda utflöde. Gunnarsnäsbäcken och Brohagebäcken är de två stora inflödena.

Tabell 1. Hillingsätersjöns kemiska parametrar. Medelvärde av två prover.

	Färgtal (mgPt/l)	Turbiditet (FNU)	Konduktivitet (mS/m)	pH	Alkalinitet (mekv/l)	Totalfosfor (µg/l)
Bandenebäcken (ut)	70	29	11,8	6,5	0,36	96
Gunnarsnäsbäcken (in)	70	44	13,0	6,8	0,44	68
Brohagebäcken (in)	100	45	24,5	7,3	0,99	339
Inflöde 3	>150	58	49,0	7,7	3,46	29
Inflöde 4	>150	70	19,9	6,5	0,19	103
Sjön, botten	80	53	12,0	6,8	0,36	95*
Sjön, mitten	60	29	6,9	6,9	0,36	96
Sjön, yta	60	29	7,0	7,0	0,36	92

*Ej medelvärde, då ena provet var kontaminerat av bottensediment vilket generellt innehåller mycket fosfor. Fosforhalten i detta prov var 536 µg/l.

Färgtalen i Hillingsätersjön visar på att vattnet är betydligt till starkt färgat. Även turbiditeten har mycket höga värden och bedöms som starkt grumligt. Siktdjupet var 75,5 cm vilket är mycket litet. Dessa tre parametrar (färgtal, turbiditet och siktdjup) ligger alla i klass 5, vilket är den högsta, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet. Bedömningsgrunderna kan inte kopplas direkt till "bra" eller "dålig" miljökvalitet, men kan ändå sägas spegla tilltagande risk för negativa effekter på vattenresursen (Naturvårdsverket, 2000).

Konduktiviteten har mätts för att kunna bestämma volym provvätska för alkalinitetsanalysen, och ger därför ingen direkt information om vattenkvaliteten i sjön. Både pH-värden och alkalinitetsvärden ligger i klass 1 och 2, där pH-värdena är svagt sura till nära neutrala och buffertkapaciteten är god till mycket god (Naturvårdsverket, 2000).

Sjön platsar enligt Naturvårdsverkets kriterier i näringsklassen 4, mycket höga halter av totalfosfor i vattenpelaren (50 – 100 µg tot-P/l) (se tabell 1). Halterna ligger nära gränsen för klass 5, extremt höga halter (>100 µg tot-P/l). Med gängse terminologi motsvarar detta eutrofi

respektive hypertrofi. Halterna totalfosfor i Brohagebäcken är över tre gånger högre än halterna i övriga inflöden och ligger med råge inom gränsen för klass 5 (tabell1) (Naturvårdsverket, 2000).

4.2 Flöde och fosforretention

Omsättningstiden i Hillingsäterssjön beräknades till 0,0495 år, vilket motsvarar ca 18 dygn. Nedan presenteras resultat från tre olika beräkningar av flöde och fosforretention. En jämförelse mellan de tre tabellerna nedan visar tydligt att värdena på flöde och retention blir mycket olika beroende på vilken beräkningsmetod som används. Vi använder oss i diskussionen enbart av data från utflödesmetoden då vi anser dessa mest tillförlitliga (se vidare 3.3). Enligt utflödesmetoden står Brohagebäcken för 76,8 % av fosfortillförseln, men bara knappt halva vattenflödet (tabell 2). Enligt den flödesuppskattningsmetod vi har valt att använda oss av fungerar Hillingsäterssjön i dagsläget som en fosforfälla. Retentionen uppgår till 54,8 % av fosforbelastningen (tabell 2).

Tabell 2. Fosforbudget enligt Utflödesmetoden. "Diffus tillrinning" är summan av de två små inflödena och den direkta ytavrinningen från omkringliggande mark.

	Flöde	Vattenflöde (m^3/år)	Transport (kg P/år)	% av fosforinflöde
In	Brohagebäcken	3897414	1323,1	76,8
	Gunnarsnäsbäcken	2505481	171,4	10,0
	Diffus tillrinning	1670321	225,6	13,1
	Luftnedfall		1,7	0,1
	Totalt in	8073216	1721,8	100,0
Ut	Bandenebäcken	8073216	777,6	45,2
Retention			944,2	54,8

Enligt Apelsinmetoden kommer 98,5 % av fosfortillflödet från Brohagebäcken, vilket också var det enda inflöde där vattenflödet kunde bestämmas med relativt hög grad av tillförlitlighet. I övriga inflöden var vattenflödet så pass lågt att vindens påverkan på apelsinen dominerade. Retentionen i Hillingsäterssjön var enligt denna metod negativ.

Tabell 3. Fosforbudget enligt Apelsinmetoden. "Diffus tillrinning" är summan av de två små inflödena och den direkta ytavrinningen från omkringliggande mark.

	Flöde	Vattenflöde (m^3/år)	Transport (kg P/år)	% av fosforinflöde
In	Brohagebäcken	504576	171,2	98,5
	Gunnarsnäsbäcken	13475	0,92	0,5
	Diffus tillrinning			
	Luftnedfall		1,7	1,0
	Totalt in	518051	173,8	100,0
Ut	Bandenebäcken	8073216	777,6	447
Retention			-603,8	-347

Tamm-metoden gav ett retentionsvärde som låg mycket nära resultatet från Utflödesmetoden. Vattenflödet i Bandenebäcken beräknades dock bara till hälften av det flöde som erhölls genom Utflödesmetoden.

Tabell 4. Fosforbudget enligt Tamm-metoden. "Diffus tillrinning" är summan av de två små inflödena och den direkta ytavrinningen från omkringliggande mark.

	Flöde	Vattenflöde (m^3/år)	Transport (kg P/år)	% av fosforinflöde
In	Brohagebäcken	2202480	747,6	76,8
	Gunnarsnäsbäcken	1414800	96,8	9,9
	Diffus tillrinning	943920	127,5	13,1
	Luftnedfall		1,7	0,2
	Totalt in	4561200	973,6	100,0
Ut	Bandenebäcken	4561200	439,3	45,1
Retention			534,3	54,9

5. Diskussion

Mätningar har gjorts, inom ramen för kursen i Vattenvård, i Hillingsäterssjön de senaste 4 åren. Dessa mätningar har byggt på endast ett provtillfälle vår och höst, och resultaten är därför mycket osäkra. Vi har valt att jämföra våra värden enbart med mätningar från våren för att öka tillförlitligheten något. Vid vårt provtillfälle var vattenflödet mycket lågt, vilket kan ha påverkat flera parametrar. Turbiditeten kan minska på grund av ökad sedimentation och fosforhalten kan vara lägre än normalt eftersom avrinning och erosion från omgivande mark är mindre. De mätningar vi har utfört har ingen direkt relevans för Gullmarsfjorden, då vi enbart har mätt fosfor- men inte kväveflöde.Alla delar av ett avrinningsområde hänger dock intimt samman, vilket innebär att Hillingsäterssjöns näringsstatus och näringsretention påverkar vattenkvaliteten hela vägen till Gullmarn.

5.1 Sjön

5.1.1 Siktdjup

Siktdjupet var vid vårt provtillfälle 75,5 cm, vilket var mindre än föregående vårs mätning, men större än 2002 och 2001. Detta kan bero på väderförhållanden och skillnad i omsättningstid. En längre omsättningstid (21 dygn våren 2003, 18 dygn våren 2004) medför att partiklar sedimenterar i större utsträckning och därmed ökar siktdjupet. Ljusförhållanden påverkar primärproduktionen; den kan grovt uppskattas pågå ner till dubbla siktdjupet. Vid vår mätning skulle därmed primärproduktion avta en halvmeter över botten, medan ljustillgången var tillräcklig för primärproduktion i hela vattenpelaren och på botten våren 2003.

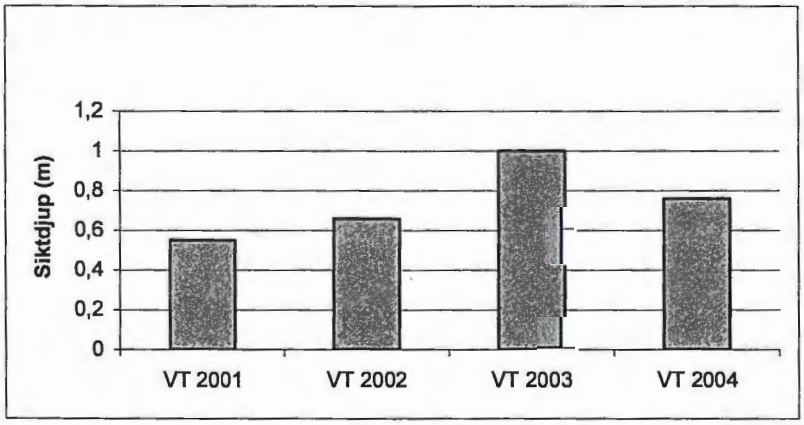


Diagram 1. Siktdjupet i Hillingsäterssjön.

5.1.2 Färgtal och turbiditet
Färgtalet i den fria vattenmassan har legat på liknande värden de senaste fyra åren. Sjöns vatten har enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder varit betydligt till starkt färgat vid samtliga mättillfällen. Turbiditeten har skiftat något mer; samtliga mätningar har placerat sjön i klass 5, starkt grumligt vatten, men mätningarna på bottenvatten och mellandjup våren 2003 var extremt höga. Denna avvikelse skulle kunna bero på uppgrumling av bottensediment vid provtagningen.

5.1.3 pH och alkalinitet
pH i sjön har varit nära neutralt under de år mätningar har utförts. Buffertkapaciteten, som påvisas av alkalinitetsmätningen, har varit och är mycket god. Detta är ett resultat av de lättvittrade lerjordarna i tillrinningsområdet som tillför rikligt med baskatjoner till sjöns vatten (Stenson, 2004).

5.1.4 Totalfosforhalt
Totalfosforhalten i sjön har varierat kraftigt under åren. Detta är speciellt tydligt i botten- och mellandjupsvattnet, som har pendlat mellan ca 78 µg/l 2002 och över 1000 µg/l 2003 (se diagram 2). Jämför man fosforhaltsklassningen i år med förra året ser man att sjön har gått från att ha extremt höga halter (klass 5) till mycket höga halter (klass 4) av fosfor. Sjön innehåller dock mer fosfor idag än den gjorde 2002; halterna platsade även då i klass 4. Det är värt att poängtera att vattenbalansen i sjön var likvärdig 2002 och i år, med mycket låga flöden, medan vattenflödena 2003 var mycket högre. Detta kan påverka den uppmätta fosforhalten.

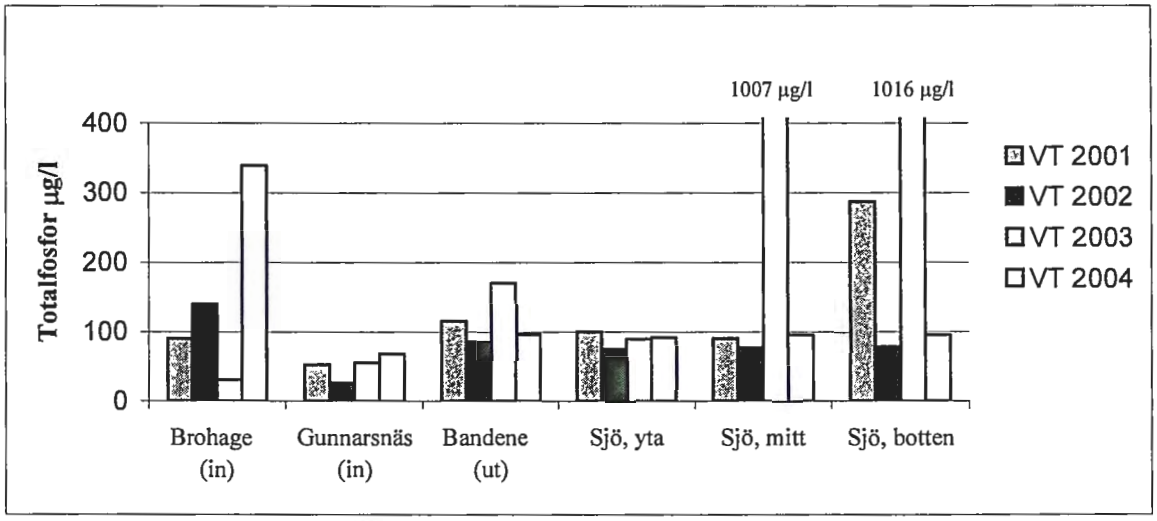


Diagram 2. Totalfosforhalter i Hillingsäterssjön och dess flöden, 2001 – 2004.

5.2 Inflöden

5.2.1 Gunnarsnäsbäcken
Gunnarsnäsbäcken är ett av de två större inflödena till Hillingsäterssjön. Vår uppmätta totalfosforhalt (68 µg/l) ligger något under de uppmätta värdena i själva sjön, om än i samma klass. Halten i bäcken har dock ökat successivt från 53 µg/l sedan 2001, med en liten dipp 2002 då halten motsvarade klass 3, hög fosforhalt. Belastningen från Gunnarsnäsbäcken är inte så stor att fosforflödesbegränsande åtgärder bör sättas in här i första hand, se vidare diskussion om åtgärder.

5.2.2 Brohagebäcken

Brohagebäcken står för den absolut största delen av fosforflödet till sjön. Halterna ligger i dag tre gånger högre än i själva sjön. Denna trend har gällt alltsedan 2001, mätningarna 2003 undantagna. Detta beror förmodligen på att Brohagebäcken avvattnar en yta som är nästan dubbelt så stor som Gunnarsnäsbäckens tillrinningsområde, samtidigt som andelen åker i Brohagebäckens avrinningsområde är något större. Vi har även indikationer på att Brohagebäcken kan vara något mer grävd och rätad än Gunnarsnäsbäcken, vilket skulle öka flödet av eroderat material i denna bäck (Svenland, 1996). Punktåtgärder i och vid denna bäck skulle kunna ha stor betydelse för Hillingsäterssjöns fosforbelastning, se vidare diskussion om åtgärder.

5.2.3 Diffusa inflöden

De två små inflödena till Hillingsäterssjön verkar inte bidra med någon betydande mängd fosfor. Det höga mätvärdet i inflöde 4 beror förmodligen på grumlat provvatten då vattenföringen vid provtagningstillfället var så låg att det var omöjligt att ej få sediment i provflaskan.

5.3 Utflöde och retention

Halterna i utflödet, 96 µg/l, ligger på ungefär samma nivå som de två första årens mätningar (diagram 2). Halterna ligger i år i klass 4 (mycket höga halter), nära gränsen till klass 5 (extremt höga halter). Mätningarna från 2003 visar på extremt höga fosforhalter i Bandenebäcken och i sjön, dock var halterna i inflödena låga detta år, vilket kan tyda på att fosforn kommer från själva sjösedimentet. Fosforläckage i sediment är ofta kopplat till syrebrist på botten, vilket inte borde ha varit fallet 2003, då siktdjupet var så pass högt (diagram 1). Troligare är att de höga värdena beror på vattenbalansen vid mättillfället. Vattnet höll då på att sjunka efter en tid med kraftiga regn. Dessa hade medfört mycket näringsläckage från omgivande marker vilket hade ansamlats i sjön och gav ett stort utflöde av fosfor (diagram 2). Värdena från 2003 ter sig därför något avvikande och gav en negativ retention, till skillnad från övriga år.

Våra mätningar gav en retention på 54,8 % (tabell 2). Detta visar att Hillingsäterssjön är en "fosforfälla", vilket är positivt för vattenkvaliteten nedströms. Samtidigt visar Vollenweiderdiagrammet (diagram 3) att fosforbelastningen är alldeles för hög. Någonting bör således göras för att minska den externa belastningen på sjön.

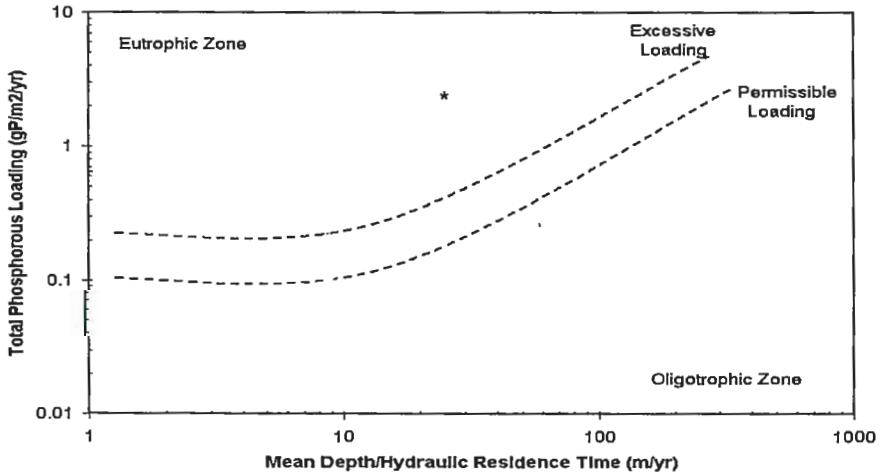


Diagram 3. Vollenweiderdiagram. Punkten visar Hillingsäterssjöns fosforbelastningsgrad enligt våra beräkningar.

5.4 Åtgärder

Förslag om återdämning i Hillingsäterssjön har diskuterats under flera år. En höjning av vattenytan skulle kunna ge positiva effekter på fosforretention och denitrifikation genom att omsättningstid och andel grundområden ökar (Svenland, 1998). Diagram 4 visar empiriska data som stödjer teorin om omsättningstidens påverkan på fosforretentionen. Dessutom ökar ytan av grundområden vilket förbättrar möjligheterna till denitrifikation och kvävebelastningen minskar därmed. Återdämning är ett stort och kostsamt ingrepp vilket ger positiv påverkan på vattenkvaliteten främst nedströms sjön. Vi anser att andra åtgärder, som skyddszoner och våtmarker, skulle kunna vara mer kostnadseffektiva och dessutom mer fördelaktiga för själva sjön. Tidigare rapporter (Borgström et.al 2002, Magnusson et.al, 2003) som har diskuterat återdämningsprojektets kostnad och effekt anser också att de senare åtgärderna är att föredra. Av framför allt ekonomiska skäl är återdämning inte heller aktuellt i dagsläget.

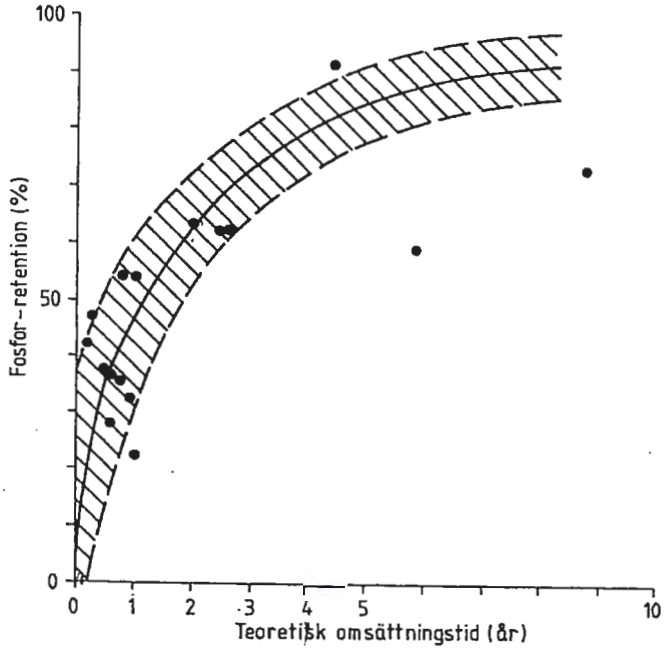


Diagram 4. Korrelation mellan omsättningstid och fosforretention (Naturvårdsverket, 1983).

Enligt våra mätningar kommer den absolut största delen av fosfortillflödet till Hillingsäterssjön från Brohagebäcken (diagram 2). Åtgärder bör därför koncentreras hit. Skyddszoner mellan åker och bäck skulle kunna vara ett sätt att fånga upp en del av fosforn innan den når bäcken. Ett annat alternativ kan vara att anlägga en damm i anslutning till Brohagebäcken för att på så sätt skapa en fosforfälla uppströms sjön. Beroende på vilka gödslings- och plöjningsmetoder som praktiseras idag skulle en ändring av dessa också kunna medföra positiva resultat. Höstplöjning och överdriven gödsling bör undvikas för att näringsämnesläckage ska minimeras. Vi anser att dessa åtgärder i och kring Brohagebäcken är relativt kostnadseffektiva i förhållande till återdämning av hela sjön.

6. Referenser

ALcontrol Laboratories. Örekilsälven 1997-99. Rapport.

Borgström S., Gustafsson A., Larsson M., Nilsson C., 2002. Kemisk-fysikaliska samt hydrologiska undersökningar av Hillingsäterssjön i "Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområden VT 2002", Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Johansson A, 2003. Vattenanalyser, Laborationsmanual. Kurs i Vattenvård 10 p, Ekologisk zoologi, Göteborgs universitet.

Magnusson M., Mortensen L., Nordh A., 2003. Vattenundersökningar av Hillingsäterssjön i. "Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområden VT 2003", Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Naturvårdsverket, 1983. Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag. SNV PM 1705.

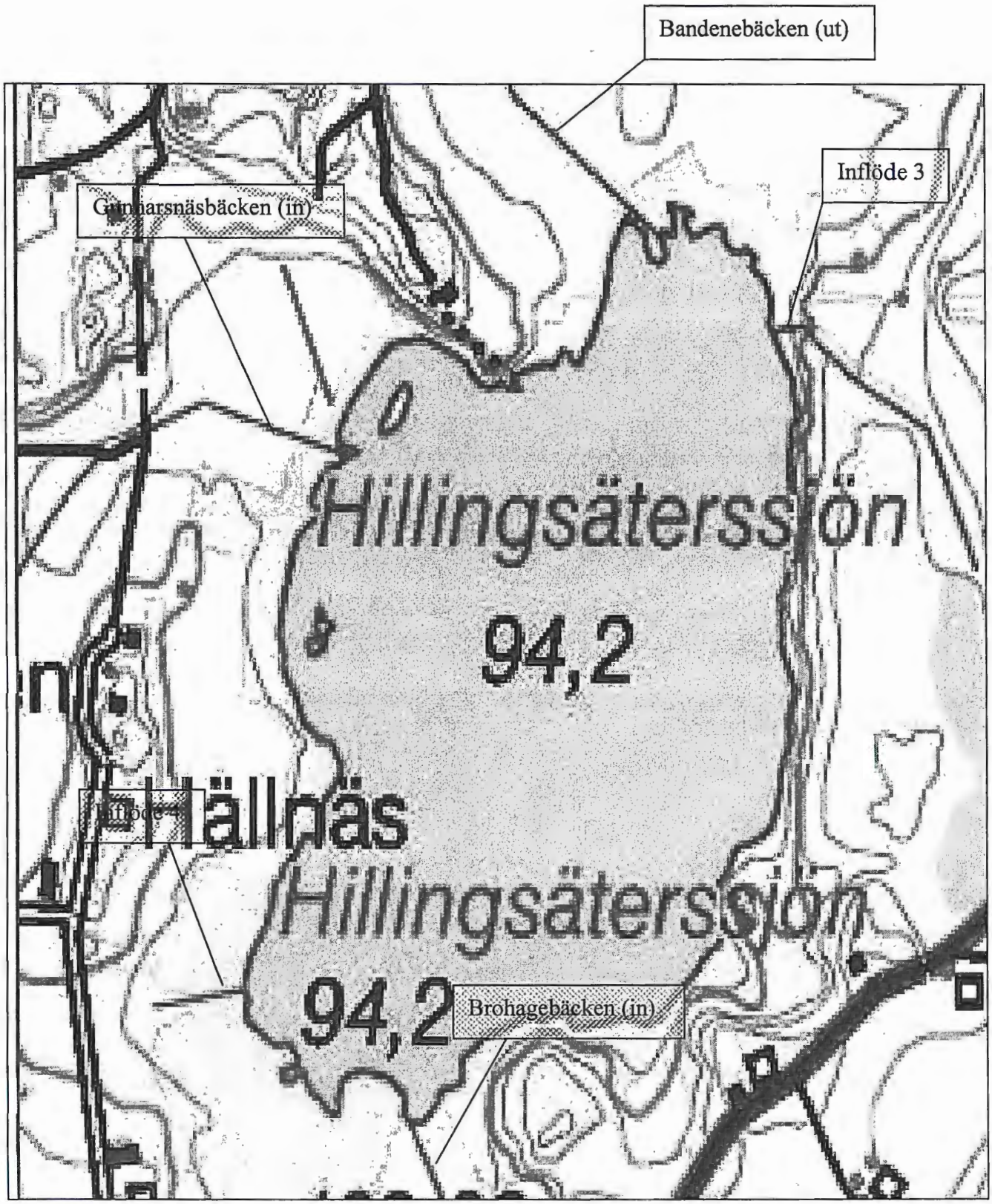
Naturvårdsverket, 2000. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Almqvist & Wiksell, Uppsala.

Svenland C, 1996. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder. Länsstyrelsens reproavdelning, Vänersborg.

Svenland C, 1998. Projekt Våtmarker och Skyddszoner – Förslag till återdämning av Hillingsäterssjön. Inlaga.

Svenland C, 2001. Projekt Våtmarker och Skyddszoner – Projektredovisning 1998-2001. Niklassons Tryckeri, Mellerud.

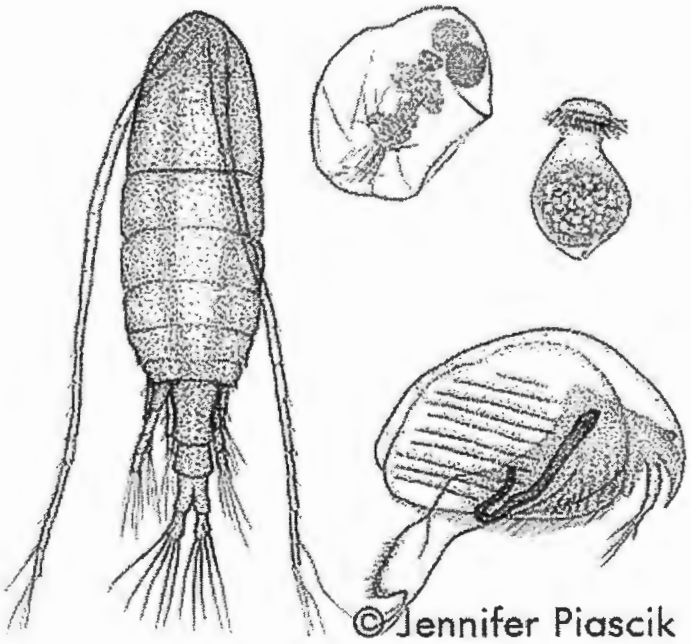
Bilaga 1. Karta över Hillingsäterssjön med tillflöden och utflöde.



IV

Göteborgs Universitet
Zoologiska institutionen
Vattenvård 10p, Vt 2004
Handledare:
Ragnar Lagergren

Undersökning av zooplankton-samhällen i Hillingsäterssjön och Ellenösjön.



Karin Alexandersson
Jonas Holgersson
Linda Kochbati
Niklas Nilsson

Innehållsförteckning

Sammanfattning 2

Inledning 2

Metod och material 3

Resultat 4

Ellenösjön 4

Hillingsäterssjön 5

Diskussion 6

Ellenösjön 6

Hillingsäterssjön 6

Biomanipulering 7

Höjning av vattennivån i Hillingsäterssjön 7

Referenser 8

Sammanfattning

Syftet med denna rapport var att undersöka zooplanktonsamhällen i två eutrofierade sjöar i Valboåns vattensystem, Hillingsäterssjön och Ellenösjön, våren 2004. Utifrån resultaten drog vi slutsatser om de båda sjöarnas fisksamhällen och tillstånd.

I Ellenösjön fanns det relativt ont om copepoder och cladocerer och sjöns zooplanktonsamhälle dominerades av rotiferer, vilket troligtvis kan förklaras med att det förekommer gott om mörtfisk. Sjön är känd för att ha ett gott gösbestånd men detta tycks inte klara av att hålla nere mörtfiskbeståndet, därför kan en biomanipulation i form av utfiskning vara aktuell. I Hillingsäterssjön dominerades zooplanktonsamhället också av rotiferer. Tätheten av copepoder var däremot mycket högre i Hillingsäterssjön. Detta tyder på att fisksamhällena och predationsförhållanderna skiljer sig mellan sjöarna. För att komma tillrätta med eutrofieringsproblem i Hillingsäterssjön diskuterar vi en föreslagen höjning av sjöytan, vilket skulle skapa en större utbredningsyta för makrofyter och därmed en förändring i predationsmönstret på zooplanktonsamhället.

Inledning

Sjöarna som undersökts i denna rapport är Hillingsäterssjön (58 ha) och Ellenösjön (277 ha), båda belägna i Färgelanda kommun i Dalsland. Hillingsäterssjön är en grund lerslättsjö, till stor del omgiven av jordbruksmark. Till sjön rinner två större bäckar, Brohagebäcken och Gunnarsnäsbäcken. Sjön avvattnas till Valboån via Bandenebäcken som till stor del även den är omgiven av jordbruksmark (Svennland, 1998). Hillingsäterssjön är grumlig p.g.a. hög errosion och stor näringsbelastning från omgivande marker.

Ellenösjön omges främst av barrskog och jordbruksmarker. Sjön är sammankopplad med Östersjön och har ett inflöde från Valboån. Medeldjupet ligger på 2,95 meter (Int. Ref. 3) vilket skiljer sig mot Hillingsäterssjön som har ett medeldjup på 0,66 meter (Projektarbete, 2002). Ellenösjön har en dokumenterad rik fiskfauna medan Hillingsäterssjöns fiskfauna aldrig inventerats (Hamrin, 1998).

Genom att undersöka planktonsammansättningen kan man säga mycket om sjöns fiskfauna, predationsförhållanden och näringsbelastning. Syftet med arbetet är att undersöka planktonsammansättningen i båda sjöarna för att kunna dra slutsatser om sjöarnas förhållanden.

Bakgrund

I Gullmarsfjorden och dess tillrinninsområden uppmärksammades på 70-talet ett övergödningsproblem. Närsalthalterna har sedan dess fortsatt att vara höga i sjöar, vattendrag och Gullmaren. Övergödningen i vattendragen är speciellt påtaglig i de större sjöar som finns en bit ned i Örekilsälvens vattensystem och dess stora biflöden Valboån och Hajumsälven. Flera av sjöarna bl.a. Ellenösjön är hårt belastad av eroderat material och närsalter. I Ellenösjön förekommer algblomning nästan årligen sedan slutet av 80-talet, vilket tyder på att sjön är överbelastad av näringsämnen (Int. Ref. 2).

Hillingsäterssjön reglerades genom dikning första gången 1893 för att öka jordbruksarealen. Sjön sänktes och en stor del av Bandenebäcken grävdes ut. Bäcken har rensats under 60-70-talet och planeras att rensas igen (Svenland, 1998). En höjning av sjön har diskuterats. I Ellenösjön har försök till biomanipulation genomförts 1998 med s.k. utfiskning av mörtfisk med tråL. Detta misslyckade dock eftersom endast ¼ av det utsatta målet på 80% av mörtfiskpopulationen togs upp (Svenland, m.fl., 2001).

1997 startade ett sammarbetsprojekt mellan Färgelanda-, Munkedals och Dals-Eds kommun, "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Munkedals och Dals-Eds kommuner inventerades och ett omfattande våtmarksplaneringsarbete påbörjades i Färgelanda och Munkedal. Resultatet ledde till att man år 1998 anlade våtmarker och skyddszoner (Int. Ref. 2).

Metod och material

Insamling av material skedde den 2004-05-04 med Shindler-Patalas-hämtare, där vatten innesluts i en behållare med volymen 30 liter. Hämtaren fungerar så att vatten strömmar rakt igenom behållaren vid nedsänkning till önskat djup. När den sedan dras uppåt stängs luckorna och vattnet från det önskade djupet stannar kvar i behållaren. Vid tömmning förs vattnet genom ett finmaskigt filter, med maskstorlek 100 µm, och eventuella plankton avskiljs och samlas upp i ett kärl. Proverna togs på tio slumpvis utvalda platser. På varje plats slumpades ett djup ut med halvmetersintervall, enligt bilaga 2 och 3. Proverna preparerades i fält med lugols lösning för att konservera och infärga zooplanktonen.

I laboratorie späddes proven från Ellenösjön samt prov 1, 2 och 3 från Hillingsäterssjön till 500 ml med destillerat vatten, därefter subsamplades 25 ml. Prov 4 – 10 från Hillingsäterssjön späddes till 2500 ml, p.g.a. det höga individantalet, sedan subsamplades 25 ml. I ett inverterat planktonmikroskop räknades och bestämdes alla zooplankton, till närmast möjliga taxa, i räknekammare.

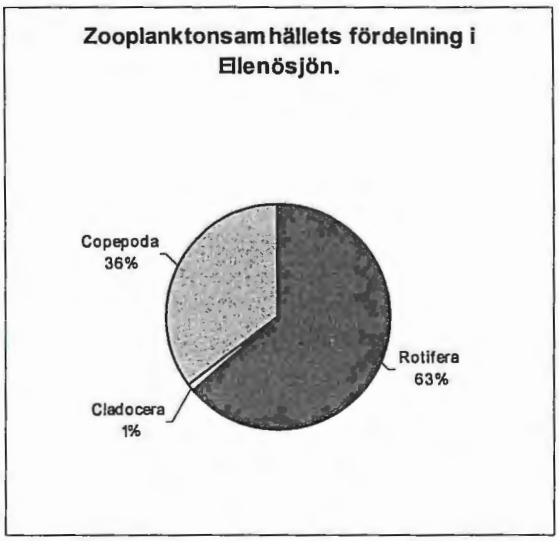
Tätheten beräknades för respektive taxa i antal per liter. Enligt N= n * 20 / 30 för Ellenösjön samt prov 1, 2 och 3 för Hillingsäterssjön. Enligt N = n* 100 / 30 för de resterande proverna där N är individer per liter och n är antalet individer per subprov.

Resultat

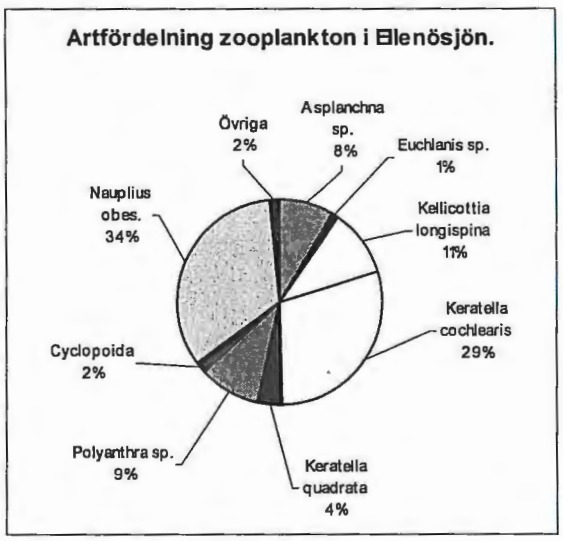
Av resultaten nedan framgår det att zooplanktonsammansättningen i Ellenösjön domineras av rotiferer, det samma gäller för Hillingsäterssjön. Skillnaden mellan de båda sjöarna ligger främst i förekomsten av copepoder där Hillingsäterssjön har en betydligt högre copopepodtäthet jämfört med Ellenösjön. I Hillingsäterssjön hittades 23 taxa av zooplankton jämfört med 16 taxa i Ellenösjön (bilaga 1). Det råder dock ingen signifikant skillnad i antalet taxa mellan de båda sjöarna (Chi2-test p>0, 05). Däremot vara zooplanktontätheten signifikant högre (cirka 7 gånger) i Hillingsäterssjön än i Ellenösjön (t-test p<0, 05).

Ellenösjön

I Ellenösjön var rotiferer dominerande taxa, 63 %, följt av copepoder, 36 % och cladocerer 1 % (figur 1). Rotiferasamhället domineras av *Keratella cochlearis* i Ellenösjön. Antalet individer av *K. cochlearis* utgör cirka 46 % av det totala rotiferasamhället (figur 2). Andra taxa som förekom i större antal var, *Kellicottia longispina*, *Asplanchna sp* och *Polyarthra sp.* Tillsammans utgör de cirka 44 % av totala rotiferasamhället. Av de resterande 10 % förekom *Keratella quadrata* och *Euchlanis sp.* relativt rikligt. Vidare förekom taxa som *Filinia longiseta* och *Synchaeta sp* samt obestämda rotiferer i mindre antal (figur 3).



Figur 1. *Zooplanktonsamhällets fördelning i Ellenösjön.*



Figur 2. *Fördelning mellan olika taxa zooplankton i Ellenösjön.*

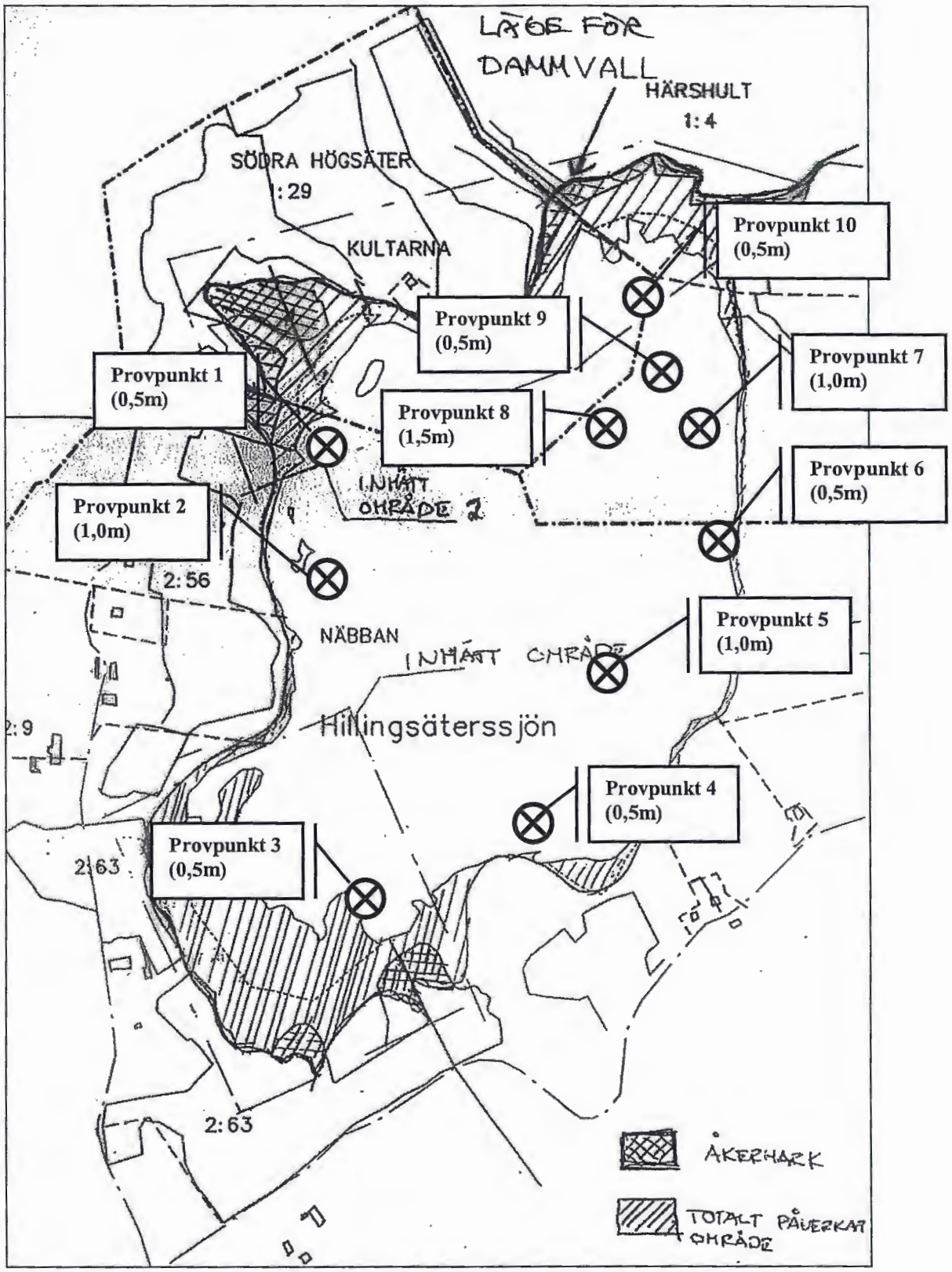
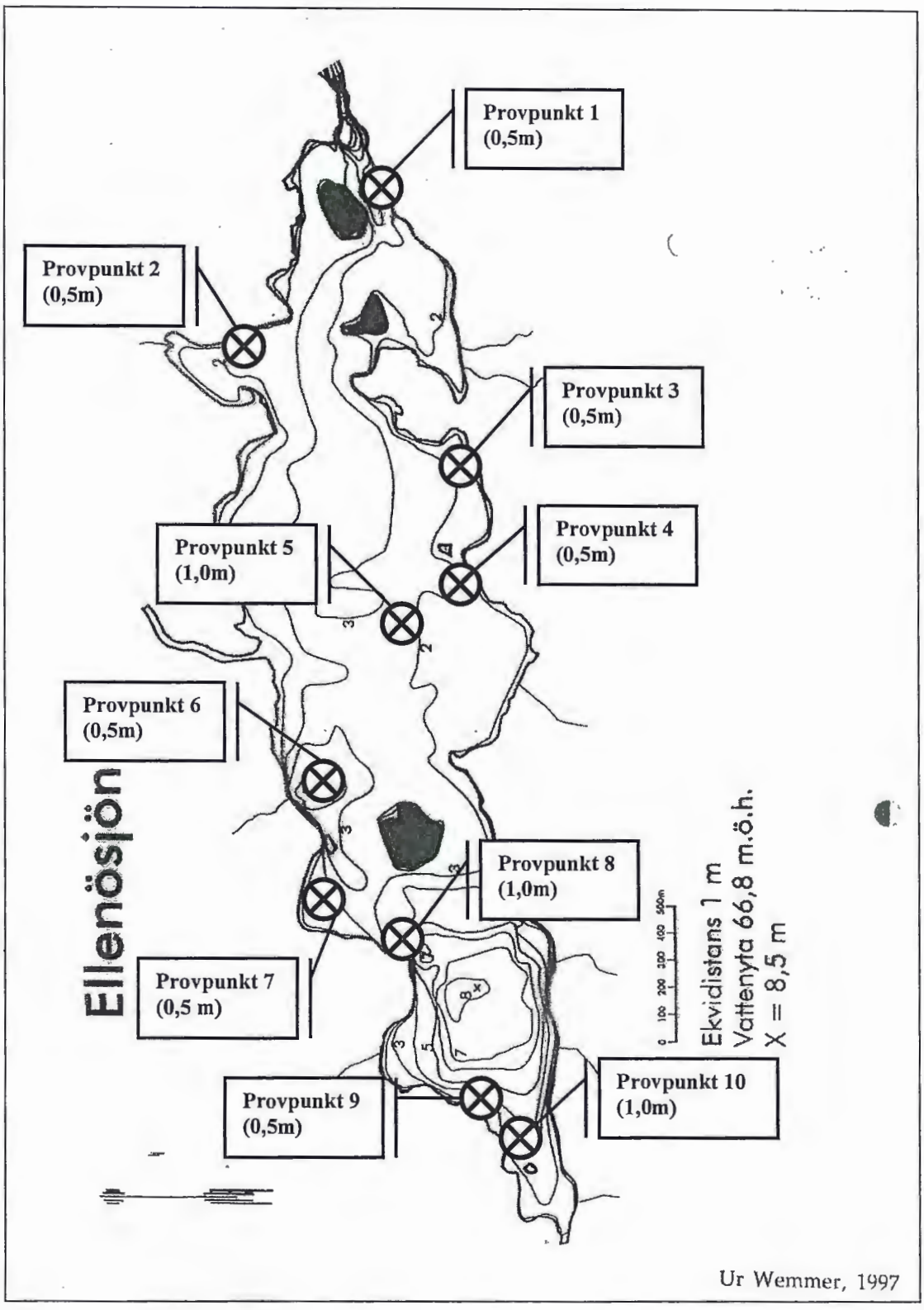
Crustaceasamhället i Ellenösjön dominerades kraftigt av obestämda naupliuslarver (figur 2), dessa representerade cirka 91 % av det totala crustaceasamhället. Tätheten av cyclopoida copepoder var cirka 14 gånger högre än calanoida copepoder. Cladocererna dominerades av släktet *Daphnia,* vilka förekom dubbelt så ofta som släktet *Bosmina.* Arter som påträffades av släktet *Bosmina* var *B. longirostris* och *B. coregoni* (figur 3).

Bilaga 1.

Ellenösjön (täthet, individer/l)												
Lokal	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**Medel**	**Std. Av.**
Rotifera												
Asplanchna sp.	14	7	19	13	10	9	9	12	7	12	11,2	3,7
Euchlanis sp.	0	1	0	0	0	0	0	4	0	15	1,9	4,6
Filinia longiseta	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0,3	0,5
Kellicottia longispina	26	7	6	7	23	11	8	14	26	13	14,1	8,0
Keratella cochlearis	97	40	21	16	27	19	21	36	62	50	39,0	25,3
Keratella quadrata	14	3	7	1	0	5	5	3	3	6	5,2	4,0
Polyarthra sp.	5	4	23	7	8	1	3	14	38	18	12,2	11,5
Rotatoria obes.	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,1	0,3
Synchaeta sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0,3	0,7
Crustacea												
Cladocera												
Bosmina coregoni	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,1	0,2
Bosmina longirostris	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0,2	0,3
Bosmina sp.	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0,4	1,3
Daphnia sp.	0	0	1	4	0	2	0	0	0	1	0,8	1,3
Copepoda												
Calanoida	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4
Cyclopoida	11	2	9	1	1	2	1	0	1	1	2,8	3,7
Nauplius obes.	51	38	59	71	39	49	17	25	46	52	44,5	15,7
										Totalt	133	

Hillingsäterssjön (täthet, individer/l)												
Lokal	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**Medel**	**Std. Av.**
Protoza												
Ciliata obes.	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1,0
Rotifera												
Agronothulca foliacea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2
Ascomorpha sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2
Asplanchna sp.	13	43	29	60	43	0	43	40	33	20	32,5	17,5
Euchlanis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1,0	3,2
Filinia longiseta	1	3	1	17	0	0	0	0	0	0	2,1	5,2
Kellicottia longispina	3	4	5	0	3	0	3	0	0	0	1,9	2,0
Keratella cochlearis	43	51	339	303	1080	47	463	340	393	457	351,6	305,0
Keratella quadrata	16	5	67	50	113	13	80	67	137	73	62,1	42,9
Lecane sp.	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0,8
Polyarthra sp.	182	81	189	283	247	77	193	213	180	133	177,9	65,9
Rotatoria obes.	0	1	0	0	0	0	3	0	0	3	0,7	1,4
Trichocerca sp.	1	5	0	0	0	0	3	0	0	0	1,0	1,9
Trichotria sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4
Crustacea												
Cladocera												
Bosmina coregoni	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2
Bosmina longirostris	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2
Bosmina sp.	1	1	0	0	0	0	0	0	3	7	1,1	2,2
Ceiodaphnia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0,3	1,1
Chydorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,3	1,1
Daphnia sp.	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0,6	1,1
Copepoda												
Calanoida	0	0	0	0	7	3	0	0	0	0	1,0	2,2
Cyclopoida	21	95	183	203	283	17	160	170	343	50	152,6	109,1
Nauplius obes.	107	81	161	290	143	50	237	210	70	183	153,3	78,1
										Totalt	941	

Bilaga 2. Karta över Hillingsäterssjön och provtagningsplatserna.



Bilaga 3. Karta över Ellenösjön och provtagningsplatserna.