



Vätternvårdsförbundet

Årsskrift 2003



Rapport nr 79 från Vätternvårdsförbundet

Vätternvårdsförbundet Årsskrift 2003

Rapport nr 79 från Vätternvårdsförbundet*

Layout och textbearbetning: Måns Lindell (ed)

Omslagsbild: Is över Vättern vid Jönköping januari 2003, Foto: Tobias Haag.

Beställningsadress: Vätternvårdsförbundet
Länsstyrelsen i Jönköpings Län
551 86 Jönköping
Tel 036-395000
Fax 036-167183
Email: Ann-Sofie.Weimarsson@f.lst.se

ISSN: 1102-3791

Rapporterna 1-29 utgavs av Kommittén för Vätterns vattenvård. Kommittén ombildades 1989 till Vätternvårdsförbundet som fortsätter rapportserien fr o m Rapport 30

Rapporten är tryckt på Länsstyrelsen i Jönköping 2004.
Första upplagan 1-150 ex.

Förord

Framför Er har ni den samlade redovisningen av miljötillståndet i Vättern fram t o m år 2002. I rapporten redovisas samtliga de moment som Vätternvårdsförbundet är beställare eller samordnare för. Rapporten omfattar såväl miljötillståndet i sjön, regnet över sjön, som miljötillståndet i bäckarna till sjön. Således täcker rapporten in stora delar av utförd miljöövervakning i Vättern, framför allt från tillflödets mynningar och själva ”utsjön”.

Flera författare har bidragit med redovisningar.

Utöver den regelbundna miljöövervakningen av Vättern, vilken redovisas här, förekommer också en rad specialprojekt av såväl forskarkaraktär som ”pilotinsatser” rörande någon angelägen fråga. Dessa undersökningar kommer fortlöpande att publiceras i Vätternvårdsförbundets rapportserie. I varje årsskrift förekommer därför en kort sammanfattning av de rapporter som publicerats under året. Dessa rapporter samt även tidigare publikationer går att beställa från sekretariatet.

Vätternvårdsförbundet vill poängtera att författarna är själva ansvariga för vad som skrivs även om sekretariatet har beretts möjlighet att redigera och kommentera manus innan tryckningen.

Jönköping den 20 december 2003

Måns Lindell

Måns Lindell

Innehållsförteckning

| | |
|---|----|
| <i>1. Rapporter inom Vätternvårdsförbundets rapportserie</i> | 7 |
| Rapport 70 från Vätternvårdsförbundet | 8 |
| Rapport 71 från Vätternvårdsförbundet | 9 |
| Rapport 72 från Vätternvårdsförbundet | 10 |
| Rapport 73 från Vätternvårdsförbundet | 11 |
| Rapport 74 från Vätternvårdsförbundet | 12 |
| Rapport 75 från Vätternvårdsförbundet | 13 |
| Rapport 76 från Vätternvårdsförbundet | 14 |
| Rapport 77 från Vätternvårdsförbundet | 15 |
| <i>2. Sammanfattning</i> | 17 |
| <i>3. Vattenståndet i Vättern 2002-2003</i> | 19 |
| <i>4. Miljötillståndet i Vättern och dess tillflöden</i> | 21 |
| <i>5. Nederbörds kemi</i> | 58 |
| Nederbörds kemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö | 58 |
| Nederbörds kemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö | 64 |
| <i>6. Öringreproduktion i vissa Vätternbäckar 2002</i> | 69 |
| <i>7. Harrförekomst i Hornån och Röttleån under lekperioden, våren 2003</i> | 78 |
| <i>7. De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern 2002</i> | 82 |
| <i>8. Inventering av häckande sjöfåglar på öar i Vättern 2003</i> | 85 |
| <i>9. Rapporter inom Vätternvårdsförbundet</i> | 90 |

1. Rapporter inom Vätternvårdsförbundets rapportserie

Vätternvårdsförbundet publicerar fortlöpande information om Vättern. Rapporterna kan vara egna utredningar och undersökningar men också andra för sjön relevanta kunskapsunderlag. Det är förbundets åsikt att det som publiceras också blir tillgängligt och dokumenterat. I detta kapitel följer en kort sammanfattning över de rapporter som publicerats under året. Längst bak i Årsskriften finner du en lista över samtliga rapporter inom förbundet.

Rapport 70 från Vätternvårdsförbundet

Teoretisk bedömning av emissioner från utombordsmotorer i Vättern

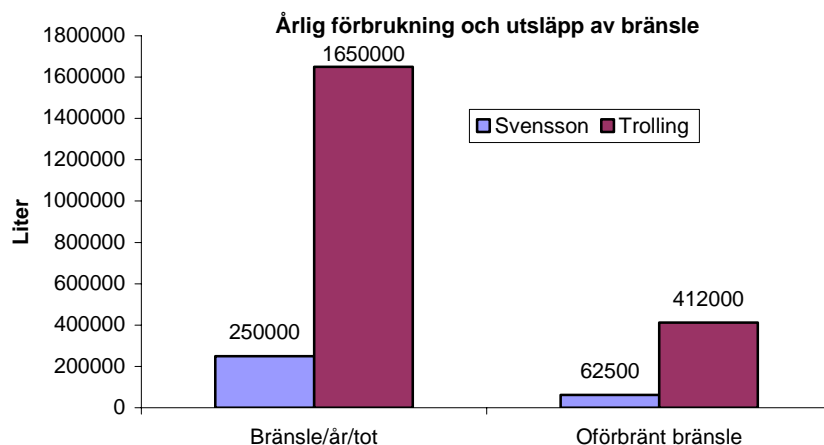
Erik Timén & Martin Zachrisson
Ingenjörshögskolan i Jönköping

Sammanfattning

Rapporten baserar sig på ett examensarbete. Syftet var att teoretiskt studera om det finns underlag för att göra omfattande vattenanalyser i Vättern, till följd av utsläpp från utombordsmotorer. Undersökningen kom att innefatta olika modeller, storlekar och konstruktion på motorerna. Motorerna var både 2- och 4-taktare, men de var uteslutande utombordsmotorer.

Beräkningarna baserades på två olika körsätt med ett litet användande och ett stort användande av båt. Dessa sattes sedan in i tre olika "cases" (fall), d.v.s. olika modeller där utsläppen beror på körsätt, motorstorlek och motortyp (2-takt eller 4-takt). Vidare studier gjordes med specifika ämnen baserat på det case med de största utsläppen. Ämnena valdes främst ut beroende på hur mycket fakta som hittades om dem. De utvalda ämnena var **Bensen**, **Toluen**, **1,2,4-trimetylbensen**, **Bens(a)pyren**, **Fenantren** och **Krysen**.

Sett till hela Vättern blev resultaten inte alarmerande. Inte ens när man ser det ur ett 60-årsperspektiv (Vätterns omsättningstid), blir det någon verklig effekt på miljön. Dock bör man nog hålla uppsikt över tättrafikerade områden som t ex. hamnar, där koncentrationerna kan bli höga i det grunda vattnet. Av de studerade ämnena skulle Toluen och Fenantren ha de högsta koncentrationerna, speciellt i grunda vatten. Toluen kan även tros påverka miljön i grundare vatten enligt riskanalysen. Resultaten visade även på den stora skillnaden av emissioner beroende på motortyp. I ett scenario med enbart 4-taktare skulle utsläppen reduceras kraftigt. Samma sak skulle hända om man använde alkylatbensin. Det finns dock i dag alldeles för få undersökningar av de biologiska effekterna från alkylatbensin. De fysikaliska fakta som finns om varje ämne idag, säger heller inget eller väldigt lite om den biologiska påverkan olika ämnen kan ha tillsammans.



Varje år beräknas ca 475 m³ bensin (oförbränt bränsle) släppas ut till Vättern från utombordsmotorer.

Rapport 71 från Vätternvårdsförbundet

Påväxtalger i Vättern hösten 2001

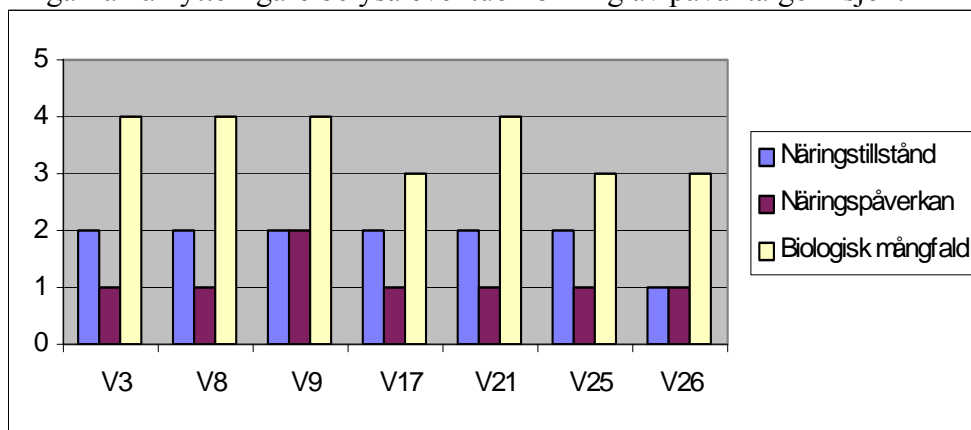
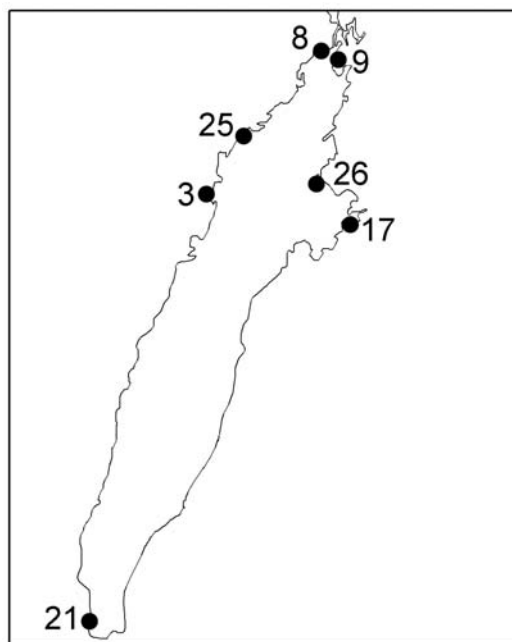
Roland Bengtsson
Svensak Miljöinstitutet IVL AB

Vätternvårdsförbundet uppdrog åt Roland Bengtsson i en tidigare studie 1996 att genomföra en *översiktlig undersökning* av påväxtalger på 21 lokaler i Vättern. Denna studie rekommenderade att fortsätta med ytterligare undersökningar där sju lokaler bedömdes vara representativa för sjön. Medel för fortsatta undersökningar har dock tidigare saknats.

Med anledning av att sekretariatet har nåtts av rapporter från allmänheten om eventuellt ökad påväxtalger i Vättern, prioriterade Vätternvårdsförbundet undersökningar av påväxtalger under 2001. Undersökningarna planeras att fortsätta under 2002 och 2004. Dessutom ingår undersökningsmomentet (påväxtalger) i det sk ramdirektivet för vatten. Momentet ingår således i miljöövervakning av Vättern.

Under 2001 genomfördes en *detaljerad analys* av de fastsittande algerna på sju platser i Vättern för att fördjupa informationen om dessa algsamhällen. Då bestämdes algerna i provet till art/släkte eller så långt möjligt. Dessutom genomfördes en speciell kiselalghanalys enligt *Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet, "Påväxt Kiselalger"*, Naturvårdsverket Rapport 4913.

Undersökningen visar på att andelen större fastsittande alger (makroalger) har ökat i Vättern 2001 jämfört med 1996. Emellertid har de mikroskopiska påväxtalgerna inte förändrats i lika stor omfattning. Sammansättningen av olika arter indikerar generellt på "låg påverkan" och "klart, rent och näringsfattigt vatten" även om lokala variationer förekommer. Det är Vätternvårdsförbundets förhoppning att de kommande undersökningarna kan ytterligare belysa eventuell ökning av påväxtalger i sjön.



Rapport 72 från Vätternvårdsförbundet

Vitmärlans reproduktion i Vänern och Vättern 2002

*Brita Sundelin, Eva Håkansson, Pia Sahl
ITM, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm*

I Miljöövervakning används ofta växter och djur som indikatorer för påvisa miljöpåverkan. Om man vid vattenprovtagning enbart tar vattenprov och analyserar detta får man veta hur vattenkvaliteten var vid just det tillfälle då provet togs. Växter och djur ger emellertid en bild av de miljöförhållanden som föreligger under en längre tid. Man säger att bioindikatorer ger en mer integrerad bild av verkligheten. Bioindikatorer används därför ofta som ett viktigt komplement till kemiska parametrar och vice versa. Undersökningen av vitmärlors äggutveckling är ett exempel på en sådan bioindikator.

Tidigare har forskarna konstaterat att en för marina sammanhang välprövad bioindikator, embryonalutveckling hos vitmärlor (*Monoporeia affinis*), fungerar i Vänern och Vättern. Studien har ökat kunskapen om miljöförhållanden vid botten i landets största sjöar. Författarna konstaterar att i föreliggande undersökning att man kommit ytterligare ett steg framåt i användandet av vitmärlor som miljöindikatorer. Forskarna har infört studier av olika fettsyror. Beroende på sjöns näringsgrad bygger vitmärlorna upp olika mängder av olika fettsyror. Dessa kan i sin tur användas för att förklara en del av störningarna i reproduktionen. Sålunda är det inte längre enbart "gifter" som påverkar embryonalutvecklingen utan även hur pass "beredd" en vitmärla är att sätta embryon till världen. Ju näringsfattigare, ju färre embryon, ju färre andel lyckade kläckningar och en lägre andel fettsyror som indikator på näringstillgången. Studien visar på hur viktigt det är att ha klart för sig orsak-verkan i miljöövervakning.

Undersökningen har genomförts med ekonomiskt bidrag från Naturvårdsverket. Föreliggande upplaga är en sampublikation mellan Vänerns vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket. Författarna är ensamma ansvariga för innehållet i rapporten.

*Missbildade
embryon från
Vättern.*



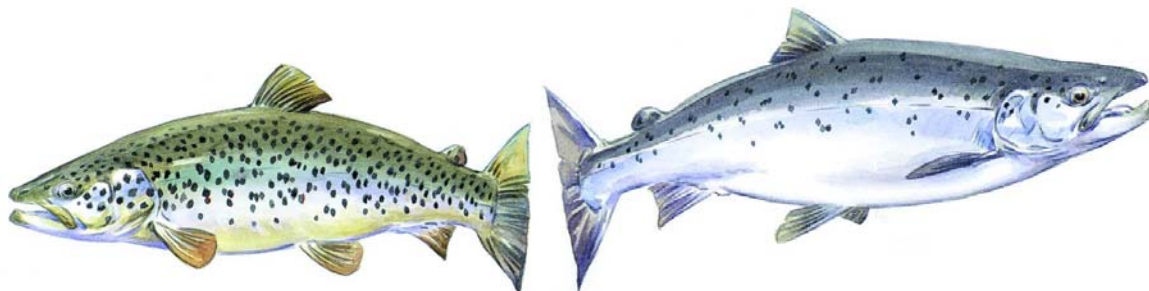
Rapport 73 från Vätternvårdsförbundet

Miljögifter i fisk 2001/2002

Tomas Öberg Konsult AB

Vänern och Vättern är viktiga för både yrkes- och fritidsfisket. Gemensamt för båda sjöarna är att de har belastats av miljögifter. Många fiskar innehåller därför miljögifter som gör att de endast skall konsumeras i "lagom mängd". Livsmedelsverket har därför utfärdat så kallade kostrekommendationer för flera av de feta fiskarterna. Det är lite av en paradox att i till synes klara och rena sjöar, kan fiskarna innehålla höga halter av miljögifter. Men det är vedertagna fakta inom forskningen att de föroreningar som är fettlösliga ansamlas i fiskfett istället för i vatten.

I och med inträdet i EU kommer Sverige att införa det så kallade Ramdirektivet för vatten, vilket syftar till att säkerställa god ekologisk status i våra vattensystem. I vattendirektivet finns en lista på 33 miljöföroreningar som ska undersökas och minskas.



I denna undersökning har Naturvårdsverket tillsammans med respektive vattenvårdsförbund i Vänern och Vättern utfört en studie över samtliga ämnen (utom flamskyddsmedel) enligt vattendirektivet samt några ämnen som ingår i livsmedelskontrollen, totalt 38 ämnen. Det är troligen första gången som en sådan stor undersökning i fisk har genomförts i landet. Analyserna är mycket kostsamma och för att minska kostnaderna något har analyserna utförts på så kallade samlingsprover, d.v.s. man tar lika bitar från samma art och blandar till ett prov. Provet blir därmed ett slags medelprov. En annan svårighet har varit att landets laboratorier ännu inte utvecklat kommersiella analyser för alla ämnen.

I rapporten har författaren (Tomas Öberg) jämfört resultaten med gällande gränsvärden och mot tidigare undersökningar. Författaren har också räknat ut hur mycket fisk man kan äta för att följa Livsmedelsverkets kostrekommendationer.

För Vättern gäller att:

- Halterna av t.ex. dioxiner, PCB, HCB är högst i röding, därefter i öring och lägst i lax. Detta beror på att fiskarna utsätts olika mycket för ämnena. Rödingen lever hela sitt liv i Vättern och växer långsamt. Öringen som föds och växer upp i vätterbäckarna, innan den vandrar ut i sjön, exponeras mindre för Vätterns miljögifter än rödingen. Laxen inplanteras i Vättern såsom tvååring och fiskas upp efter ytterligare ett par år i sjön.
- Fisken i södra Vättern har generellt högre halter än fisken från norra Vättern.

Rapport 74 från Vätternvårdsförbundet

Miljögifter i blod hos högkonsumenter av Vätternfisk

*Ingela Helmfrid, Ulf Flodin Yrke- & miljömedicin, Linköpings Universitet
Bert van Bavel, Örebro Universitet, Måns Lindell, Vätternvårdsförbundet*

Fisk innehåller en rad nyttiga ämnen som främjar människors hälsa. Emellertid har människan påverkat fisk som födoresurs negativt genom att släppa ut miljögifter i naturen. Miljögifterna tas upp av fisken och ansamlas i vävnaderna varvid miljögifterna slutligen når människan. I människan kan miljögifterna nå sådana koncentrationer att de kan ha påverkan på hälsan. Normalt sett så uppstår hälsoeffekter i människan främst vid ”definierade katastrofer” av olika slag (medveten användning av miljögifter i t ex matoljetillverkning, kemikalieolyckor, arbets-exponering etc.). Men det finns också en smygande diffus påverkan av miljögifter genom fiskintag.

Fisk från Vättern har länge haft höga miljögiftshalter och har utsatts k kostrekommendationer av Livsmedelsverket. Men hur är det med halterna av olika miljögifter i människor? I föreliggande studie analyseras halter av olika miljögifter i blodet hos ett antal ”högkonsumenter” av Vätternfisk. Resultaten jämförs därefter med olika former av kontrollgrupper för att belysa om det går att särskilja Vätternkonsumenter från andra grupper.

Studien är intressant ur många perspektiv. Sällan studeras kopplingen mellan både halter i fisken och blodhalterna hos de som konsumerar fisken. Föreliggande studie fyller därför en stor funktion i vår förståelse över faktorer som påverkar människors hälsa. Studien har dessutom inneburit tvärvetenskapligt samarbete mellan landsting, universitet, myndighets- och ideella organisationer. Studien har finansierats av Naturvårdsverket.



Rapport 75 från Vätternvårdsförbundet

Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern

Ingemar Rhenberg, Umeå Universitet

Rapporten redovisar analyser av sedimentproppar från Vättern och Vänern som gjorts i syfte att undersöka hur miljötillståndet utvecklats i långt tidsperspektiv – flera hundra år. Proppen från Vättern togs söder om Visingsö på drygt 120 m vattendjup. Proverna togs sommaren 2001 och sedimenten daterades med ^{210}Pb -metoden. Det primära målet var att studera hur näringstillståndet förändrats. För att undersöka detta analyserades kiselalger i sedimentpropparna och kiselalgerna användes för att utläsa vattnets forna totalfosforhalt. Kiselalghanalyserna kompletterades med sedimentanalyser av pigment, biogent kisel, samt kol och kväve inklusive isotoper.

De biologiska analyserna i sedimentet från Vättern tyder på att sjön efter en flera hundra år lång period med stabila förhållanden genomgick ganska stora förändringar med början under 1800-talet och främst från mitten av 1900-talet. Kiselalgfloran förändras påtagligt och vittnar om att sjön blev näringsrikare. Eutrofieringen kulminerade kring 1960-1970 och sedan dess har en återgång i riktning mot det tillstånd som rådde före 1800-talet pågått, och i ytsedimentet är kiselalgfloran praktiskt taget återställd. Enligt kiselalgerna skulle totalfosforhalten ha stigit från 6-8 $\mu\text{g L}^{-1}$ till ca 12 μg för att nu vara tillbaka till ca 6 μg . Enligt vattenmätserien låg totalfosforhalten i vattnet mellan 8-14 $\mu\text{g L}^{-1}$ vid slutet av 1960-talet och den är nu mellan 3-5 $\mu\text{g L}^{-1}$. Även om de utifrån kiselalgerna utlästa totalfosforhalterna i sjövattnet ska tolkas med viss skepsis när det gäller absolutvärdena på grund av brister i transferfunktionen, så råder ingen tvekan om att trenden är korrekt.



Figur 1. Provtagning i Vättern.

Blyanalyserna, särskilt $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten, visar att Vättern tidigt påverkades av blyföroreningar, troligen redan från medeltiden. Ursprunget till detta bly var till en del luftföroreningsnedfall från Europa, men blyisotopkvoten vittnar om påverkan från gruvverksamhet eller metallhantering i tillrinningsområdet. Bergsbruk har pågått i Åmmeberg åtminstone sedan medeltiden. Blyföroreningarna nådde sin kulmen på 1970-talet när inflytandet från bensinbly var som störst.

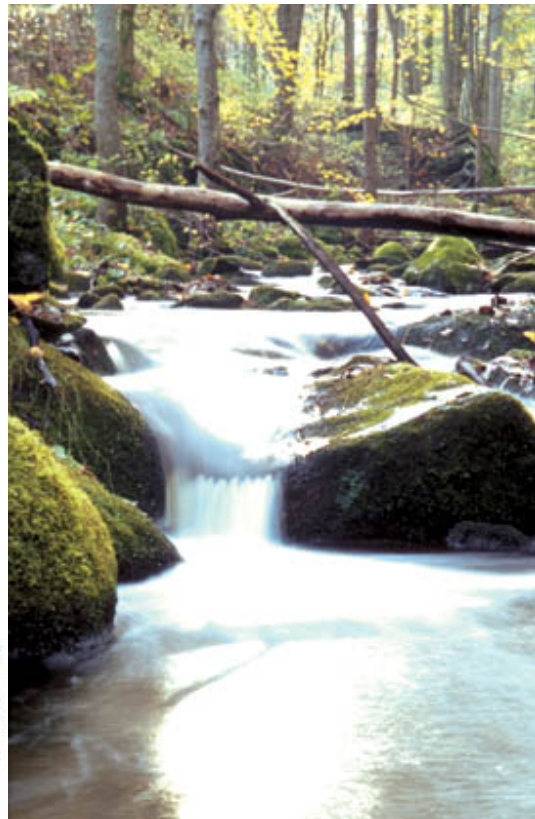
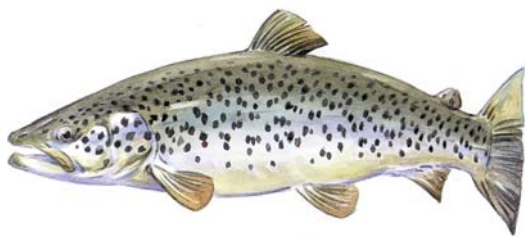
Rapport 76 från Vätternvårdsförbundet

Öring i Vätternbäckar

Mikael Ljung, Göteborgs Universitet

Det runt Vättern gemensamma projektet ”Biotopkartering Vätternbäckar” syftade till att beskriva miljöerna i och kring vattendragen men det syftade också till att beräkna både reell och potentiell öringproduktion. För öringproduktionen i bäckarna uppkom frågeställningen om tätheterna av öring skiljer sig med olika avstånd från Vättern vilket i så fall skulle kunna påverka slutresultatet. Att tätheter skiljer sig finns nämligen beskrivet i litteraturen d v s att ju längre ifrån födolokalen (Vättern) man befinner sig desto mindre tätheter. Dessutom skiljer sig såväl ålderstrukturen som könsstrukturen med avståndet. Denna information var synnerligen angelägen att ha för Vätternbäckarna vid beräkningarna som i sin tur baserar sig på befintliga elfisken i ett stort antal tillflöden till Vättern.

Författaren till föreliggande rapport har utrett frågan med skillnaderna vad gäller ovan frågor i ett par Vätternbäckar. Mikael Ljung har undersökt fisken i upp till nästan 20 lokaler i en och samma tillflöde för att belägga sina hypoteser. Denna form av undersökning är givetvis även önskvärd även i de ordinarie miljöundersökningarna men aldrig möjliga att utföra p g a tid och ekonomi. Därför bidrar detta arbetet med nyttig information.



Rapport 77 från Vätternvårdsförbundet

Vägtrafikrelaterade föroreningars spridning till Vättern och dess tillflöden

Marie Lundgren, Ingenjörhögskolan i Jönköping

Rapporten är utförd såsom examensarbete vid högskolan i Jönköping. Syftet med examensarbetet var att undersöka vägtrafikrelaterade föroreningars spridning till Vättern och dess tillflöden med analyser i två Vätterbäckar utmed E4: an mellan Huskvarna och Ödeshög.

Beräkningar baserades på de rådata som analysföretaget Analytica tog fram samt bäckarnas flöden till Vättern. Månatliga analyser togs mellan oktober 2002 och februari 2003 i både vatten och sediment. Beräkningarna är främst gjorda på vattenanalyserna. Även sedimentanalyser har gjorts. Närmare undersökning gjordes på utvalda ämnen som är vanliga och kan sägas härstamma från vägtrafiken. De utvalda ämnena var *PAH: er, bensen, toluen, bly, koppar, zink, krom, kadmium, nickel, klor, natrium och MTBE.*

Resultatet för salterna (klor och natrium) visar på höga halter nedströms i bäckarna. En stor del av vägsaltet som sprids på vägarna för halkbekämpning under vinterhalvåret ser ut att hamna i Vätterbäckarna för att sedan transporteras ut i Vättern. De studier som har gjorts på PAH: er visar på värden under detektionsgränsen och därför krävs mer ingående analyser för att få mer information om dessa. Metallerna är svåra att följa men det finns tendenser som visar på att högre halter av vissa ämnen kan gå ut i Vättern, exempelvis bly och krom.



Rapport 78 från Vätternvårdsförbundet

Konsekvensklassificering för Vättern, Norr

Matti Envall, Vägverket Konsult, Jönköping

Syftet med projektet har varit att slutföra konsekvensklassificeringen av Vättern samt dess tillrinnande vattendrag med avseende på farligt godsolyckor. Dessutom har projektet haft en målsättning att ta fram en prioriteringslista över skyddsåtgärder längs vissa utsatta vägsträckor inom Vätterns norra del, i Askersunds kommun.

För riskanalysen som ligger till grund för prioriteringslistorna har samma bedömningssystem används som i Vätternvårdsförbundets rapporter nr 49, nr 58 och nr 60. Två prioriteringslistor har tagits fram för de 37 objekten inom Vägverket Region Mälardalen, i Askersunds kommun. Den ena tar hänsyn till risker både för själva vattendragen och för Vättern. Den andra prioriteringslistan bygger på riskerna för Vättern utan hänsyn till konsekvenser för de tillrinnande vattendragen. Jämfört med tidigare utförda konsekvensklassificeringar i andra kommuner runt Vättern är det fler konfliktpunkter som får höga riskpoäng inom Askersunds kommun. Detta beror på att både väg 49 och väg 50 är belägna nära Vättern vilket medför korta rinntider mellan väg och Vättern. En annan viktig parameter är att både väg 49 och väg 50 är rekommenderad färdväg för farligt gods och på vissa delar håller låg standard där vägbredden endast är ca 6-7 meter vilket har medfört en hög sannolikhetsklass.

De konfliktpunkter mellan vattendrag och väg som får de högsta riskpoängerna sett till både vattendraget och Vättern är Bodaviken, Hilleviksbäcken, Lilla Sundet och Stora Hammarsundet. Detta beror till stor del på att Bodaviken, Lilla Sundet och Stora Hammarsundet alla utgör en del av Vättern. För Hilleviksbäckens del beror det på en mycket lång konsekvensklass 3-sträcka. Ser man enbart till risken för Vättern får Hilleviksbäcken och Bodabäcken de högsta riskpoängerna. Däremot får Lilla Sundet och Stora Hammarsundet sällskap av ytterligare 6 stycken objekt, nämligen Råbäcken, Kvarnsjöbäcken, Stora Koviksbäcken, Åviken, Bodabergsbäcken och Laxbäcken. Att just dessa objekt får höga riskpoäng sett enbart till Vättern beror till stor del av att alla objekten har långa till mycket långa konsekvensklass 3-sträckor samt att sannolikhetsklassen med avseende på farligt godsolyckor bedöms vara 2 eller 3 vid själva konfliktpunkten.



2. Sammanfattning

Väder och vatten

Under 2002 låg temperaturerna under hela perioden från januari till september över de normala. Augusti var ovanligt varm, vilket medförde att sommaren som helhet blev exceptionellt varmt. Under augusti var det dessutom mycket soligt och torrt. Även september var mycket torr, vilket sammantaget medförde att vattenståndet i Vättern blev lågt under hösten och förvintern. Under resten av året var nederbördsmängderna i allmänhet något högre än normalt.

Vattenkemi i utsjön och tillflöden

Närsaltsnivån och mängden organiskt material i Vättern har under senare år varit på en förhållandevis stabil nivå. Totalkvävehalten överstiger miljömålet med nästan det dubbla, medan fosforhalten väl uppfyller miljömålet.

Transporten av närsalter och organiskt material har under den senaste treårsperioden varit fortsatt lägre än vad som har varit vanligt under senare tid. Detta gäller såväl via tillflödena som för sjöns utlopp. Metallhalterna i Malmabäcken och Lillån var liksom tidigare år betydligt högre än i övriga undersökta vattendrag. Koppar, bly- och zinkhalterna i Malmabäcken var så höga att det finns risk för biologiska effekter.

Växt- och djurplankton

Årets växtplanktonmängder var förhållandevis normala så väl under våren som under hösten. Vårutvecklingen dominerades av stora kiselalger av bl. a. släktena *Aulacoseira* och *Cyclotella*. I juli var det däremot dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* som dominerade växtplanktonsamhället. Mängden vårutvecklande kiselalger bedöms vara liten och totalvolymen av växtplankton i augusti var mycket liten.

Den totala biovolymen av djurplankton var större än vanligt i augusti. Den högre biovolymen år 2002 beror inte på ökad individtäthet utan framförallt på att kräftdjuren hade utvecklats mer än vanligt och därigenom var större. Hjuldjuren hade i år en lägre biovolym än normalt. Detta orsakades dels av låga individtätheter, dels av en mindre medelstorlek än normalt då den storväxta *Asplanchna priodonta* för andra året i rad saknades i proven.

Bottenfauna

Bottendjursbeståndet dominerades antalsmässigt som vanligt av vitmärlor och glattmaskar. Bestånden av dessa var rekordstora vid Visingsö. Dessutom var förekomsten av glattmaskar större än normalt vid St. Aspön, medan förekomsten av vitmärlor vid Omberg var större än vad som har varit normalt under senare år. Tätheten av glattmaskar var däremot den minsta som noterats vid Omberg.

Öring i tillflöden

Genom att med undersökningar följa fiskbestånden och den naturliga öringproduktionen i sex vattendragen, fås en bild av bäckarnas miljöstatus och eventuella förändringar. Likaså fås en bild av den naturliga rekryteringen hos de ur fiskesynpunkt värdefulla öringbestånden. Undersökningarna omfattar visserligen endast ett fåtal av Vätterns tillrinnande vattendrag och elfiske sker där på en lokal i respektive vattendrag. De bedöms ändå ge en för vattenvårdsarbetet relevant och viktig information.

Sammantaget visar dessa fångstdata på relativt stabila bestånd av öring. De beståndsfuktuationer som noterats är troligtvis i huvudsak resultat av naturliga variationer. Fyra av sex tillflöden bedöms ha en nära nog optimal rekrytering, och resterande 2 en god rekrytering.

Harrlek i Vätterns tillflöden

Undersökning i samband med harrleken har sedan 1997 utförts i två Vätterbäckar, Röttleån och Hornån, på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Undersökningarna ingår som en del i ett regionalt miljöövervakningsprogram för Vättern och dess tillrinnande vattendrag.

Vid de första kontrollerna i slutet av april observerades endast ett fåtal harrar. Dessa uppvisade inte något revirhävande beteende eller lekaktivitet. I början av maj ökade antalet harrar något och då observerades även två par med tydligt lek-beteende. Vid den sista kontrollen var observationerna av harr åter färre och varken lek eller revirhävande beteende kunde ses hos kvarvarande individer.

Allmänt kan påpekas att i förhållande till tidigare år observerades relativt få harrar under våren 2003. Om resultaten 2003 skall tolkas som en minskning av lekbeståndet är dock ännu oklart. Vid vårens sista harrkontroll i bäckarna observerades pågående lek av flodnejonöga.

Pelagisk fisktäthet

I Vättern dominerar nors det pelagiska fisksamhället. Beståndet fluktuerar mellan åren men kan grovt sägas utgöras av 400-4500 norsar per hektar sjöyta. Det kan alltså skilja en tiopotens i beståndsstorleken mellan år! Norsen gynnas varma somrar då de unga fiskarna hinner tillväxa ordentligt inför vinterns svältperiod. Åren 1992, 1994, 1997, 2000 och 2002 var norsbestånden rika. År 2002 var det årsungar utgjorde hela 95% av beståndet. År 1999 var årsklassen svagast under hela perioden 1988-2002.

Beståndet av siklöja är generellt ca 10 gånger mindre än norsbeståndet. I sjön förekom en osedvanligt rik årsklass av siklöja den varma sommaren 1992 (580 ind/ha) medan beståndet var svagt 1988, 1997, 1998 och 2002, under 50 ind/ha). År 2002 var beståndet av siklöja åter svagt efter ha under 1999-2000 varit medelgott. Under 2002 var tillgången på ensomriga individer dock något bättre än tidigare år.

Nederbörds kemi

Under det hydrologiska året 01/02 regnade det 560 mm på Visingsö vilket var ca 15% mer än normalt. Deposition av kväve var och svavel närmar sig vad som Naturvårdsverket har uppsatt som mål som skall vara uppnådda 2010 (3 kg S och 5 kg N/ha*år). Under 2002 föll ca 2,1 kg/ha svavel och ca 5 kg/ha kväve över Vättern. Surheten i nederbörden var ca 5,0 (pH) vilket var något högre

än normalt. Under 2002 föll det förhållandevis normlat med klorid, 14 kg/ha över Vättern.

Den tidigare utvecklingen med minskat nedfall av tungmetaller verkar hålla i sig under 2002. Speciellt gäller det bly och kadmium, där resultaten från 2002 visar mindre nedfall (eller samma som) tidigare noterade lägsta värde. Resultaten från 2002 visar inget anmärkningsvärt, men något större deposition i maj, juni och juli än under vintermånaderna. Liksom för tungmetallerna förklaras det delvis av riklig nederbörds mängd i juni och juli.

Häckande fåglar i Vättern 2002

Efter ett möte sammankallat av Länsstyrelsen Östergötland i augusti 2001 fick Vätternvårdsförbundet uppdraget att ta fram ett förslag till övervakningsprogram för sjöfågel i Vättern.

Totalt inventerades 85 lokaler/öar/ögrupper under perioden juni 2003. Merparten av lokalerna ligger i den örikare norra delen av sjön. Totalt inräknades 2291 revirhävande måsfåglar på Vätterns fågelskär att jämföra med fjolårets 2236. Fisktärna och skrattnås har ökat medan gråtrut, fiskmås och silvertärna minskat. Bland vadare har fler par av strandskata och drillsnäppa registrerats. Något förvånande noterades färre par vitkindade gäss – en art som annars är på frammarsch som häckfågel i Götaland. Antalet skarvar har ökat med ca 10 %.

3. Vattenståndet i Vättern 2002-2003

Vattenståndsmätningar i Motala

Vattenståndet i Vättern har regelbundet observerats vid Motala sedan 1832. Dagliga observationer påbörjades 1858. Från och med 1926 har vattenståndet registrerats kontinuerligt. Det är således ett tämligen unikt datamaterial för vattenstånd som finns tillgängligt. På Vätternvårdsförbundets sekretariat finns det datalagt registreringar sedan 1900 och framåt.

De noggranna vattenståndsmätningarna utgör en viktig del i den reglering av Vättern som finns vid Motala ström. Regleringen utbyggdes 1929 för kraftändamål. Totalt beräknas utbyggbar fallhöjd uppgå till 85 m i Motala ström, varav ca 83 m utnyttjas för kraftproduktion. Regleringen utförs utifrån äldre data om Vättern "naturliga" d v s oregerade yta så att det är den naturliga avbördningen som tappas. Vid en övre nivå tillåts Vättern svämma över regleringsnivå. Det är värt att poängtera att Motala Ström tycks vara en "flaskhals" för uttransport av vatten under vissa år varvid vattenytan stiger.

Vad säger vattendomen?

Det finns flera vattendomar för Vättern. Vätternvårdsförbundet har uppgifter om 47 vattendomar rörande Vättern. Emellertid är det endast ca sju stycken som rör vattenståndet och reglering. Den vattendom som gäller för reglering och vattenushållningsbestämmelser heter "Dom 580409 i Mål AD 51/1946". Denna vattendom har varit omdebatterad under senare tid på grund av att Vättern steg kraftigt under 1998/99 till "ovanligt" höga nivåer. Som följd uppstod en rad incidenter på såväl privata tomter som på kommunala dagvattennät. Även en hög erosion av stränder kunde noteras på flera ställen runt sjön.

Vattendomen för Vättern säger vidare:

"Det reglerade vattenståndet får icke överstiga det naturliga med mer än 9 cm när det naturliga vattenståndet skulle varit högst +88,30 möh. Vid naturligt vattenståndet +88,70 eller högre nivåer skall dämning icke få förekomma. Vid naturliga vattenstånd mellan +88,30 och +88,70 skall dämningen minska rätlinjigt från 9 cm till 0."

Detta betyder i klartext att Vättern inte har någon maxhöjd som styrs av regleringen utan är att anses som naturlig variation i magasinet. Vidare anges de karakteristiska vattenstånden för Vättern beräknade från perioden 1858-1945 till:

| | | |
|--------------------------|-----|--------|
| Högsta vattenstånd | HHW | +89,08 |
| Normalt högvattenstånd | NHW | +88,66 |
| Normalt medelvattenstånd | Mw | +88,48 |
| Normalt lågvattenstånd | NLW | +88,28 |
| Lägsta vattenstånd | LLW | +87,98 |

I vattendomen slås det också fast att vattenståndet endast får mätas i Motala. Det finns andra peglar runt Vättern men dessa är ej gällande för regleringen.

Utmärkande för Vättern är de fleråriga fluktuationerna som är större än variationer under enskilt år. Vattenståndsvariationerna i Vättern är normalt förhållandevis små 40-50 cm, (maximalt ca 100 cm för perioden 1940-1999). Anledningen till de små variationerna, oftast ± 30 cm, och flerårsfluktuationerna är Vätterns stora yta i förhållande till genomrinnande vattenmängd.

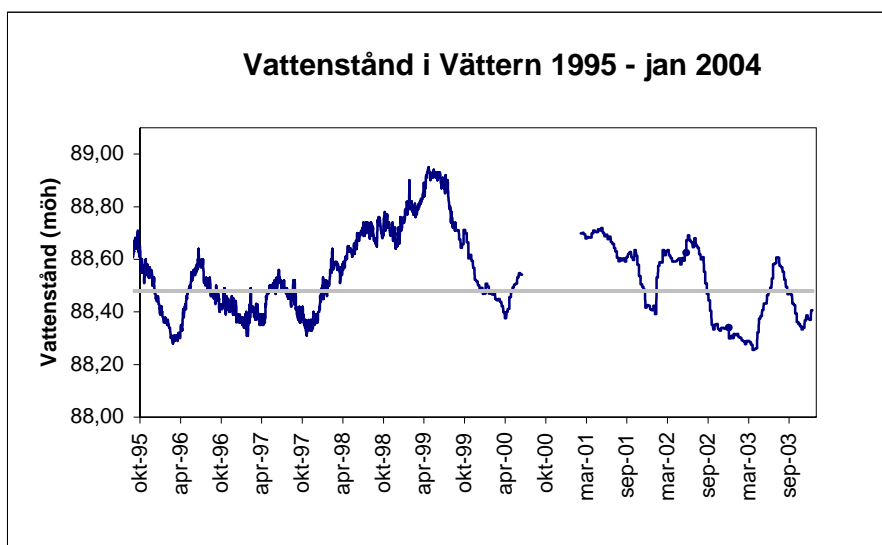
Vattennivån mäts via en automatisk avläsare. Kontrollmyndighet gentemot vattendomen är SMHI som också är datavärd.

Hur var vattenståndet 2002 och 2003?

Vattenståndet steg under 2002 från vid årets ingång ca 88,40 möh till en högstanivå i slutet av juli 2002 (88,69 möh). Därefter sjönk vattenståndet och nådde en lägsta nivå den 27 april 2003 med 88,26 möh. Från maj månad 2003 så steg Vättern osedvanligt snabbt för att nå en förhållandevis hög nivå i mitten av augusti. Vattenytan låg då på dryga 88,60 d v s ca 12 cm över normalvattenståndet. Därefter har en nederbördsfattig och torr höst lett till att vattenståndet återigen sjönk till 88,37 möh vid 2003 års utgång.

Tabell 1. Karakteristika över vattenståndsdata 1990-2003. För 2000 saknas vissa data.

| Vattenstånd i Vättern (m) | | | | |
|---------------------------|-------|-------|-------|---------|
| | 2001 | 2002 | 2003 | 1990-02 |
| medel | 88,63 | 88,52 | 88,40 | 88,47 |
| range | 03 | 0,39 | 0,35 | 0,75 |
| min | 88,42 | 88,30 | 88,26 | 88,20 |
| max | 88,72 | 88,69 | 88,61 | 88,95 |



Figur 1. Vattenståndet i Vättern 1995-2002. Hori-
sontell linje indikerar medelvattenståndet enligt
vattendomen, 88,48 möh.



4. Vättern och dess tillflöden 2002

Lars Sonesten, Gunnar Persson, Isabel Quintana och Gesa Weyhenmeyer
Institutionen för miljöanalys, SLU

Innehåll

Förord

4.1 Väderlek och vattenstånd i Vättern

4.2 Vattenkemi i Vättern

4.3 Vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp

4.4 Växtplankton i Vättern

4.5 Djurplankton i Vättern

4.6 Bottenfauna i Vättern

4.7 Litteraturhänvisningar

Bilagor

Bilaga 1. Vattenkemiska och -fysikaliska parametrar inom provtagningsprogrammet för Vättern.

Förord

Institutionen för miljöanalys vid SLU har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet utfört undersökningar inom den regionala miljöövervakningen i Vättern, samt dess tillflöden och utlopp, under 2002. I uppdraget ingår provtagning, analys och utvärdering av vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna.

Provtagning, samt kemiska och biologiska analyser har utförts enligt ”Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern (Vätternvårdsförbundet 1996). Provtagningar har i de flesta fall utförts av personal från Institutionen för miljöanalys, och de kemiska och biologiska analyserna har utförts på institutionens ackrediterade laboratorier (SWEDAC nr. 1208). Undantag är kemiska analyser av vattnet i Lillån och Malmabäcken, som har utförts av ALcontrol Laboratories, samt flödesmätningar i vattendragen. Klimat- och vattenståndsdata har erhållits från SMHI.

Lars Sonesten har haft det övergripande ansvaret och redigerat materialet, samt varit ansvarig för utvärderingen av avsnittet rörande den vattenkemiska sammansättningen i Vättern, samt dess tillflöden och utlopp, samt bottenfaunaavsnittet. Klimat och vattenståndsavsnittet har utvärderats av Gesa Weyhenmeyer. Isabel Quintana har ansvarat för artbestämning och utvärdering av växtplanktonmaterialet. Inger Sjöstedt har artbestämt djurplankton, medan Gunnar Persson har utvärderat materialet. Bottenfaunan har artbestämts av Lars Eriksson.

Rapporten innehåller utvalda delar av resultaten från provtagningarna 2002. Den som vill ha tillgång till samtliga analysresultat hänvisas till Institutionen för miljöanalys, SLU. Data finns att tillgå via institutionens hemsida, men utdrag ur materialet går också att beställa enligt faktarutan nedan.

FAKTA 1: Data från Vättern på Internet

Samtliga vattenkemiska och biologiska provtagningsdata från Vättern finns tillgängliga på Internet på adressen: <http://www.ma.slu.se> (hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid SLU). Här finns en länk till databasen för miljöövervakning där data från den nationella miljöövervakningen i sjöar och vattendrag finns lagrade tillsammans med data från en del regionala program, bl.a. Vättern. Denna databas är i sin tur uppdelad i fyra delar - vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna. Välj först en av dessa databaser och sedan det program eller projekt du är intresserad av, t.ex. Vättern. Du erhåller då en lista över aktuella provtagningsstationer. Välj en av dessa stationer genom att klicka på stationsnamnet i stationslistan eller genom att klicka på stationen på kartan. Välj sedan en eller flera parametrar, period (år), säsong (månad) och vattendjup. Du kan sedan välja att få data redovisat i diagram- eller tabellform. Om du vill bearbeta data vidare i andra programvaror, t.ex. i Excel, kan du ladda ner tabeller direkt som textfiler.

Att beställa data

Om Du inte har tillgång till en dator ansluten till Internet går det också bra att beställa data till självkostnadspris per telefon eller skriftligen. Ange stationsnamn, nivå, tidsperiod och variabler om Du beställer data skriftligen. Specialbeställningar som avviker från institutionens ”standardutskrift” görs helst per telefon. Beställningsadressen är: Inst. för miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala
Tel.: 018-67 31 19 (Bert Karlsson) E-post: Bert.Karlsson@ma.slu.se

4.1 Klimat och vattenstånd under 2002

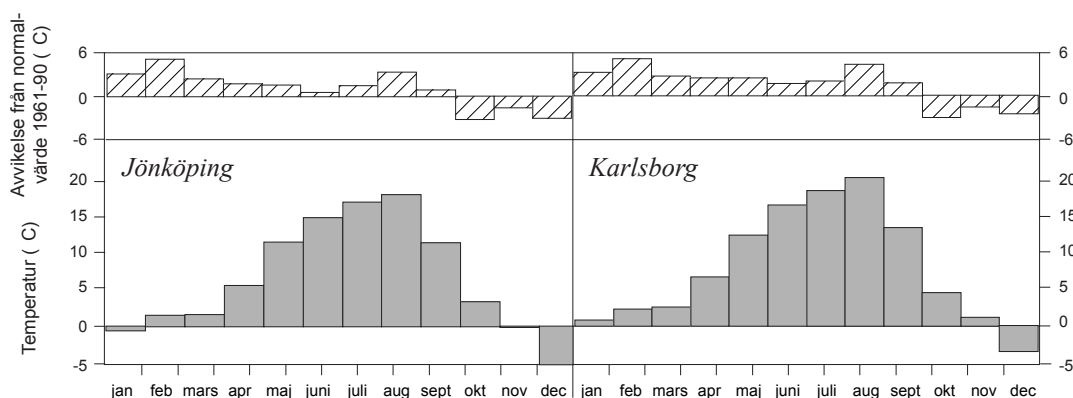
Under 2002 låg temperaturerna under hela perioden från januari till september över de normala. Augusti var ovanligt varm, vilket medförde att sommaren som helhet blev exceptionellt varmt. Under augusti var det dessutom mycket soligt och torrt. Även september var mycket torr, vilket sammantaget medförde att vattenståndet i Vättern blev lågt under hösten och förvintern. Under resten av året var nederbördsmängderna i allmänhet något högre än normalt.

Vinter (januari till februari)

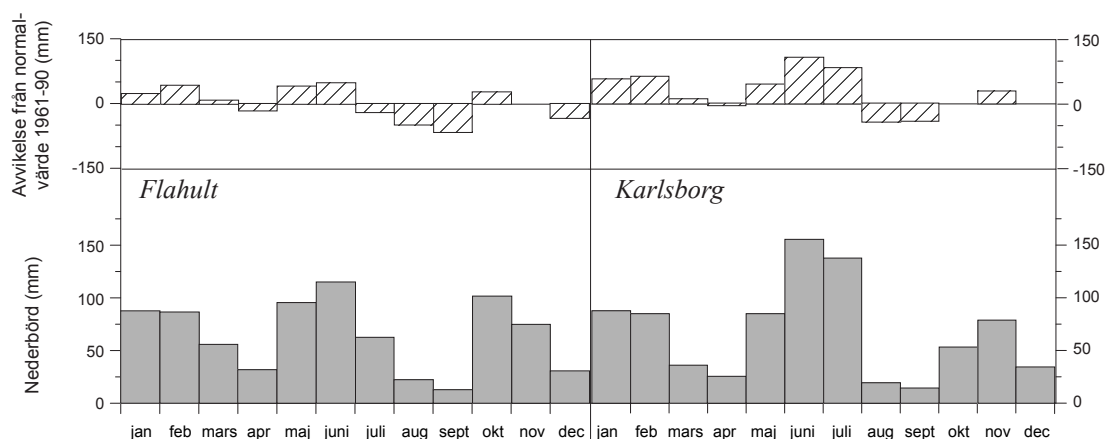
Vintern var betydligt varmare och även nederbördsrikare än normalt (figurer 1 och 2). I februari var medeltemperaturen nästan 6 °C över normaltemperaturvärden för perioden 1961-1990. Den varma vintern medförde att den snö som fanns på marken i början av året smälte snabbt. Fram till april förekom bara några få kalla dagar där ny snö registrerades på marken (figur 3). Som följd av snösmältningen och en del regn (figur 2) blev vattenståndet i Vättern högre än normalt under slutet på vintern (figur 4).

Vår (mars till maj)

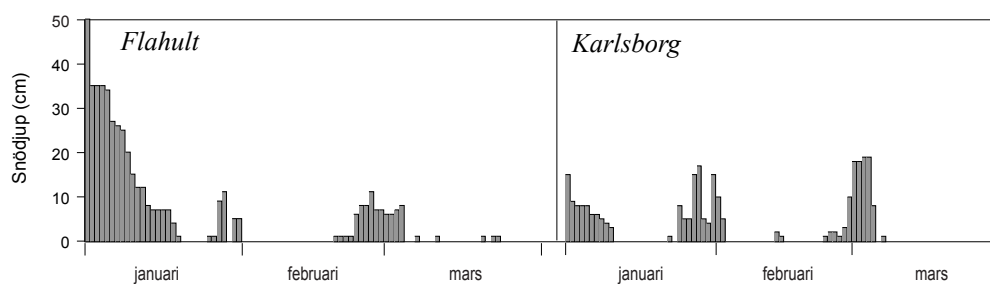
Vattenståndet fortsatte att stiga under mars trots att nederbördsmängden inte var onormalt stora under månaden (figur 2). Först under april började vattenståndet att minska igen för att nå en relativt normal nivå i maj (figur 4). Nederbördsmängderna var under våren något högre än normalt liksom temperaturen (figurer 1 och 2). Även solinstrålningen var något högre än normalt under våren (figur 5).



Figur 1. Månadsmedeltemperatur i Jönköping och Karlsborg 2002. Figurerna visar även skillnaderna mellan lufttemperaturen 2002 och normaltemperaturen 1961-1990. Positiva värden anger högre och negativa värden lägre temperatur än normalt. Data från SMHI.



Figur 2. Månadsnederbörd i Flahult (strax söder om Jönköping) och Karlsborg 2002. Figurerna visar även skillnaderna mellan nederbörden 2002 och normalnederbörden 1961-1990. Positiva värden anger högre och negativa värden lägre nederbörd än normalt. Data från SMHI.



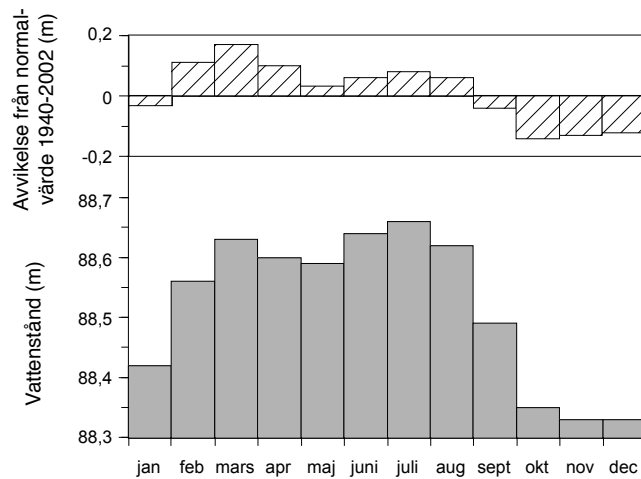
Figur 3. Snödjupet i Flahult och Karlsborg 2002. Data från SMHI.

Sommaren (juni till augusti)

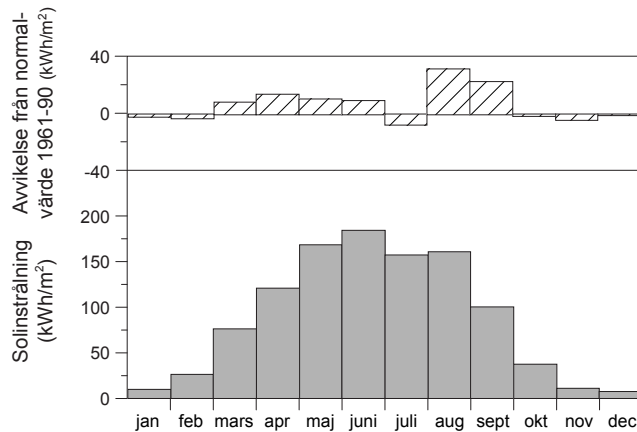
Sommaren 2002 var överlag mycket varm, vilket framförallt berodde på att temperaturen mycket högre än normalt under augusti (figur 1). Augusti var även mycket solig och regnfattig (figurer 2 och 5). Inledningen av sommaren var däremot förhållandevis regnig, vilket gjorde att vattenståndet var högre än normalt under hela sommaren (figur 4).

Höst och förvinter (sept.-dec.)

Sommarvärmens fortsatt fram till mitten av september. Sedan började en kallare period med temperaturer lägre än normalt, medan solinstrålningen var normal (figurer 1 och 5). September var mycket torr, medan resten av året hade nederbördsmängder nära de normala (figur 2). Det torra vädret under augusti och september gjorde att vattenståndet i Vättern var lågt under hösten och förvintern (figur 4).



Figur 4. Månadsmedelvärden för vattenståndet i Vättern 2002. Diagrammet visar även skillnaderna mellan vattenståndet 2002 och normalvattenståndet 1940-2002. Positiva värden anger högre och negativa värden lägre vattenstånd än normalt. Data från SMHI.



Figur 5. Månadssolinstrålning i Norrköping under 2002. Figuren visar även skillnaderna mellan solinstrålningen 2002 och normala solinstrålningsvärden 1961-90. Positiva värden anger högre och negativa värden lägre solinstrålning än normalt. Data från SMHI.

4.2 Vattenkemi i Vättern

Närsaltsnivån och mängden organiskt material i Vättern har under senare år varit på en förhållandevis stabil nivå. Totalkvävehalten överstiger miljömålet med nästan det dubbla, medan fosforhalterna väl uppfyller miljömålet.

Inledning

Syfte

De vattenkemiska provtagningarna avser att:

- beskriva vattenkemiskt tillstånd och förändring i Vättern.
- bedöma påverkan av luftföroreningar, utsläpp, samt av markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom Vätterns avrinningsområde.

Provtagnings- och analysmetoder

Vattenprover tas normalt varje år i mitten av april, maj, juli och augusti på 5 olika vattendjup vid 2 stationer (figur 6 och tabell 1). Sedan 1996 är provtagningsprogrammet reducerat jämfört med de 5 stationer och 7-9 nivåer som tidigare undersöktes.

Prov tas från 0,5 m, 10 m, 30 m, 50 m, samt 1 meter över botten. Temperaturmätning med termistor görs från ytan ned till botten. Från och med 1996 mäts temperaturen varannan meter från ytan ned till 30 m djup, därefter

Tabell 1. Vattenkemiska provtagningsstationer

| Nr Station | Koordinater (x-y) | Maxdjup (m) | Nivåer (m) |
|---------------|-------------------|-------------|---------------------|
| 1 Edesvarna | 642137-140642 | 115 | 0,5, 10, 30, 50, b* |
| 2 Jungfrun NV | 648695-143413 | 75 | 0,5, 10, 30, 50, b* |

* b = 1 m över botten

var 10:e meter ned till botten. Klorofyllprov tas från 0,5 m, samt från det samlingsprov som tas för växtplanktonanalys (0-24 m).

De prov som insamlas i maj och augusti analyseras med avseende på 32 vattenkemiska och fysikaliska variabler ("fullkemi-listan" i tabell 2), medan april och juli proverna endast analyseras m.a.p. 14 parametrar ("stödkemi-listan" i tabell 2). De senare proverna utgör främst ett komplement till växtplanktonprovtagningen.

Inom PMK-programmet för Vättern har man under en lång period använt sig av summan av olika kvävefraktioner (Kjeldahlkväve + nitrit- och nitratkväve) vid bestämningen av totalkvävehalten, istället för totalkväve (persulfatuppslutning). Tills vidare analyseras dessa båda metoder parallellt för att inte förlora möjligheten att göra trendanalyser för hela tidsperioden. I denna utvärdering används dock endast summa-metoden.

Under lång tid har halten löst organiskt material bestämts med hjälp av permanganatförbrukning (KMnO_4). Denna metod har numera ersatts av TOC (totalmängden organiskt kol). Metoderna kördes dock parallellt 1996-2000 för att möjliggöra konverteringar mellan dessa båda analyser.

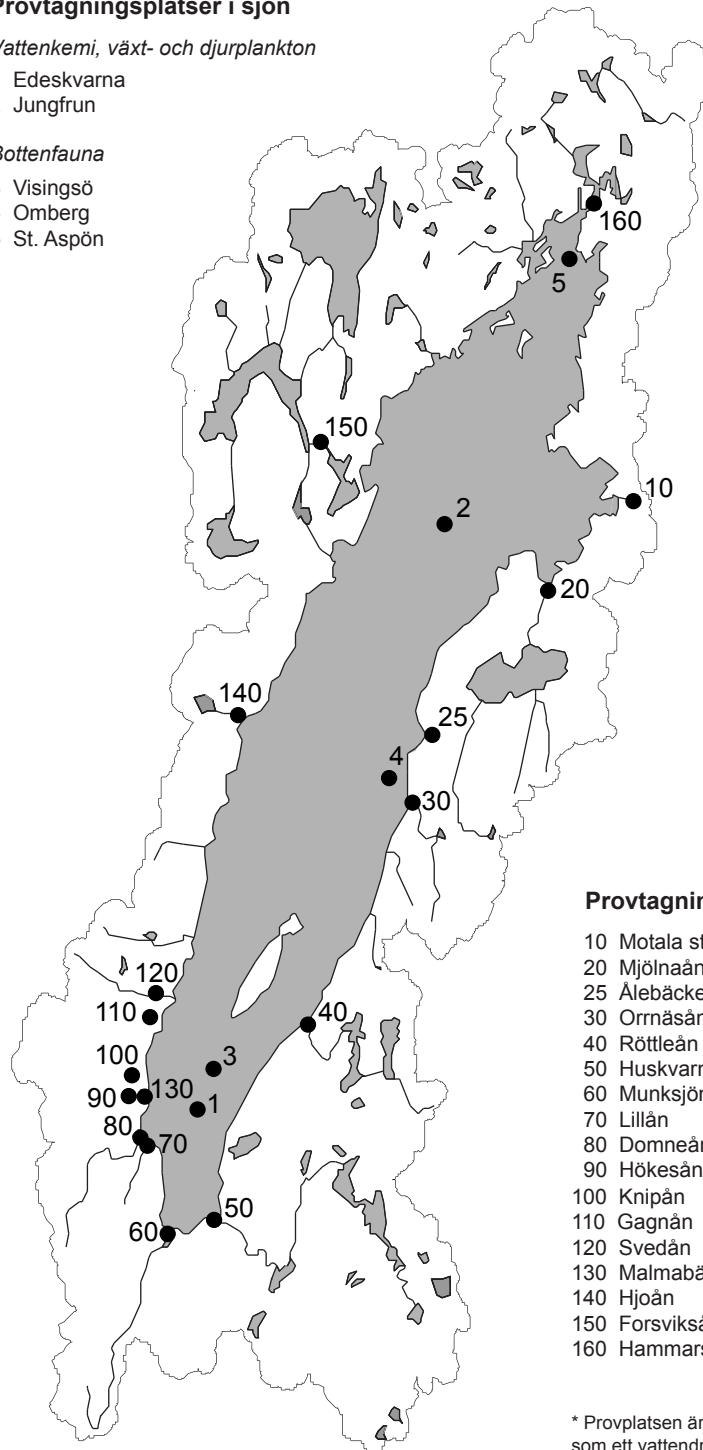
Provtagningsplatser i sjön

Vattenkemi, växt- och djurplankton

- 1 Edesvarna
- 2 Jungfrun

Bottenfauna

- 3 Visingsö
- 4 Omberg
- 5 St. Aspön



Provtagningsplatser i tillflöden

- 10 Motala ström (Vätterns utlopp)
- 20 Mjölneån
- 25 Ålebäcken
- 30 Orrnäsån
- 40 Röttleån
- 50 Huskvarnaåns utlopp
- 60 Munksjöns utlopp
- 70 Lillån
- 80 Domneån
- 90 Hökesån
- 100 Knipån
- 110 Gagnån
- 120 Svedån
- 130 Malmabäcken
- 140 Hjoån
- 150 Forsviksån
- 160 Hammarsundet*

* Provpplatsen är eg belägen i ett sund, men behandlas som ett vattendrag av Vätternvårdsförbundet

Figur 6. Karta över Vätterns avrinningsområde med provtagningslokaler inom den nationella och regionala miljöövervakningen för vattenkemi, växt- och djurplankton, bottenfauna, samt vattenkemi i sjöns tillflöden och utlopp.

Tabell 2. Vattenkemiska variabler inom provtagningsprogrammet för Vättern.

| Fullkemilista (maj och aug.) | Stödkemilista (april och juli) |
|---------------------------------|-----------------------------------|
| Temperatur | Temperatur |
| Siktdjup | Siktdjup |
| pH | pH |
| Konduktivitet | Konduktivitet |
| Kalcium | Ammoniumkväve |
| Magnesium | Nitrit+Nitratkväve |
| Natrium | Organiskt kväve |
| Kalium | Totalkväve |
| Alkalinitet | Fosfatfosfor |
| Sulfat | Totalfosfor |
| Klorid | Tot. organiskt kol (TOC) |
| Ammoniumkväve | Syrgas |
| Nitrit+Nitratkväve | Klorofyll a |
| Organiskt kväve | Kisel |
| Totalkväve | |
| Fosfatfosfor | |
| Totalfosfor | |
| Tot. organiskt kol (TOC) | |
| Absorbans | |
| Syrgas | |
| Klorofyll a | |
| Kisel | |
| Järn | |
| Mangan | |
| Aluminium | |
| Koppar | |
| Zink | |
| Kadmium | |
| Bly | |
| Krom | |

Resultat och diskussion

Nedan redovisas ett urval av resultaten från provtagningsstationerna 2002. De homogena vattenkemiska förhållandena i Vättern gör att vattenkvaliteten på de båda provtagningsstationerna är mycket likartad (se Wilander & Willén 1997). Tidsserier redovisas därför enbart för station Edeskvärna.

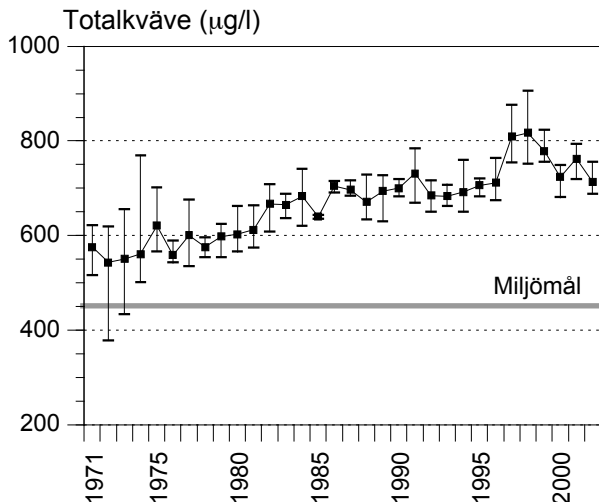
Näringstillståndet

Kväve- och fosforföreningar

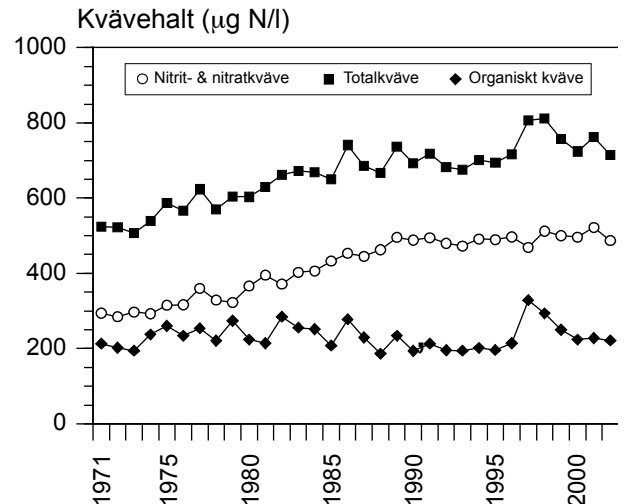
Det har varit en stadigt ökad kvävehalt i Vättern sedan undersökningarna började 1971 (figur 7). Det är framförallt mängden nitratkväve som har ökat under hela perioden (figur 8), förutom de exceptionellt höga totalkvävehalterna under 1997 och 1998 som däremot orsakades av förhöjda halter av organiskt bundet kväve (figur 8).

För totalfosforhalten har det motsatta förloppet noterats i sjöns ytvatten. Halten har mer eller mindre stadigt minskat under den större delen av undersökningsperioden från 1971. Variationen både inom och mellan olika år har dock varit stor, speciellt i undersökningsperiodens början. Under de senaste åren har halten stabiliserats på en nivå strax under 4 µg P/l (figur 9).

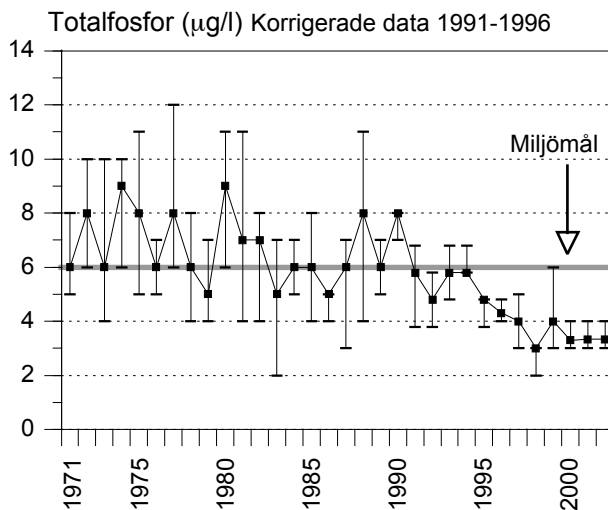
Det är svårt att fastslå orsakerna till den observerade närsaltsutvecklingen i Vättern eftersom det endast finns begränsade uppgifter på belastning från Vätterns tillflöden och direktutsläpp. Tidigare har ett antal olika tänkbara orsaker framförts, t.ex. kortvariga episoder med stor kvävedeposition och/eller interna processer i sjön skulle vara orsaken till de observerade förändringarna. En annan tänkbar orsak är den minskade fosforhalten under åren och därmed en minskad denitrifikation, samt en minskad fastläggning av kväve i sedimentet (Persson m.fl. 1989, Nandorf 2002). Eftersom motsvarande tendenser även har iakttagits för Väneren, är det därför mer troligt att de stora klimatväxlingar som har ägt rum under



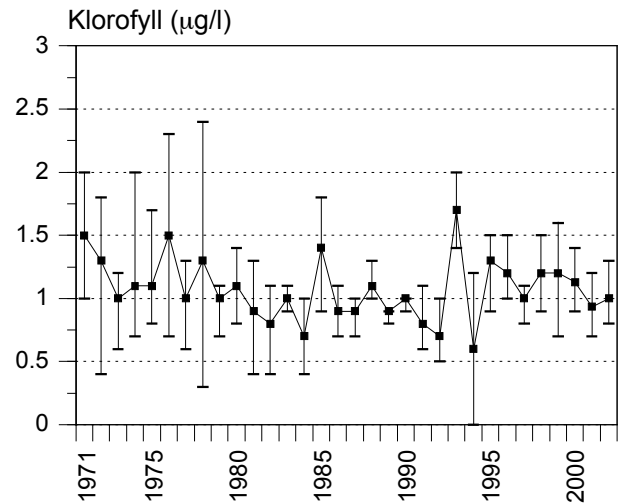
Figur 7. Säsongsmedel-, min- och maxhalter av totalkväve i Vätterns ytvatten (0,5 m) vid Edeskvarna 1971-2002.



Figur 8. Säsongsmedelhalter av organiskt bundet kväve och summan av nitrit- och nitratkväve, samt totalhalterna av kväve i Vätterns ytvatten (0,5 m) vid Edeskvarna 1971-2002.



Figur 9. Säsongsmedel-, min och maxhalt av totalfosfor i Vätterns ytvatten (0,5 m) vid Edeskvarna 1971-2002. Korrigerade värden 1991-96 enligt Sonesten m.fl. (2001).



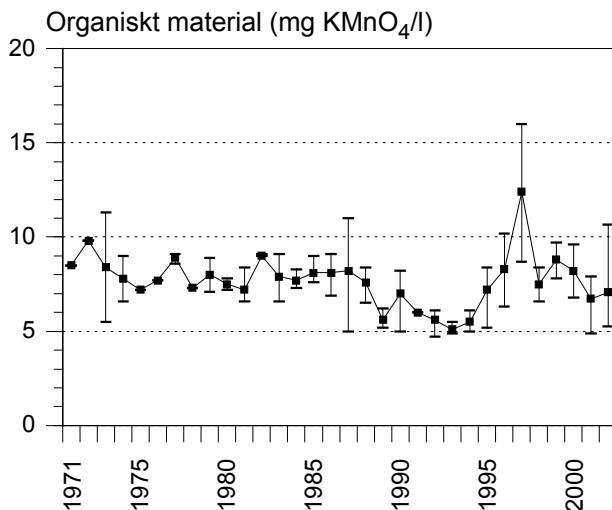
Figur 10. Säsongsmedel-, min och maxhalt av klorofyll i Vätterns ytvatten (0,5 m) vid Edeskvarna 1971-2002.

senare år kan ligga bakom åtminstone en del av de haltförändringar som har observerats under samma tid (Sonesten m.fl. 2001).

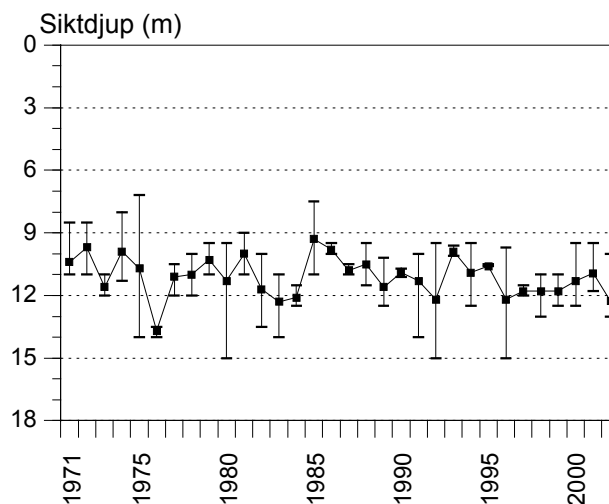
Klorofyll

Vattnets klorofyllhalt som är ett mått på växtplanktonbiomassan är låg i Vättern. Detta är vad man kan förvänta sig i en sjö med ett kallt och klart vatten med låga närsaltshalter

(figur 10). Säsongsmedelhalten har under en stor del av undersökningsperioden, från starten 1971 till början av 1990-talet, varierat kring 1 mg/l, men med en viss tendens till minskade halter under den senare delen av perioden. Under senare hälften av 1990-talet var klorofyllhalten något högre än under senare år, då nivån återigen har varit strax under 1 mg/l.



Figur 11. Säsongsmedel-, min och maxhalt av organiskt material, uttryckt som permanganatförbrukning, i Vätterns ytvatten (0,5 m) vid Edeskarva 1971-2002. Data för 2001-2002 har beräknats m.h.a. TOC ($KMnO_4$ -förbr. = $4,9 * TOC - 6$).



Figur 12. Årsmedel-, min- och maxvärden av siktdjupet i Vättern vid Edeskarva 1971-2002.

Organiskt material

Liksom klorofyllhalten så har mängden organiskt material i vattnet generellt sett minskat under 1970- och 1980-talet, för att sedan öka under senare delen av 1990-talet (figur 11). Haltminskningen mellan 1988 och 1993 har tidigare satts i samband med minskade utsläpp från cellulosaindustrin (Wilander & Willén 1997), men senare års kraftiga fluktuationer tyder på att haltförändringarna åtminstone till en del kan vara en effekt av naturliga klimatvariationer. Detta tyder på att den mänskliga påverkan på förändringarna i mängden organiskt material i sjön skulle kunna vara mindre än man tidigare har trott, vilket innebär att om den mänskliga påverkan på klimatet kommer att fortgå, så kan man förvänta sig att halterna i framtiden kommer att fortsätta att variera på ett likartat sätt.

Siktdjup

Vättern är en förhållandevis näringsfattig klarvattenssjö har följaktligen ett stort siktdjup som under mätperioden från 1971 i medeltal har varierat mellan 9 m och 14 m (figur 12). I genomsnitt varierar siktdjupet under året mellan 9 och 13 m, med ett säsongsmedelvärde på 11 m. Det största uppmätta siktdjupet under hela perioden är 15 m (1980, 1992 och 1996), medan det minsta noterade siktdjupet är 7,2 m (1975). Den generella förhöjning av mängden organiskt material och klorofyllhalten i sjön under den senare delen av 1990-talet förefaller inte ha påverkat siktdjupet märkbart.

4.3 Vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp

Transporten av närsalter och organiskt material har under den senaste treårsperioden varit fortsatt lägre än vad som har varit vanligt under senare tid. Detta gäller såväl via tillflödena som för sjöns utlopp. Metallhalterna i Malmabäcken och Lillån var liksom tidigare år betydligt högre än i övriga undersökta vattendrag. Koppar, bly- och zinkhalterna i Malmabäcken var så höga att det finns risk för biologiska effekter.

Inledning

Syfte

De vattenkemiska undersökningarna i tillflödena och utloppet avser att:

- beskriva vattenkemiska tillståndet och förändringar i Vätterns utlopp och större tillflöden
- ta fram underlag till transportberäkningar för olika ämnen som tillförs Vättern
- ta fram underlag för beräkningar av ämnestransporter i Vätterns utlopp.

Provtagnings- och analysmetoder

Provtagning görs på 0,5 m djup i mitten av varje månad i den centrala delen av respektive strömfåra. Undantaget är Malmabäcken där provtagning endast görs varannan månad. Provtagning sker i vissa större tillflöden, samt i Vätterns utlopp (figur 6, samt tabell 3). Totalt analyseras 22 vattenkemiska och -fysikaliska parametrar ("baslistan" i tabell 4). Därutöver analyseras nio olika metaller i sju av tillflödena ("metall-listan" i tabell 4). Samtliga analyser har utförts med ackrediterade metoder (bilaga 1) vid Institutionen för miljöanalys, SLU, förutom analyser av prov från Lillån och Malmabäcken som har ana-

lyserats av Alcontrol Laboratories. Metallhalter i Lillån och Malmabäcken bestäms endast sex gånger per år.

Vattenflödet, och de därav beroende areal-specifika förlusterna av näringsämnen och organiskt material, via Munksjöns utlopp har korrigerats för vattentillskott från dels Simsholmens avloppsreningsverk dels från tillförsel av vatten från Vättern (via Rocksjö-pumpen) för att öka syrgassättningen av Munksjöns vatten.

Tidigare, när Vätterns tillflöden och utlopp ingick i PMK-programmet, analyserades Kjeldahl-kväve istället för totalkväve (per-sulfat-uppslutning) vid bestämningen av halten totalkväve. Dessutom analyserades permanganat-förbrukning (KMnO_4) istället för TOC vid bestämningen av halten löst organiskt material. Förnärvarande analyseras Kjeldahl-kväve och totalkväve parallellt för att inte förlora möjligheterna att göra trendanalyser för hela tidsperioden. Analyserna av permanganatförbrukning har däremot upphört efter en tids parallellanalys, vilka utfördes för att kunna möjliggöra ev. konverteringar mellan de båda metoderna.

Tabell 3. Provtagningsstationer för vattenkemi i Vätterns tillflöden och utlopp. Provplatsernas läge enligt fig 6.

| Nr | Namn - läge | Koordinater (x-y) (ggr/år) | Analyslista | Frekvens | Anmärkning |
|-----|-----------------------------|----------------------------|--------------------|----------|---|
| 10 | Utloppet Motala Ström (VT1) | 649035145565 | Baslista/Metaller | 12 | Metaller fr.o.m. 2000 |
| 20 | Mjölnaån (VT2) | 646917144480 | Baslista | 12 | |
| 25 | Ålebäcken | 646335143184 | Baslista | 12 | Ny station fr.o.m. 2000 |
| 30 | Orrnäsaån (VT23) | 645625143105 | Baslista | 12 | |
| 40 | Röttleån (VT5) | 643092141875 | Baslista | 12 | |
| 50 | Huskvarnaån utlopp (VT25) | 640881140842 | Baslista/Metaller | 12/12 | |
| 60 | Munksjöns utlopp (SRKF400) | 640750140230 | Baslista/Metaller | 12/12 | |
| 70 | Lillån | 641732140096 | Baslista/Metaller | 12/6 | Provtagning och analys sker genom SRK Södra Vätterns omsorg |
| 80 | Domneån (VT9) | 641827139990 | Baslista | 12 | Nationellt referensvatten-drag |
| 90 | Hökesån (VT18) | 642260139876 | Baslista | 12 | |
| 100 | Knipån (VT19) | 642517139895 | Baslista | 12 | |
| 110 | Gagnån (VT20) | 643167140119 | Baslista | 12 | |
| 120 | Svedån (VT11) | 643451140175 | Baslista/Metaller | 12/12 | Nationellt referensvatten-drag |
| 130 | Malmabäcken | 642260140040 | Baslista /Metaller | 6 /6 | |
| 140 | Hjoån (VT21) | 646546141100 | Baslista | 12 | |
| 150 | Forsviksaån (VT13) | 649590142025 | Baslista/Metaller | 12/12 | Nationellt referensvatten drag |
| 160 | Hamarsundet | 652265145085 | Baslista/Metaller | 12/12 | Provplatsen är eg. belägen i ett sund (se fig 6) |

Tabell 4. Vattenkemiska och -fysikaliska variabler inom provtagningsprogrammet för Vätterns större tillflöden samt utflödet.

| Baslista | | Metallista |
|---------------|---------------------------|------------|
| Temperatur | Ammoniumkväve | Järn |
| pH | Nitrit+Nitratkväve | Mangan |
| Alkalinitet | Organiskt kväve | Aluminium |
| Konduktivitet | Totalkväve | Koppar |
| Kalcium | Fosfatfosfor | Zink |
| Magnesium | Totalfosfor | Kadmium |
| Natrium | Totalt organiskt kol, TOC | Bly |
| Kalium | Suspenderat material | Nickel |
| Sulfat | Absorbans | Krom |
| Klorid | Syrgas | |
| Kisel | | |

Resultat och diskussion

Nedan redovisas ett urval av resultaten från provtagningarna 2002. Den som vill ha tillgång till samtliga data hänvisas till hemsidan för Institutionen för miljöanalys (se FAKTARUTA 1).

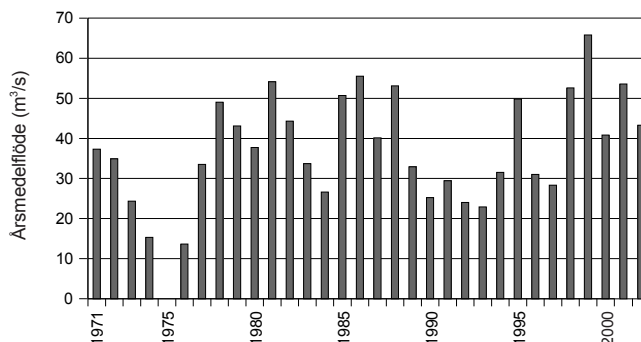
Vattenföringen

Årsmedelvattenföringen i Vätterns utlopp, Motala ström, var under året förhållandevis hög med ett genomsnittligt flöde på 43 m³/s (figur 13). Det höga medelflödet orsakades framförallt av höga vattenflöden under årets första hälft i samband med snösmältning och hög nederbörd (se ”Klimat och vattenstånd under 2002”).

Närsalter och organiskt material

Avrinningens och vattenföringens påverkan på haltutvecklingen i vattendrag är mycket komplex och skiljer sig mellan kväve, fosfor och organiskt material. Transporten av organiskt material uppvisar det tydligaste positiva sambandet med variationer i vattenföringen, dvs. ökande halter vid ökande vattenföring. Även för kväve och fosfor finns det ett svagt samband, men det kan vid vissa situationer även förekomma ett negativt samband med vattenföringen vid låga flöden. Detta orsakas av en minskad utspädning med ytavrinnande regnvatten vid låga flöden.

För att kunna göra en fullständig utvärdering av tidstrender i haltutvecklingen i vattendrag bör man kunna kvantifiera effekter av naturliga klimatsvängningar genom



Figur 13. Årsmedelvattenföringen i Vätterns utlopp i Motala ström 1971-2002.

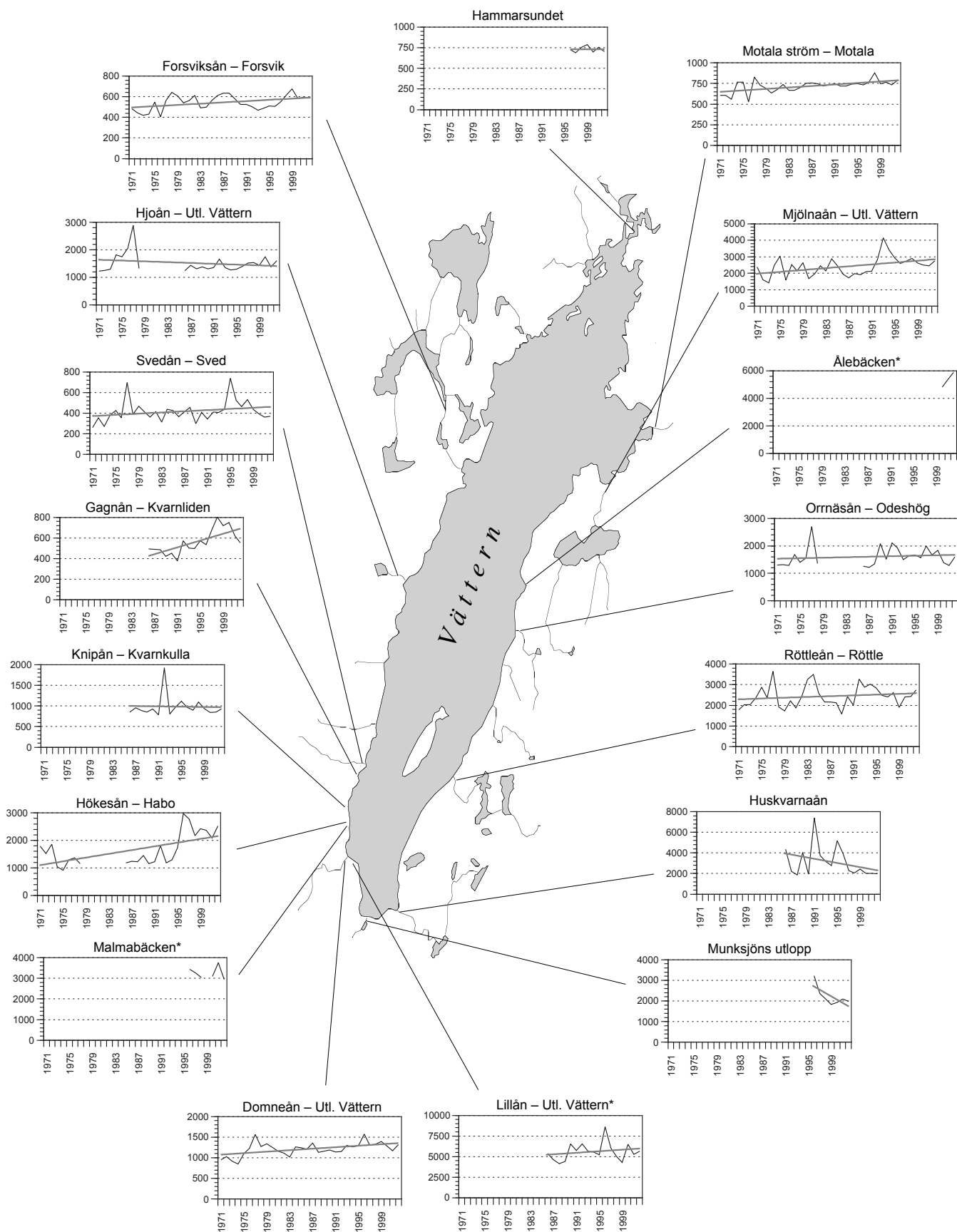
vattenföringens påverkan. Eftersom vattenföringsdata saknas för de flesta vattendrag i Vätterns avrinningsområde är det dock inte möjligt att ge en fullständig bild av de bakomliggande orsakerna till eventuella förändringar.

Kväve

Sedan provtagningarna inleddes i Ålebäcken 2000 har detta vattendrag uppvisat de högsta årsmedelhalterna av totalkväve. I år var medelhalten knappt 5 900 µg kväve per liter, vilket t.o.m. är högre än fjolårets notering och i princip mer än dubbelt så mycket som återfanns vid de flesta övriga vattendrag (figur 14). Endast Malmabäcken är i närheten med 3 000 – 4 000 µg N/liter i genomsnitt. Inom- och mellanårsvariationen är dock stor i Ålebäcken. Den lägsta noterade halten sedan starten i februari 2000 är 843 µg/l (juni 2000) och den högsta knappt 11 000 µg/l (november 2002).

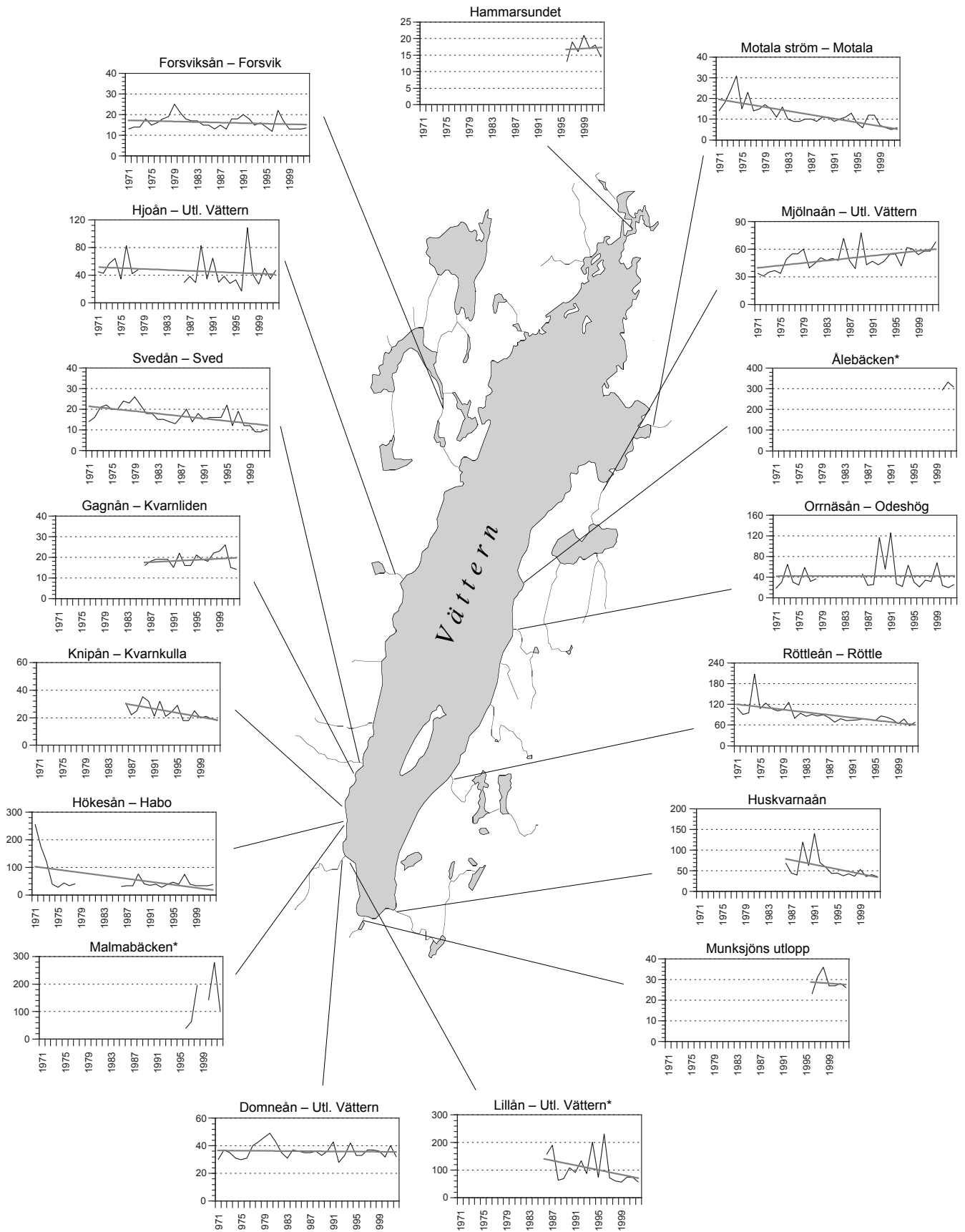
I de flesta av de undersökta tillflödena uppvisar årsmedelhalterna av kväve en tendens till att långsiktigt öka något (figur 14). Ingen effekt av den minskade kvävedepositionen som har skett under senare år kan således urskönjas i dessa vattendrag.

Totalkväve ($\mu\text{g N/l}$)



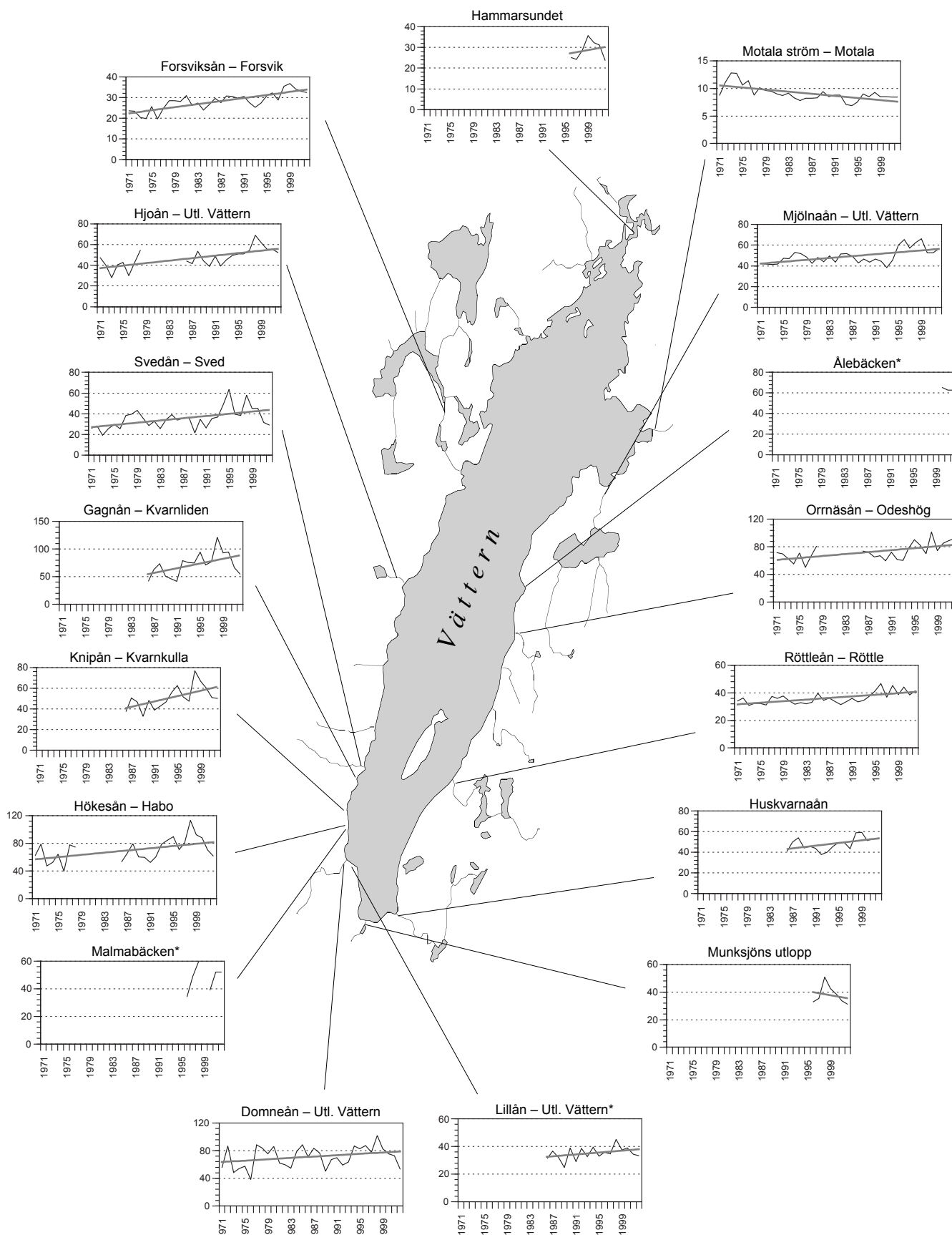
Figur 14. Årsmedelhalter av totalkväve (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp 1971-2002. Tidsutvecklingen illustreras med regressionslinjer (grå). *Totalkväve för Lillån och Malmabäcken analyserat efter persulfatuppslutning (sex prov/år). Ålebäcken ny station sedan 2000.

Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)



Figur 15. Årsmedelhalter av totalfosfor (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp 1971-2002. Tidsutvecklingen illustreras med regressionslinjer (grå). *Data för Lillån och Malmabäcken från sex provtagningar per år. Ålebäcken ny station sedan 2000.

Organiskt material (mg KMnO₄/l*)



Figur 16. Årsmedelhalter av organiskt material, mätt som permanganatförbrukning (svart linje) i Vätterns tillflöden och utlopp 1971-2002. Tidsutvecklingen illustreras med regressionslinjer (grå). *KMnO₄-förbrukningen 2001-2002 har för samtliga vattendrag uppskattats m.h.a. vattnets TOC-halt (KMnO₄-förbrukning $\approx 4,9 \cdot \text{TOC} - 6$). För Lillån, Malmabäcken och Ålebäcken har uppskattningen via TOC gjorts för samtliga år.

Mellanårsvariationen inom de olika vattendragen kan dock vara stor vilket gör att trender skall tolkas med en viss försiktighet.

Fosfor

Liksom för kväve återfanns årets högsta medelfosforhalt i Ålebäcken och även i detta fall var det endast Malmabäcken som hade fosforhalter i samma nivå som Ålebäcken (figur 15). Årsmedelhalten var i år drygt 300 µg P/l i Ålebäcken, medan halten i Malmabäcken var en tredjedel så stor. Dessa två vattendrag uppvisar vanligen fosforhalter som är betydligt högre som vad som noteras för de övriga vattendragen (figur 15). Årsmedelhalter av totalfosfor tenderar att, till skillnad från kvävehalterna, långsiktigt minska något eller att vara på en oförändrad nivå (figur 15). Endast några av de mindre tillflödena som Mjölnaån och Gagnån, uppvisar svaga tendenser till långsiktigt ökande fosforhalter.

Organiskt material

Årsmedelhalterna av organiskt material, uttryckt som kaliumpermanganatförbrukning (KMnO₄) var i år generellt sett något lägre än vad som har varit fallet under senare år och detta gäller speciellt vattendragen som utmynnar på Vätterns västra del (figur 16). Trots detta uppvisar samtliga tillflöden överlag en stadigt ökande trend, medan halterna i Vätterns utlopp (Motala ström) däremot förefaller att sedan 1980-talet ha planat ut på en förhållandevis stabil nivå (figur 16). Halterna av organiskt material i utflödet har efter 1970-talet varit på samma nivå som halterna i sjön (figur 11). Utförsel av orga-

niskt material från omgivande marker beror till mycket stor del på klimatet, vilket gör att de observerade haltökningar i Vätterns tillflöden sannolikt hör ihop med storskaliga klimattrender.

Transport av närsalter och organiskt material

Vid bedömningar av miljötillståndet i tillflödena och utloppet med avseende på näringsämnena kväve och fosfor har Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag använts (Naturvårdsverket 2000, samt tabell 5). Bedömningsgrunderna baseras på arealspecifika förluster av närsalterna och inriktar sig på vattendragens betydelse för transporten av närsalter till sjöar och havsområden. Närsaltsförlusterna utgör också ett indirekt mått på produktionsförutsättningarna för vattendragens växt- och djursamhällen.

De arealspecifika förlusterna baseras på haltmätningar 12 ggr/år under 3 år, samt uppmätt eller beräknad dygnsvattenföring. För Vätterns tillflöden och utlopp har uppgifter om dygnsvattenföring multiplicerats med motsvarande koncentrationer som erhållits genom linjär interpolering mellan mättillfällena. De framräknade dygns-transporterna har summerats årsvis för att erhålla årstransporter. Den arealspecifika förlusten har sedan erhållits genom division med avrinningsområdets yta. Vattenföring mäts eller modelleras kontinuerligt endast i 5 av Vätterns tillflöden, samt i utloppet Motala ström. Detta medför att möjlighe-

Tabell 5. Klassificering av tillstånd i vattendrag med avseende på arealspecifika förluster av kväve och fosfor enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (NV 2000).

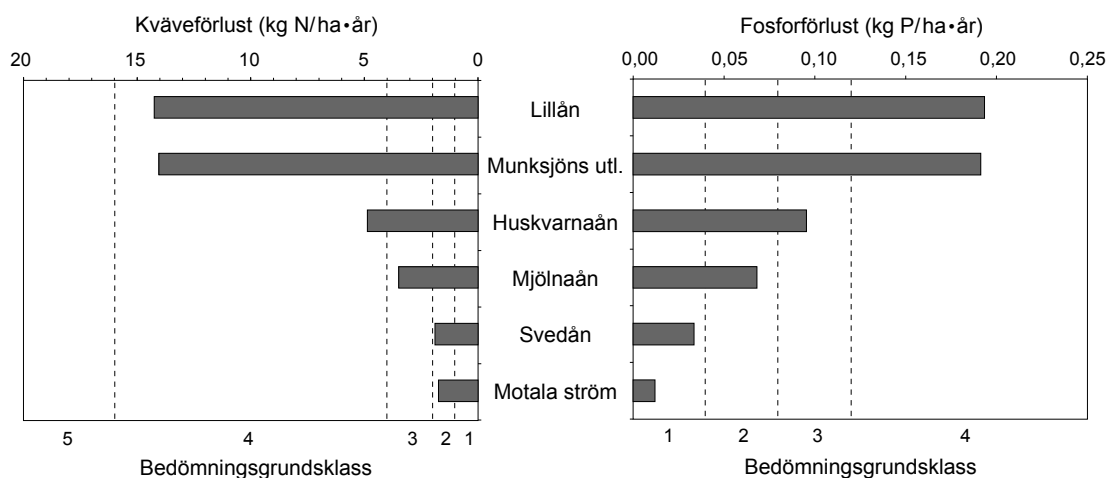
| Klass | Benämning | Arealspecifik förlust | Normalläckage – olika marktyper |
|---------------|-------------------------|-----------------------|--|
| Kväve | | | |
| 1 | Mycket låga förluster | < 1,0 | Fjällhed och fattiga skogsmarker |
| 2 | Låga förluster | 1,0 – 2,0 | Icke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige |
| 3 | Måttligt höga förluster | 2,0 – 4,0 | Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall |
| 4 | Höga förluster | 4,0 – 16,0 | Åkermark i slättbygd |
| 5 | Mycket höga förluster | > 16 | Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning |
| Fosfor | | | |
| 1 | Mycket låga förluster | < 0,04 | Lägsta förlust från opåverkad skogsmark |
| 2 | Låga förluster | 0,04 – 0,08 | Vanlig skogsmark |
| 3 | Måttligt höga förluster | 0,08 – 0,16 | Hyggen, myr/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark |
| 4 | Höga förluster | 0,16 – 0,32 | Åkermark i öppet bruk |
| 5 | Mycket höga förluster | > 0,32 | Erosionsbenägen åkermark |

terna till helhetsbedömningar av det aktuella tillståndet med avseende på närsaltsförluster är begränsade.

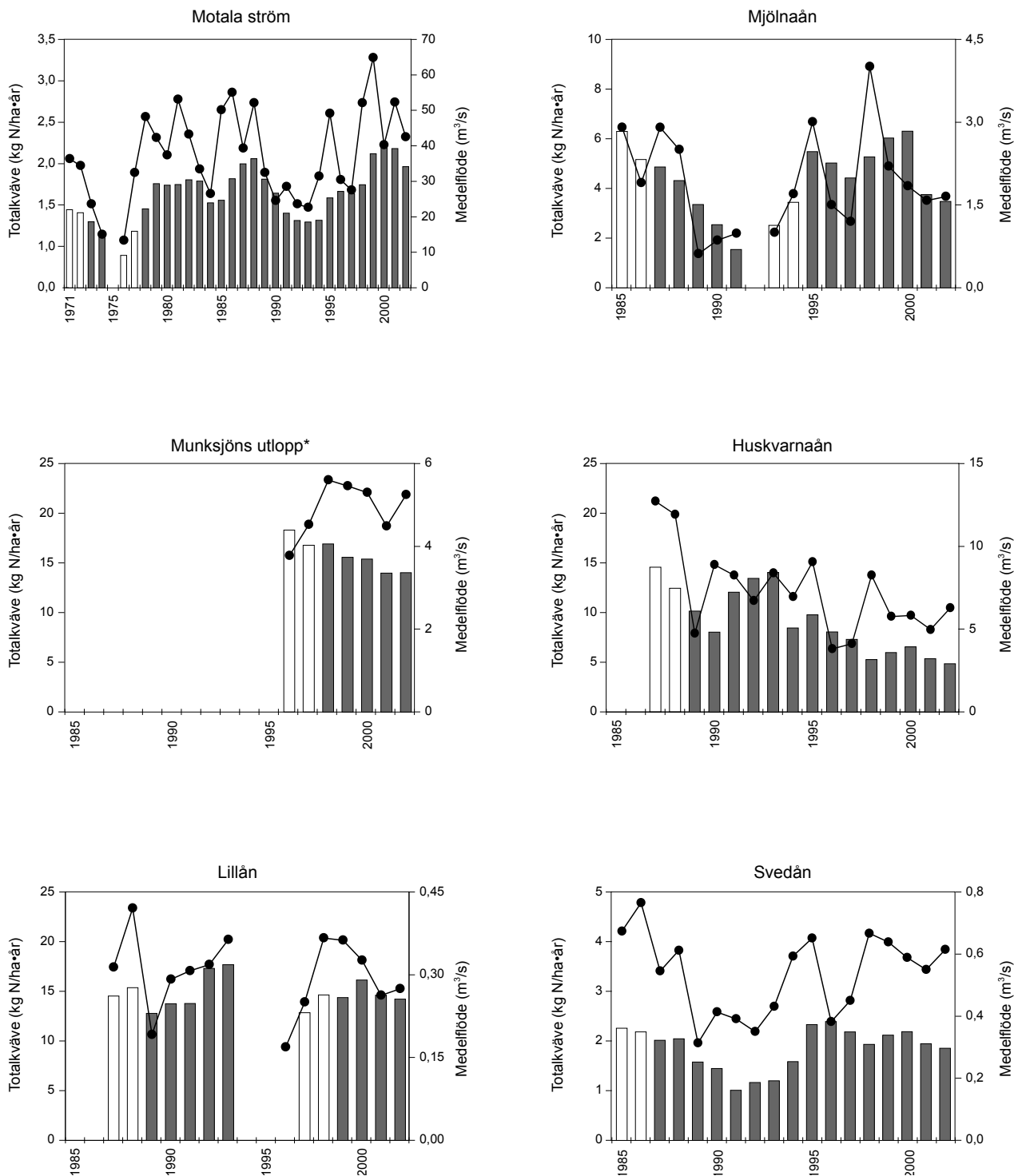
Närsaltsläckaget i Lillån, samt via Munksjöns utlopp i Vättern är betydligt högre än i de övriga undersökta vattendragen (figur 17). Det arealspecifika kväveläckaget är för båda vattendragen nära gränsen till mycket höga förluster (bedömningsklass 5), vilket motsvarar normalt läckage från odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning. Fosforläckaget i båda dessa vattendrag

var högt (klass 4), vilket motsvarar normalläckage från åkermark i öppet bruk. Det arealspecifika närsaltsläckaget via Motala ström är lägst av samtliga undersökta vattendrag (mycket låga fosforförluster och låga kväveförluster), vilket beror på att Vättern fungerar som en effektiv närsaltsfälla.

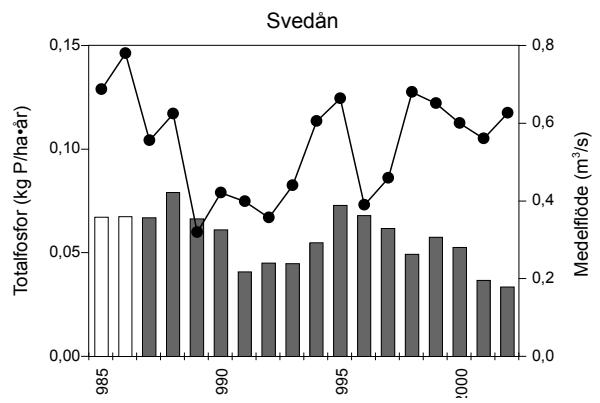
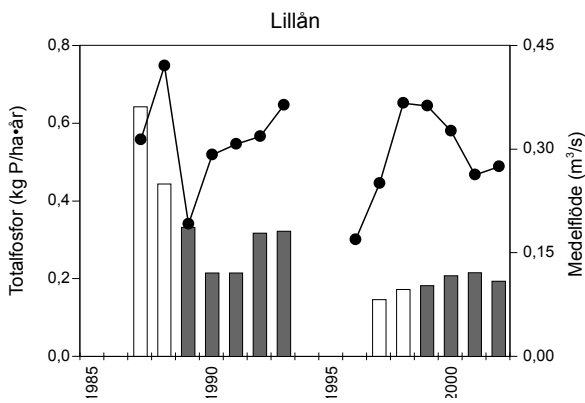
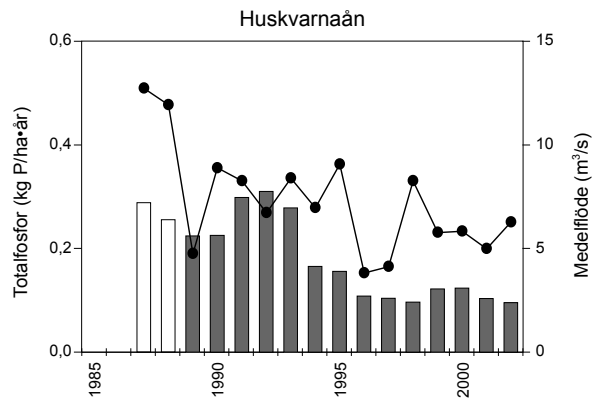
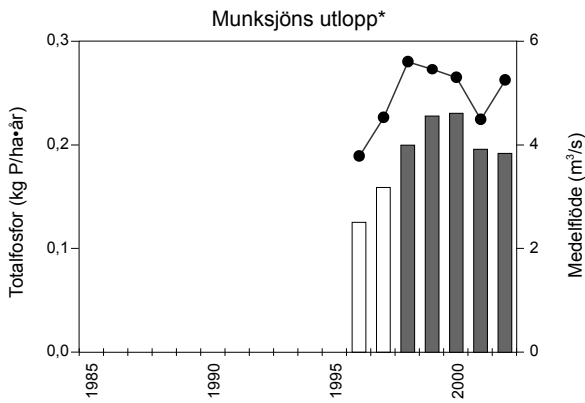
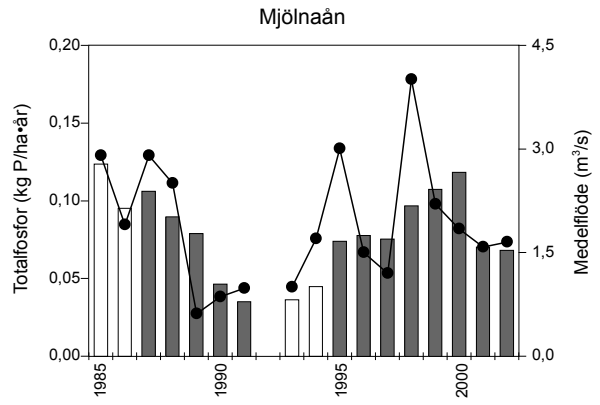
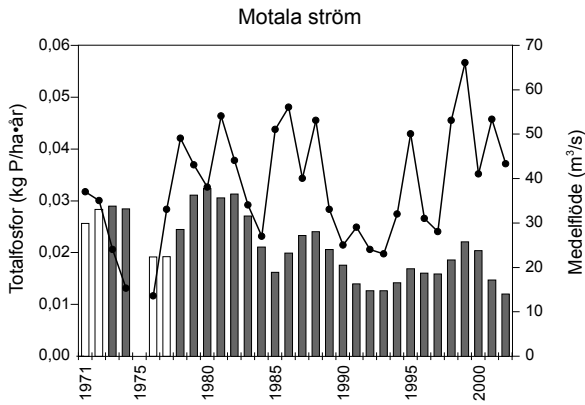
Läckaget av närsalter och organiskt material via tillflödena var under den gångna treårsperioden lägre eller lika stor som motsvarande läckage för perioden 1999–2001. Detta innebär att läckaget generellt sett var den



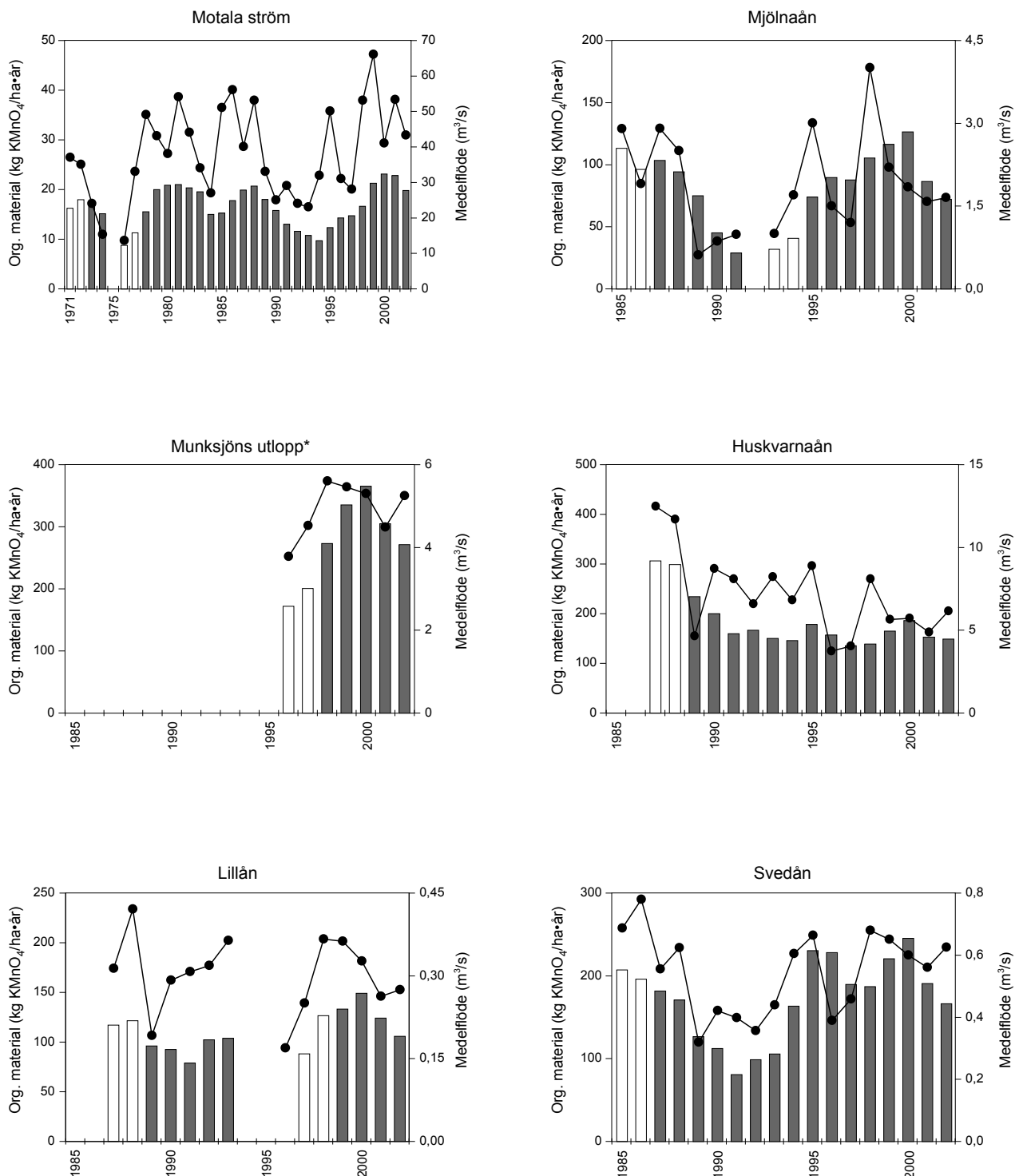
Figur 17. Arealspecifika förluster av kväve (vänster) och fosfor (höger) uttryckt som treårsmedelvärden 2000–2002. Streckade linjer anger klassgränser för bedömningar av miljötillståndet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000).



Figur 18. Areal specifika förluster av kväve för fem av Vätterns tillflöden, samt dess utlopp 1971–2002 uttryckt som treårsmedelvärden (fyllda staplar). Medelvärden baserade på mindre än tre års data markeras med ofyllda staplar. Årsmedelvattenföringen anges som svarta punkter. *Kväveförlusterna via Munksjöns utlopp har korrigerats för vattentillförsel från Vättern (Rocksjö-pumpen) för att öka syrgas-sättningen av Munksjöns vatten, samt vattentillförsel från Simsholmens avloppsreningsverk.



Figur 19. Arelspecifika förluster av fosfor för fem av Vätterns tillflöden, samt dess utlopp 1971–2002 uttryckt som treårsmedelvärden (fyllda staplar). Medelvärden baserade på mindre än tre års data markeras med ofyllda staplar. Årsmedelvattenföringen anges som svarta punkter. *Fosforförlusterna via Munksjöns utlopp har korrigerats för vattentillförsel från Vättern (Rocksjö-pumpen) för att öka syrgas-sättningen av Munksjöns vatten, samt vattentillförsel från Simsholmens avloppsreningsverk.



Figur 20. Areal specifika förluster av organiskt material (KMnO_4 -förbrukning) för fem av Vätterns tillflöden, samt dess utlopp 1971–2002 uttryckt som treårsmedelvärden (fyllda staplar). Medelvärden baserade på mindre än tre års data markeras med ofyllda staplar. Årsmedelvattenföringen anges som svarta punkter. *Förlusterna via Munksjöns utlopp har korrigerats för vattentillförsel från Vättern (Rocksjö-pumpen) för att öka syrgassättningen av Munksjöns vatten, samt vattentillförsel från Simsholmens avloppsreningsverk. KMnO_4 -förbrukningen har för 2001-2002 uppskattats med vattnets TOC-halt (KMnO_4 -förbrukningen $\approx 4,9 \cdot \text{TOC} - 6$). För Lillån har KMnO_4 -förbrukningen uppskattats m.h.a. TOC för hela perioden 1997-2002.

lägsta treårsperioden under senare tid (figur 18 - 20). Även uttransporten av närsalter och organiskt material från Vättern via Motala ström var lägre än under senare år (figur 18 - 20), men om detta är ett trendbrott är för tidigt att säga.

Metallhalter i vattendragen

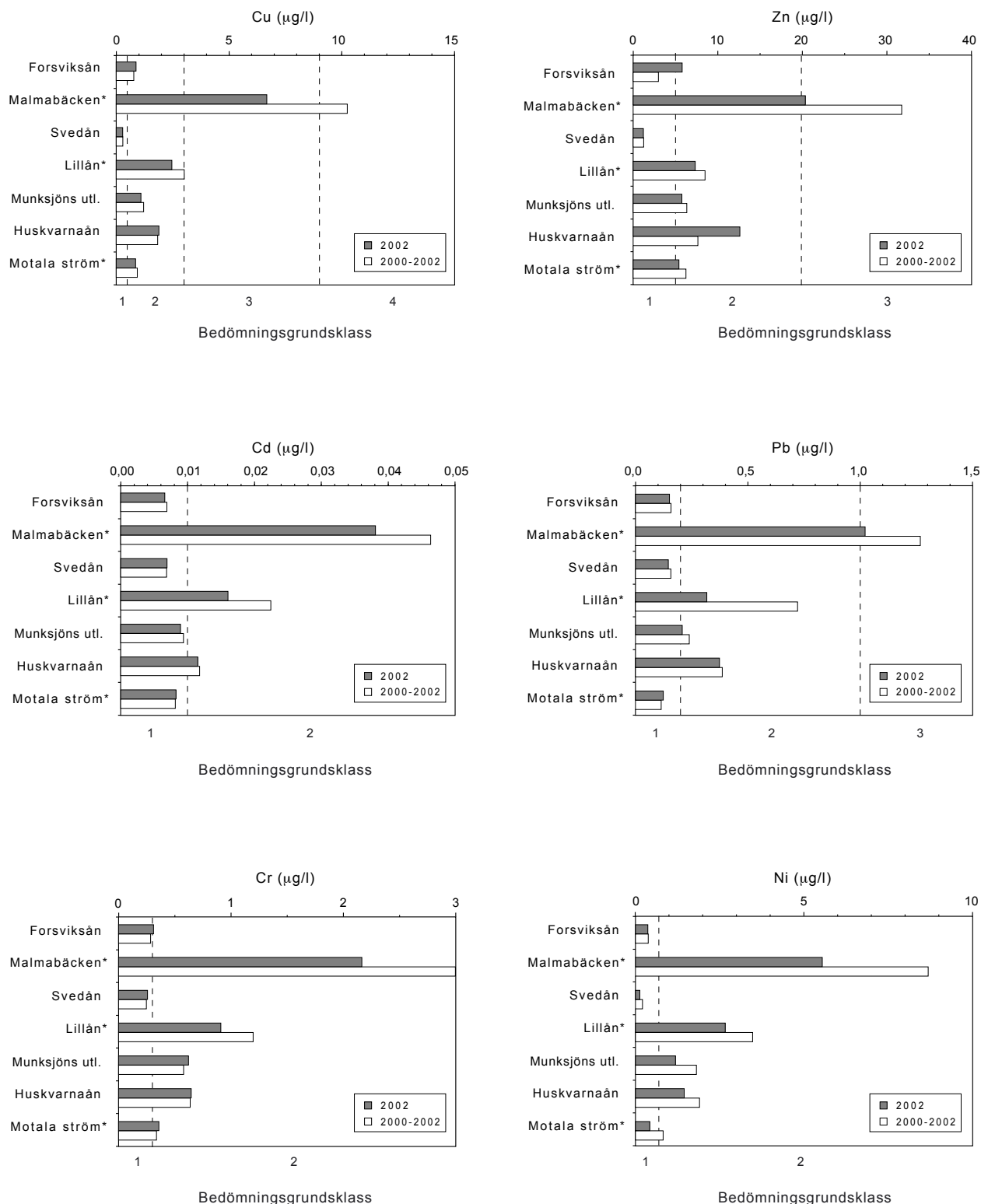
Metallanalyser görs för närvarande i sex av Vätterns tillflöden, samt i utloppet (se tabell 3). Nedan beskrivs miljötillståndet i dessa vattendrag med avseende på tungmetallerna koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni). Tungmetaller är stabila ämnen som inte bryts ner, och således kan påverka organismer under lång tid. En del metaller är essentiella för levande organismer i små koncentrationer, t.ex. koppar, zink och krom, medan andra metaller, som bly och kadmium, inte har någon känd nödvändig funktion hos levande organismer. Redan i mycket låga koncentrationer kan dessa icke-essentiella metaller vara skadliga för växter och djur.

Vid bedömningen av vattendragens miljötillstånd med avseende på förekomsten av tungmetaller har Naturvårdsverkets bedömningsgrunder använts (Naturvårdsverket 2000). Klass 1 och 2 i bedömningsgrunderna innebär ingen eller liten risk för biologiska effekter av förekommande metallhalter. Fr.o.m. klass 3 och uppåt ökar risken för biologiska effekter. Risken är vanligen störst i mjuka, närings- och humusfattiga

vatten med låga pH-värden. Med effekter menas här att arter eller artgrupper tar skada främst genom försämrad reproduktion och/eller genom en sämre överlevnad i tidiga livsstadier. Bedömningsgrunderna rekommenderar uppföljande biologiska undersökningar om de uppmätta halterna ligger i klass 3 eller däröver.

Metallhalterna i de små tillflödena Malmbäckens och Lillån var i år liksom under tidigare år avvikande högre jämfört med halterna i de övriga vattendragen (figur 21). Generellt sett var metallhalterna i samtliga vattendrag lägre eller lika stora som de genomsnittliga halterna för den senaste treårsperioden. Endast zinkhalten i Forsviksån och Huskvarnaån var markant högre i år jämfört med periodgenomsnittet. De genomsnittliga koppar-, zink- och blyhalterna var under året måttligt höga i Malmbäckens (bedömningsklass 3). För kopparhalten är detta en förbättring för i år då medelhalten för treårsperioden klassificeras som hög (klass 4). Vid årets undersökning var halterna av övriga metaller låga (klass 2) i Malmbäckens, vilket även var fallet med samtliga metallhalter i övriga vattendrag inkl. Lillån. Halterna av koppar, zink och bly är så höga i Malmbäckens att det finns en risk för biologiska effekter.

Metallhalterna i Vätterns utlopp Motala ström var genomgående låga eller mycket låga (klass 2 resp. 1) och det föreligger således en liten risk för att organismer skall påverkas i utflödet.



Figur 21. Årsmedelhalter för 2002, samt treårsmedelhalter för 2000–2002 av koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni) i sex av Vätterns tillflöden, samt i utloppet Motala ström. *Prov från Malmabäcken och Lillån har analyserats av ALcontrol Laboratories och baseras på sex prov per år (för Cd och Pb är vissa prov < gällande detektionsgräns).

4.4 Växtplankton

Årets växtplanktonmängder var förhållandevis normala så väl under våren som under hösten. Vårutvecklingen dominerades av stora kiselalger av bl. a. släktena *Aulacoseira* och *Cyclotella*. I juli var det däremot dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* som dominerade växtplanktonsamhället. Mängden vårutvecklande kiselalger bedöms vara liten och totalvolymen av växtplankton i augusti var mycket liten.

Inledning

Syfte

Undersökningarna av växtplanktonsamhället i Vättern syftar till att beskriva samhällets tillstånd och eventuella förändring i artsammansättning, relativ förekomst av olika arter, samt individtäthet och biomassa i den öppna vattenmassan. Speciellt är det biologiska effekter till följd av förändringar i ljusförhållanden och näringsnivå som följs med växtplanktonundersökningarna. Växtplankton har en fundamental roll i ekosystemet som primärproducenter och information om biomassa och artsammansättning hos dessa är nödvändig för att kunna tolka förändringar i andra delar av näringskedjan.

Provtagnings- och analysmetoder

Provtagning av växtplankton i Vättern utförs 4 gånger per år normalt i mitten av april, maj, juli och augusti. Provtagningen sker på samma platser som vattenkemiproverna

(figur 2.1 och tabell 4.1). Prov för kvantitativ bestämning tas med en rörhämtare från varje tvåmetersintervall ned till 24 m (0-2, 2-4 etc.) och samlas till ett blandprov. Proverna konserveras med jodjodkaliumlösning och analyseras sedan kvantitativt med avseende på frekvens och biomassa av ingående arter. Parallellt med den kvantitativa provtagningen insamlas även ett kvalitativt håvprov (maskstorlek 25 µm) från 0-10 meters djup, för att möjliggöra kontroll av artbestämningar. De kvalitativa planktonproverna konserveras med formalin.

Provtagningsmetodik och nödvändig utrustning för kvantitativ och kvalitativ provtagning av växtplankton (BIN PR066 resp. BIN PR061) finns beskrivna av Naturvårdsverket (1986). Den kvantitativa analysen av växtplankton har utförts med omvänt mikroskop enligt Utermöhls metod. Metoden beskrivs i detalj i Naturvårdsverkets ”Handbok för miljöövervakning” (<http://www.naturvardsverket.se>).

Tabell 6. Provtagningsstationer för växtplankton i Vättern. Stationernas läge enligt figur 6.

| Nr | Station | Koordinater (x-y) | Maxdjup (m) | Provtagningsnivåer (m) |
|----|-------------|-------------------|-------------|------------------------|
| 1 | Edeskvarna | 642137 – 140642 | 115 | 0 - 24 m (blandprov) |
| 2 | Jungfrun NV | 648695 – 143413 | 75 | 0 - 24 m (blandprov) |

Resultat och diskussion

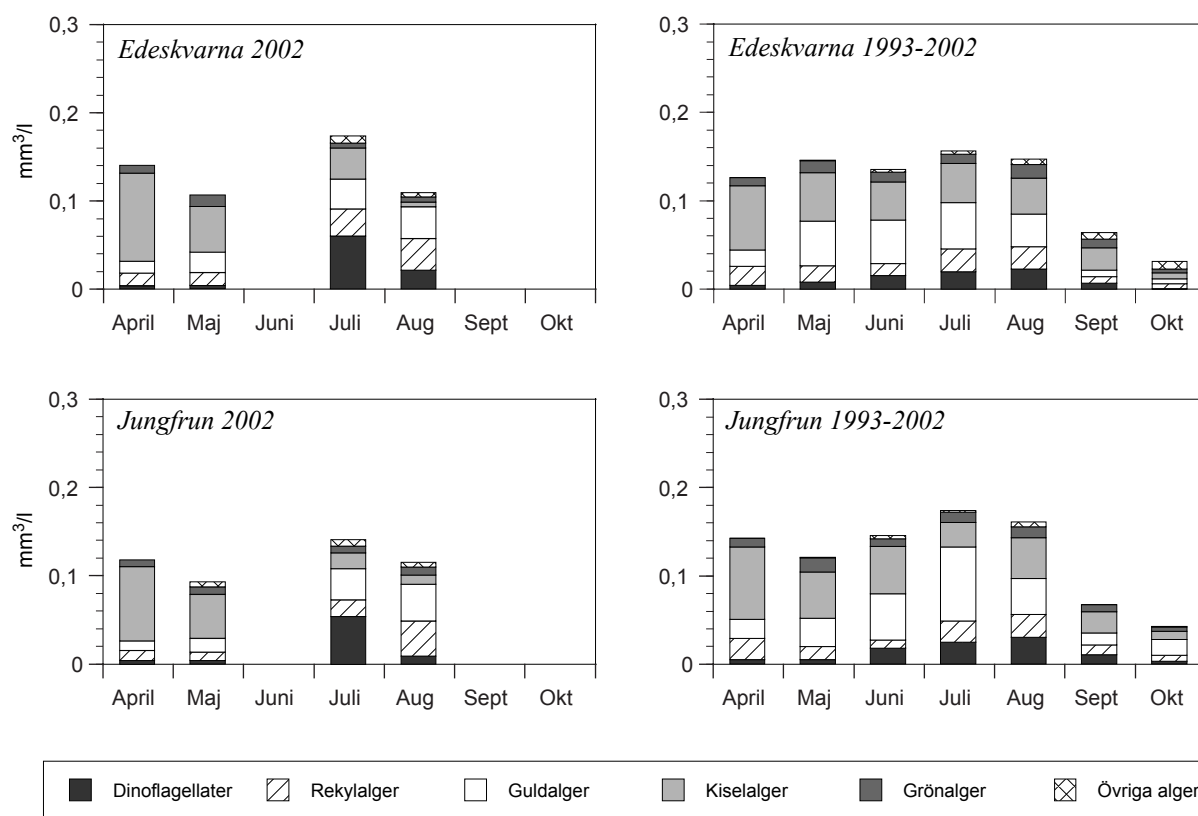
Nedan följer en redovisning av ett urval av resultaten från provtagningarna. Den som vill ha tillgång till samtliga rådata hänvisas till hemsidan för Institutionen för miljöanalys på Internet (se FAKTARUTA 1).

Växtplanktonfloran i Vättern karakteriseras av kiselalger, guldalger, rekyalger och dinoflagellater. Artantalet är stort, men ofta saknas tydliga dominanter och totalvolymerna är dessutom genomgående mycket låga.

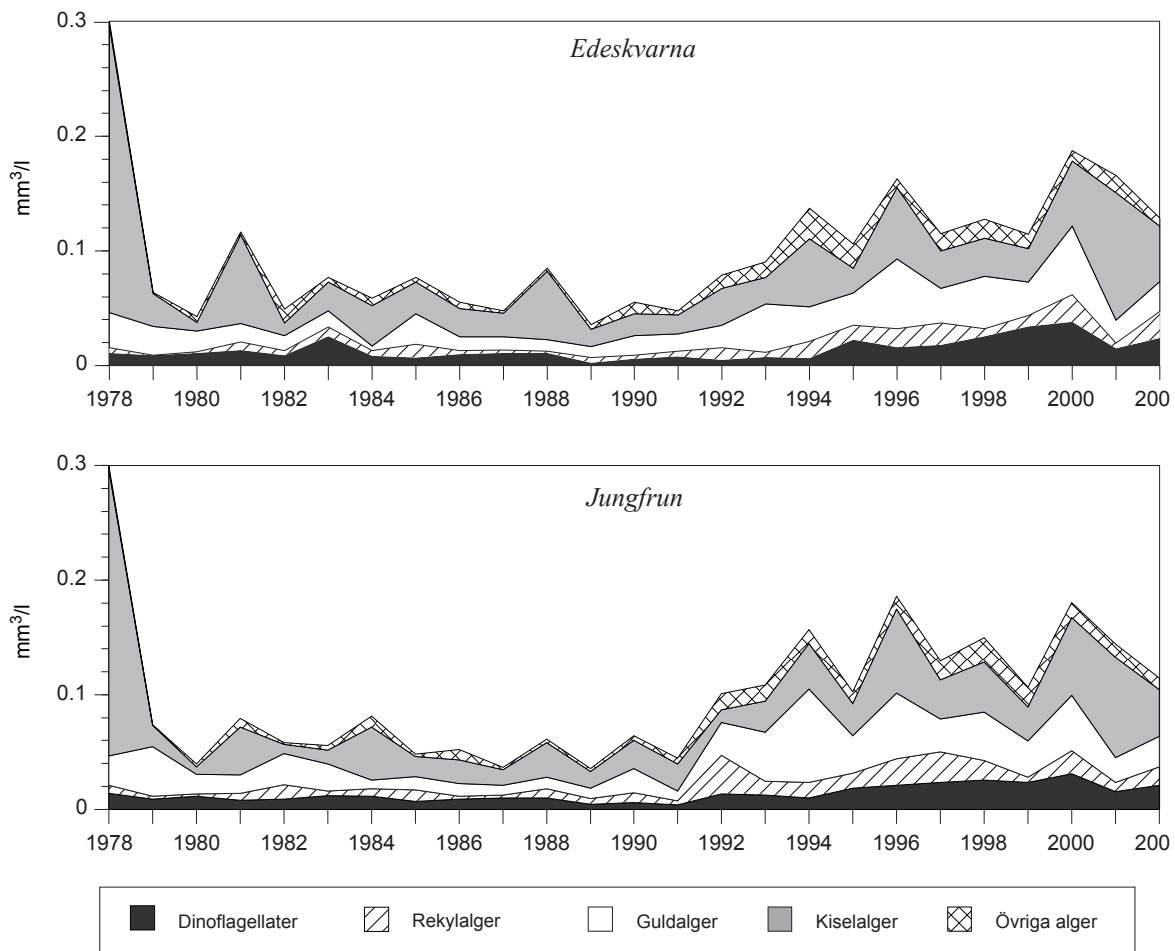
Växtplanktonbiovolymerna vid Jungfrun var under året något lägre än normalt (figur 22). Under april och maj utgjorde

kiselalgsbiovolymen 74% respektive 58% av den totala biovolymen. Gruppen dominerades under denna period av släktena *Aulacoseira* och *Cyclotella*. I juli var den totala biovolymen den högsta under året vid denna provtagningsplats. Då var det däremot dinoflagellater som dominerade växtplanktonsamhället (40% av den totala biovolymen) med *Ceratium hirundinella* som den mest förekommande arten (20% av den totala biovolymen).

I den södra delen av Vättern, vid Edeskvarna, var den totala biovolymen överlag normal jämfört med tidigare år (figur 22). Under våren var kiselalgerna den dominerande växtplanktongruppen och av dessa var det *Aulacoseira islandica* som svarade



Figur 22. Växtplanktonvolym (mm³/l) under provtagningssäsongen 2002, samt månadsmedelvärden 1993-2002, i Vättern vid Edeskvarna i den södra delen av sjön och Jungfrun i den norra delen.



Figur 23. Säsongsmedelvärden av biovolymen (mm^3/l) för dominerande växtplanktongrupper 1978-2002 vid Edeskvärna i den södra delen av Vättern, samt vid Jungfrun i den norra delen av sjön.

för de största biovolymerna inom gruppen (20 - 40% av den totala biovolymen). Släktet *Aulacoseira* har tidigare satts i samband med för Vättern förhållandevis stora kiselalgsbiomassor under slutet av 1970-talet (Willén 1996). Släktet har sedan dess, med undantag av 2001 och 2002, endast förekommit sparsamt. Om detta är ett trendbrott är det dock för tidigt att säga. Vid årets och fjolårets provtagningar var det framförallt smala *Aulacoseira*- trådar som dominerade, medan de stora biovolymerna som noterades 1978 utgjordes framförallt av bredtrådiga exemplar.

I juli hittades den högsta totalbiovolymen för året och liksom vid Jungfrun var det dinoflagellaterna som var den mest förekommande gruppen med ca. 36% av den totala biovolymen (figur 22). Även här var det *Ceratium hirundinella* som var den dominerande arten (12% av den totala biovolymen).

Vid provtagningen i augusti var de totala biovolymerna förhållandevis normala vid båda provtagningspunkterna (figur 22). Växtplanktonsamhället dominerades av guldalger och rekylalger. Detta skiljer sig från tidigare år då sammansättningen van-

Tabell 7. Bedömning av miljötillståndet vid två stationer i Vättern 2000–2002 med avseende på vårutvecklande kiselalger, samt totalvolymen av planktiska alger i augusti. Periodmedelvärdet, samt årets resultat anges inom parentes. Bedömningar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2000).

| Station | Volym av kiselalger i maj (mm ³ /l) | Totalvolym i augusti (mm ³ /l) |
|------------|--|---|
| Edeskvärna | Liten (medel=0,08; 2002=0,05) | Mycket liten (medel=0,13; 2002=0,11) |
| Jungfrun | Liten (medel=0,07; 2002=0,05) | Mycket liten (medel=0,14; 2002=0,11) |

ligen har bestått av flera planktongrupper utan någon klar dominans.

Enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000) kan miljötillståndet bedömas bland annat med avseende på mängden kiselalger i maj och totalvolym alger i augusti. Underlaget för

tillståndsbedömning bör utgöras av medelvärdet av 3 års undersökningar. Vid en sådan bedömning för åren 2000-2002 framgår att båda stationerna hade en liten biovolym av kiselalger under våren (bedömningsklass 2), medan totalvolymen av alger i augusti var mycket liten (klass 1) vid båda stationerna (tabell 7).

4.5 Djurplankton

*Den totala biovolymen av planktondjur var större än vanligt i augusti. Den högre biovolymen år 2002 beror inte på ökad individtätet utan framförallt på att kräftdjuren hade utvecklats mer än vanligt och därigenom var större. Hjuldjuren hade i år en lägre biovolym än normalt. Detta orsakades dels av låga individtätheter, dels av en mindre medelstorlek än normalt då den storväxta *Asplanchna priodonta* för andra året i rad saknades i proven.*

Inledning

Syfte

Djurplanktonundersökningarna syftar till att beskriva tillstånd och förändring med avseende på djurplanktonsamhällets artsammansättning, den relativa förekomsten av olika arter, samt individtätet och biovolym av djurplankton i den öppna vattenmassan. Djurplankton har en mycket stor betydelse som "länk" i näringskedjan. Övervakning av artsammansättningen och biovolymen av djurplankton ger därför möjlighet att bedöma effekten av interaktioner mellan olika trofnivåer i ekosystemet. Information om biomassa och artsammansättning hos djurplankton är också nödvändig för att tolka förändringar i växtplankton- och fiskesamhället.

Tre större grupper av djurplankton redovisas separat. Hjuldjur (Rotatoria) är med undantag av släktet *Asplanchna* mycket

små (< 0,1 mm). Hoppkräftor (Copepoda) är större (\approx 1 mm) droppformade kräftdjur med hoppande och glidande rörelsemönster. Hinnkräftor (Cladocera) är likaså större kräftdjur, hoptryckta från sidorna eller kulformade och med ständigt snabbt hoppande rörelser. I ett typiskt djurplanktonprov fångas vanligen totalt ca. 10–15 olika arter.

Provtagning och analysmetoder

Djurplankton samlas in vid samma provtagningsstationer som prov för vattenkemi (figur 6, samt tabell 8). Provtagning utförs 2 ggr. per år, normalt i mitten av juli och augusti. I år kunde inte höstproverna tas förrän i mitten av september p.g.a. båtproblem. Djurplanktonproverna tas på djupnivåerna 0-10, 10-20 och 20-40 m (flertalet av djurplanktonarterna bedöms förekomma över 30 meters nivå). Från området vid Jungfrun har djurplankton insamlats sedan 1978, medan Edeskvärna-stationen har endast undersökts regelbundet sedan 1996.

Tabell 8. Provtagningsstationer för djurplankton i Vättern. Stationernas läge enligt figur 6.

| Nr | Station | Koordinater (x-y) | Maxdjup (m) | Nivåer (m) |
|----|------------|-------------------|-------------|--------------------|
| 1 | Edeskvärna | 642137–140642 | 115 | 0-10, 10-20, 20-40 |
| 2 | Jungfrun | 648695–143413 | 75 | 0-10, 10-20, 20-40 |

Tabell 9. Individtätheter (ind./l) av de tre huvudgrupperna av djurplankton i skiktet 0–40 m i juli och augusti 2002 vid två stationer i Vättern. Som jämförelse visas medelvärden för Jungfrun 1978–2000.

| Station | Totalt | Hjuldjur | Hinnkräftor | Hoppkräftor |
|-------------------------|--------|----------|-------------|-------------|
| Edeskvarna, juli 2002 | 50,5 | 42,7 | 0,6 | 7,4 |
| Edeskvarna, aug 2002 | 40,7 | 29,5 | 2,2 | 9,1 |
| Jungfrun, juli 2002 | 79,7 | 69,8 | 1,0 | 9,1 |
| Jungfrun, aug 2002 | 61,1 | 48,7 | 0,8 | 11,6 |
| Jungfrun, aug 1978-2000 | 120,5 | 103,6 | 0,9 | 16,0 |

Tabell 10. Bioolymer (mm^3/l) av de tre huvudgrupperna av djurplankton i skiktet 0–40 m i juli och augusti 2002 vid två stationer i Vättern. Som jämförelse visas medelvärden för Jungfrun 1978–2000.

| Station | Totalt | Hjuldjur | Hinnkräftor | Hoppkräftor |
|-------------------------|--------|----------|-------------|-------------|
| Edeskvarna, juli 2002 | 0,127 | 0,009 | 0,039 | 0,076 |
| Edeskvarna, aug 2002 | 0,405 | 0,011 | 0,221 | 0,173 |
| Jungfrun, juli 2002 | 0,303 | 0,024 | 0,128 | 0,152 |
| Jungfrun, aug 2002 | 0,393 | 0,018 | 0,190 | 0,184 |
| Jungfrun, aug 1978-2000 | 0,248 | 0,073 | 0,104 | 0,070 |

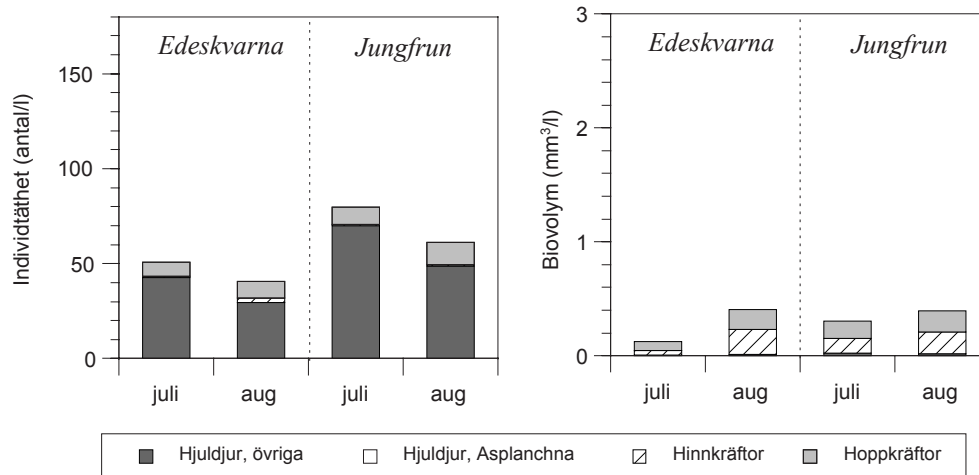
Kräftdjursproven tas med en s.k. Clarke-Bumpushåv som har stängningsmekanism och flödesmätare och maskvidden 0,150 mm. Den dras snett uppåt i vattenskikten 0-10, 10-20 och 20-40 m. För att fånga små djur som går igenom håvmaskorna tas även vattenprov med en Ruttnerhämtare på tre djup inom varje djupintervall (enligt ovan). Dessa blandas sedan före analys för att representera varje intervall. Dessa prov filtreras genom 0,045 mm silduk. Alla prov konserveras med ättiksur Lugols lösning. Delprov för analys under omvänt mikroskop tas senare ut med hjälp av en s.k. Viborg whirling vessel. Data från de olika typerna av provtagning kombineras vid redovisningen. Metod för kvantitativ provtagning av djurplankton (BIN PR016) beskrivs i detalj av Naturvårdsverket (1986).

Individtätheten redovisas som ett medelvärde för skiktet 0–40 m. Eftersom djuren brukar uppträda huvudsakligen i de övre vattenskikten (0–20 m), kan medeltätheten var mer än dubbelt så hög i de för djuren optimala vattenlagren. Detta gäller i all synnerhet för hjuldjuren.

Resultat och diskussion

Nedan följer ett urval av resultaten från årets undersökning. Den som vill ha tillgång till samtliga data hänvisas till Institutionen för miljöanalys hemsida (se FAKTARUTA 1).

De totala bioolymererna av planktondjur i augusti var vid båda provtagningsstationerna ca. dubbelt så höga som långtidsmedelvärdet som används som referens (tabell 9).

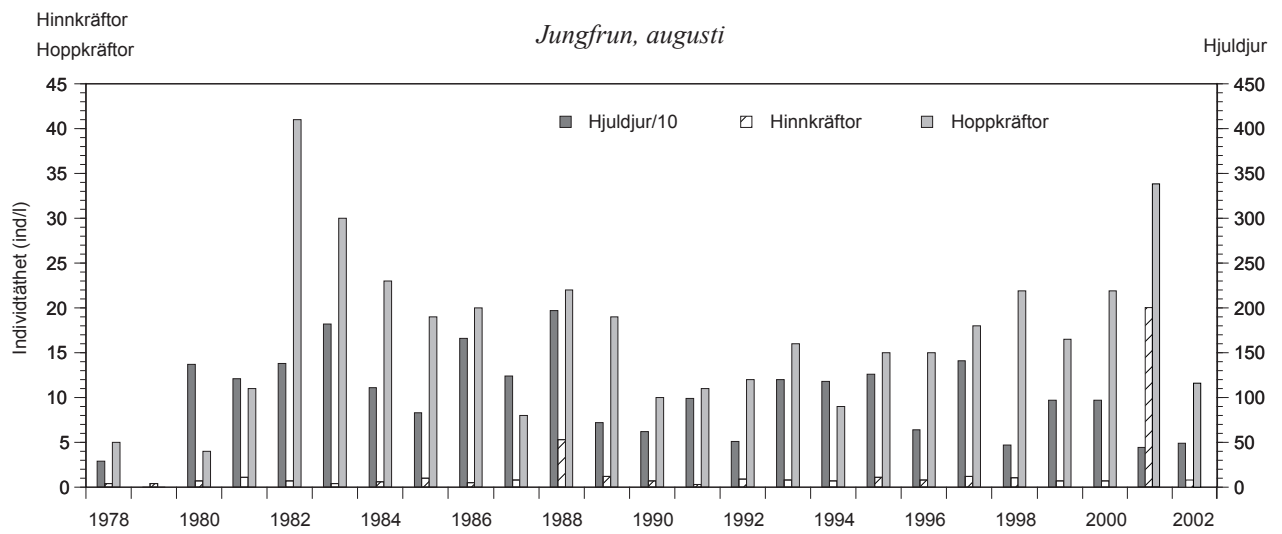


Figur 24. Individtätheter och biovolym av hoppkräftor (*Copepoda*), hinnkräftor (*Cladocera*), hjuldjur (*Rotatoria*) exkl. den storvuxna *Asplanchna*, samt *Asplanchna* i skiktet 0–40 m i juli och augusti 2002 vid Edeskvärna och Jungfrun.

Förhöjningarna orsakas av att biovolymen av de båda grupperna av kräftdjur var ca. dubbelt så hög som normalt, medan hjuldjuren däremot endast var en femtedel av referensbiovolymen. Jämför man augustivärdena med julivärdena, var biovolymerna lägre i juli vid båda stationerna. Speciellt stor var skillnaden för den sydliga stationen (Edeskvärna) där juli-biovolymen bara var ca. 1/3 av den i augusti. Skillnaden orsakas av att det framförallt fanns färre kräftdjur jämfört med den nordliga stationen. En måttlig skillnad mellan juli och augusti är helt normal, medan skillnaden vid Edeskvärna-stationen däremot är ovanligt stor.

När individtätheterna för 2002 jämförs med referensvärdena utgör hjuldjuren ca hälften av referensvärdena, hinnkräftorna är ungefär lika och antalet hoppkräftor ligger något lägre än normalt. Detta betyder att den högre biovolymen år 2002 framförallt beror på att det finns större kräftdjur än vanligt.

Hoppkräftorna hade avsevärt större medelstorlek, vilket i sin tur beror på att deras ungdomsstadier hade hunnit långt i sin tillväxt. Inom rotatoriegruppen kan man lägga märke till att både individtätheterna och individstorlekarna är avsevärt mindre än referensvärdet. Den mycket lägre individstorleken beror till stor del på att den speciellt storvuxna *Asplanchna priodonta* saknas i alla prov detta år. Man kan notera att den även saknades förra året. Detta är visserligen ovanligt, men en förklaring kan vara att planktonutvecklingen de båda senaste åren hunnit så långt vid provtagningarna att *Asplanchna*, som oftast uppträder en kort period under försommaren och sommaren, redan hade försvunnit ur planktonsamhället. Provtagningen under 2001 ägde dessutom rum senare på säsongen än normalt och proverna togs det året inte förrän i mitten av september.



Figur 25. Djurplanktonbiovolymen i vattenskiktet 0–40 m vid Jungfrun i augusti 1978-2002. OBS! Provtagningen 2001 genomfördes i september med en mindre provvolym än normalt för hinn- och hoppkräftor. Skalan för hjuldjuren är 10 ggr. större än för övriga taxa.

4.6 Bottenfauna

Bottendjursbeståndet dominerades antalsmässigt som vanligt av vitmärlor och glattmaskar. Bestånden av dessa var rekordstora vid Visingsö. Dessutom var förekomsten av glattmaskar större än normalt vid St. Aspön, medan förekomsten av vitmärlor vid Omberg var större än vad som har varit normalt under senare år. Tätheten av glattmaskar var däremot den minsta som noterats vid Omberg.

Inledning

Syfte

Bottenfaunaundersökningarna avser att beskriva kvalitativ status och/eller förändringar i bottenfaunasamhällets sammansättning i sjöns djupare delar. Artsammansättningen förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöecosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning, samt andra ingrepp eller åtgärder inom avrinningsområdet. Undersökningen är speciellt lämplig för att bedöma status och förändring i sjöars trofegrad.

Provtagnings- och analysmetoder

Bottenfaunaprovet tas från tre provtagningsstationer i Vättern (figur 26 och tabell 11). Provtagningen utförs normalt varje år i mitten av augusti, men på grund av hårt väder kunde inte provtagningen vid Omberg ske förrän i slutet av september detta år. Proverna tas på mjukbotten/ackumulationsbotten med Ekmanhämtare (automatisk utlösning och med möjlighet att variera vikter). Provet tas från 10 st provpunkter jämnt fördelat inom 200 m radie från varje station. Samtliga dessa enskilda prov analyseras separat. Provtagningsmetodik och

Tabell 11. Provtagningsstationer för bottenfauna. Stationernas läge enligt figur 6.

| Nr | Provtagningsplats | Koordinater (x-y) | Djup (m) |
|----|-----------------------|-------------------|----------|
| 5 | St. Aspön SO (PMK 14) | 651657 – 144792 | 90 |
| 4 | Omberg (PMK 9) | 645840 – 142775 | 100 |
| 3 | Visingsö SV (PMK 5) | 642548 – 140805 | 109 |

nödvändig utrustning finns beskrivna i Svensk Standard SS 028190.

Resultat och diskussion

Bottendjursamhällets artsammansättning och individtätheter i augusti/september 2002 skiljde sig mycket åt mellan de olika provtagningsplatserna (tabell 12). En förklaring kan vara att det hårda väder som rådde vid provtagningarna vid St. Aspön och Visingsö kan ha påverkat provtagningsresultaten. En direkt jämförelse mellan de olika stationerna är dessutom svår att göra eftersom provplatsen vid Omberg, pga. det hårda vädret, undersöktes en månad senare än de båda övriga stationerna.

Den totala individtätheten var förhållandevis normal vid St. Aspön, även om tätheten av glattmaskar var den tredje största som noterats för provplatsen och tätheten av vitmärla var den tredje lägsta för platsen (figur 26).

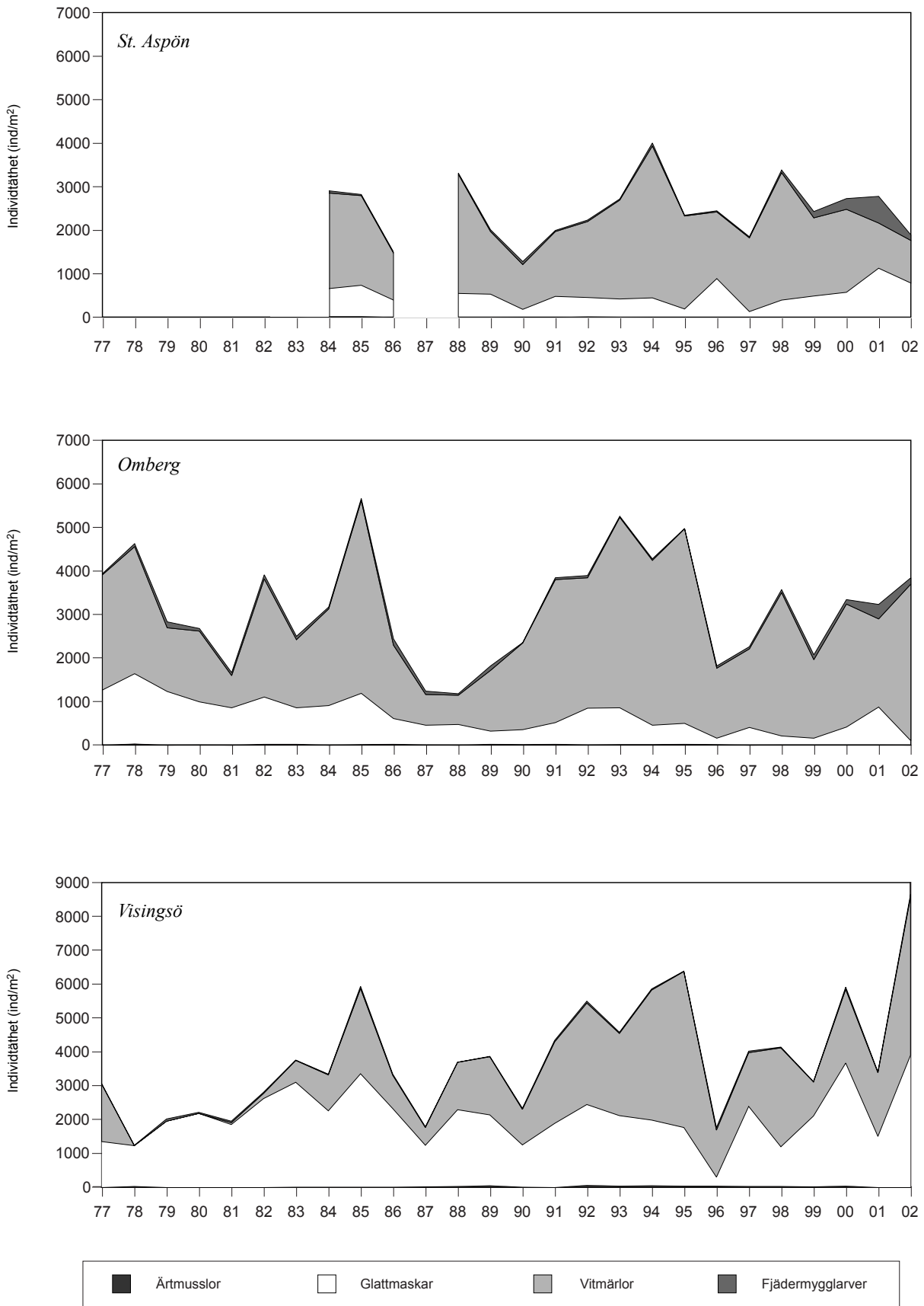
Tabell 12. Individtäthet (ind./m²) och biomassa (g/m²) av de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid provtagning i Vättern augusti 2002. Som jämförelse anges också medeltätheter för augustiprovtagningar under perioden 1977-2001 (provtagningen 2001 genomfördes i september).

| Provplats/ djurgrupp | Biomassa g/m ² | Individtäthet (ind./m ²) | % av totala | Individtäthet 77-01 (ind./m ²) |
|-------------------------|---------------------------|---|-------------|---|
| <i>St. Aspön</i> | | | | |
| Glattmaskar | 2,10 | 790 | 41 | 505 |
| Vitmärla | 3,56 | 1 127 | 51 | 1762 |
| Fjädermygglarver | 0,06 | 132 | 7 | 84 |
| Ärtmusslor | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Övrigt | 3,13 | 29 | 2 | 66 |
| Totalt | 8,85 | 1 925 | | 2336 |
| <i>Omberg</i> | | | | |
| Glattmaskar | 0,27 | 96 | 2 | 745 |
| Vitmärla | 6,55 | 3 601 | 92 | 2437 |
| Fjädermygglarver | 0,73 | 144 | 4 | 74 |
| Ärtmusslor | 0 | 0 | | 16 |
| Övrigt | 0,15 | 53 | 1 | 91 |
| Totalt | 7,7 | 3 898 | | 3363 |
| <i>Visingsö</i> | | | | |
| Glattmaskar | 14,09 | 3 890 | 45 | 2029 |
| Vitmärla | 8,96 | 4 676 | 54 | 1593 |
| Fjädermygglarver | 0,11 | 76 | 1 | 33 |
| Ärtmusslor | 0,01 | 4 | <1 | 21 |
| Övrigt | 1,16 | 40 | <1 | 73 |
| Totalt | 24,33 | 8 686 | | 3746 |

Vid Omberg var såväl den totala tätheten, som tätheten av vitmärlor betydligt över vad som har varit normalt för platsen under senare år (figur 26). Tätheten av glattmaskar var däremot mycket lägre än normalt för provtagningsplatsen, det är t.o.m. den hittills lägsta noteringen för Omberg. Med undantag av 2000 och 2001 förefaller förekomsten av glattmaskar sakta avta vid denna provplats. Orsaken till denna avklingning är okänd och stämmer inte in med det gängse mönstret för de två andra provplatserna där glattmaskarna snarare ökar i antal, även om mellanårsvariationen kan vara stor.

För Visingsö var både tätheten av glattmaskar och vitmärlor de högsta noterade för denna plats, vilket även gör att årets totala individtäthet var rekordstor (figur 26). Det förefaller som om antalet glattmaskar ökar vid platsen, även om mellanårsvariationen av såväl glattmaskar som vitmärlor är normalt mycket stor i området.

För övriga organismer varierar resultatet mycket mellan de olika provplatserna och mellan olika år. Detta beror till stor del på det låga antal som vanligen finns i proverna, vilket gör att enstaka individer



Figur 26. Individtäthet (ind./m²) för de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid augustiprovtagningar 1977–2002 vid tre stationer i Vättern. Inga provtagningar utfördes vid St. Aspön 1977–1983, samt 1987. Observera att skalorna är olika.

kraftigt kan påverka individtätheterna. I år hittades enstaka exemplar av ishavsrelikterna *Pallasea quadrispinosa* (taggmärsla) vid Omberg och Visingsö, samt *Relictacanthus lacustris* och *Saduria entomon* (ishavsgråsugga/skorv) vid St. Aspön.

Ett vattens kvalitet kan bl.a. uppskattas med hjälp av olika typer av index och ett sådant är BQI (biologiskt kvalitetsindex), vilket baseras på fjädermygglarvernas artsammansättning. Detta index varierar mellan 1 och 5, där 1 indikerar näringsrika förhållanden och 5 näringsfattiga förhållanden. I år varierade detta index mellan 4,7 och 4,9 i Vättern (Visingsö 4,8; Omberg 4,7 och St. Aspön 4,9), vilket är normalt för sjön då detta index vanligen ligger mellan 4 och 5. Detta beror på att fjädermygglarvsfaunan domineras av taxa som är känsliga för föroreningar som *Heterotrissocladius subpilosus* (index-värde 5) och *Paracladopelma* sp. (index-värde 4). BQI-indexet varierar endast marginellt mellan åren, vilket tyder på en stabil fjädermyggsfauna och därmed att förhållanden i Vättern också är stabila. Index-värdena indikerar att belastningen av olika föroreningar är låg, vilket innebär bedömningsklass 1 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (NV 2000).

Biologiskt kvalitetsindex (BQI)

BQI är ett kvalitetsindex baserat på artsammansättningen av fjädermygglarver (chironomider) och deras relativa förekomst i provet. I indexet ingår ett antal indikator taxa av fjädermygglarver med olika krav på vattenkvalitet och botten substrat. Vissa arter klarar mycket låga syrgashalter, medan andra fordrar rent vatten och höga syrgashalter. Renvattentaxa bidrar med indikatorvärdet 5, medan tåligare arter bidrar med ett lägre indikatorvärde (se nedan). Indexet byggs upp av indikator taxa som påträffas och deras relativa förekomst i provet. Då fjädermyggorna har en lång generationstid, upp till ett år, innebär det att BQI visar hur förhållandena i sjön har varit under en längre period. Enligt Wiederholm (1980) beräknas BQI som:

$$BQI = \sum_{i=0}^5 \frac{(k_i \cdot n_i)}{N}$$

Där: (k_i) = vikt för indikatorart eller grupp enl:

5 *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.)

4 *Paracladopelma* sp.

Micropsectra sp.

Heterotanytarsus apicalis (Kieff.)

Heterotrissocladius grimshawi (Edw.)

Heterotrissocladius marcidus (Walker)

Heterotrissocladius maeaeri Brundin

3 *Sergentia coracina* (Zett.)

Tanytarsus sp.

Stictochironomus sp.

2 *Chironomus anthracinus*-typ

1 *Chironomus plumosus*-typ L.

n_i = antalet individer i varje indikatorgrupp

N = totala antalet individer i alla indikatorgrupper.

BQI får värdet 0 om indikatorarter saknas i provet.

Ett högt BQI-värde (> 4) anger obetydliga effekter av störning (bottenfaunasammansättningen liknar den som normalt förekommer under ostörda förhållanden), medan ett lågt värde (≤1) indikerar mycket starka effekter av störning (enbart ett fåtal toleranta arter förekommer) enligt bedömningsgrunderna.

4.7 Litteraturhänvisningar

NANDORF, E. 2002. High nitrate concentration in the large oligotrophic Lake Vättern - Causes and consequences. *Scripta Limnologica Upsaliensia* **2002 B:13**.

NATURVÅRDSVERKET. Handbok för miljöövervakning. Uppdateras kontinuerligt och finns tillgänglig via Internet på adressen <http://www.naturvardsverket.se>

NATURVÅRDSVERKET 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket, rapport 4913.

PERSSON, G., OLSSON, H., WIEDERHOLM, T. & WILLÉN, E., 1989. Lake Vättern, Sweden: A 20-year perspective. – *Ambio* **18**:208-215.

SONESTEN, L., HERLITZ, E., WIEDERHOLM A-M & WEYHENMEYER G. 2001. Vättern och dess tillflöden 2000. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 64.

WIEDERHOLM, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. - *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* **52**: 537-547.

WILANDER, A OCH WILLÉN, E. (red) 1997. Vättern och dess tillflöden 1971–1994. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 40.

VÄTTERNVÅRDSFÖRBUNDET 1996. Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 38.

Bilaga 1.

Vattenkemiska och -fysikaliska parametrar som analyseras inom provtagningsprogrammet för Vättern.

| Analysvariabel | Förkortning | Metod (referens) | Mätområde ^a | Enhet | Mätosäkerhet ^b |
|----------------------|---|--|------------------------|-------------------|---------------------------|
| Temperatur | Temp | Termometer i provtagare, samt termistor | | °C | |
| Siktdjup | | Siktskiva från båtens skuggsida | | m | |
| pH | | SS 028122-2 (modifierad) | 3–10 | | 1 |
| Konduktivitet | Kond | SS-EN 27888-1 | 0,1–100 | mS/m | 2 |
| Kalcium | Ca | Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22 Jobin Yvon Instrumentmanualer | 0,01–5,0 | mekv/l | 4 |
| Magnesium | Mg | Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22 Jobin Yvon Instrumentmanualer | 0,002–0,8 | mekv/l | 4 |
| Natrium | Na | Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22 Jobin Yvon Instrumentmanualer | 0,005–2,2 | mekv/l | 3 |
| Kalium | K | Deutsche Einheitsverfahren DIN 38 406 Teil 22 Jobin Yvon Instrumentmanualer | 0,002–0,26 | mekv/l | 4 |
| Alkalinitet | Alk | SS-EN ISO 9963-2 utg.1 (modifierad) | 0,01–1 | mekv/l | 2 |
| Sulfat | SO ₄ | SS-EN ISO 10304-1 utg.1 (modifierad) Manual till supressorkolonn. | 0,01–1,7 | mekv/l | 4 |
| Klorid | Cl | SS-EN ISO 10304-1 utg.1 (modifierad) Manual till supressorkolonn. | 0,004–0,6 | mekv/l | 4 |
| Ammoniumkväve | NH ₄ -N | SIS 028134-1 | 1–1200 | µg/l | 6 |
| Nitrat+nitritkväve | NO ₃ -N + NO ₂ -N | SIS 028133-2 (modifierad) Bran Luebbe Method No.: J-002-88B | 1–700 | µg/l | 8 |
| Kjeldahlkväve | Kjeldahl-N | Jönsson, E. Vattenhygien Nr 1,1966, s10-14. SIS 028134-1 (modifierad) | 50–1000 | µg/l | 10 |
| Totalkväve | Tot-N | SIS 028131-1 (modifierad) Bran Luebbe Method No.: J-002-88B | 50–4000 | µg/l | 9 |
| Fosfatfosfor | PO ₄ -P | SS 028126-2 modifierad för AAll | 1–25 | µg/l | 15 |
| Totalfosfor | Tot-P | SS 028127-2 modifierad för AAll | 2-50 | µg/l | 15 |
| Absorbans | Abs/5cm | Chalupa, Jiri, 1963. Humic acids in water. SS-EN ISO 7887 utg.1 | 0,001–1,0 | | 6 |
| Kisel | Si | Bran Luebbe Industrial Method No. 811-86T | 0,5–8 | mg/l | 7 |
| Totalt organiskt kol | TOC | SS 028199-1, Shimadzu Instrumentmanualer | 0,3–50 | mg/l | 3 |
| Klorofyll a | | SS 028146-1 | >0,5 | mg/m ³ | 5 |
| Syrgas | O ₂ | SS 028114-2 | 0–20 | mg/l | 3 |
| Järn | Fe | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 2–2000 | µg/l | 3 |
| Mangan | Mn | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,06–2000 | µg/l | 5 |
| Aluminium | Al | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,4–2000 | µg/l | 5 |
| Koppar | Cu | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,04–20 | µg/l | 3 |
| Zink | Zn | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,2–100 | µg/l | 10 |
| Kadmium | Cd | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,005–20 | µg/l | 15 |
| Bly | Pb | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,02–20 | µg/l | 10 |
| Krom | Cr | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,1–20 | µg/l | 20 |
| Nickel | Ni | ICP-MS, ELAN 6000 Instrumentmanualer | 0,05–20 | µg/l | 5 |

^a Mätområde – Analysbart haltområde utan spädning ^b Mätosäkerhet – Bestämt som variationskoefficienten (CV) i %

5. Nederbörds kemi

Nederbörds kemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö

Eva Hallgren Larsson IVL-Aneboda

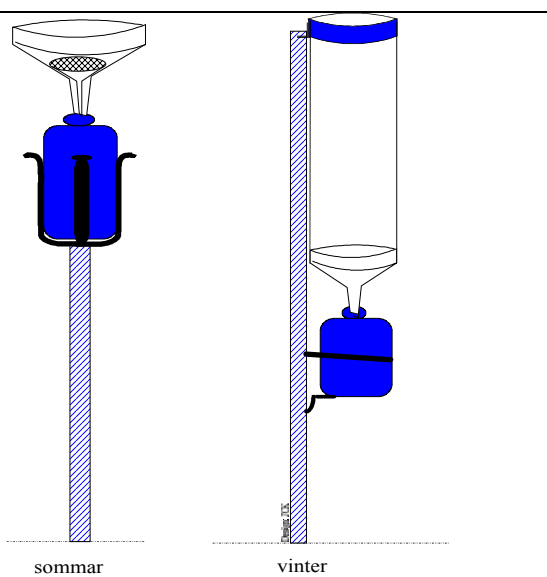
Inledning

Våtdeposition på öppet fält mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL, Svenska Miljöinstitutet AB, i Aneboda på uppdrag av Vätternvårdsförbun-

det. Nedfallet av tungmetaller undersöks på samma plats och redovisas i separat artikel (Hallgren Larsson, 2003). Under januari 1993 till december 2001 har mätningarna gjorts i Säby på öns norra halva. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002, vilket innebär att resultat från det senaste hydrologiska året mestadels härrör från Kumlaby. Den nya lokalen är inte lika vindexponerad som den gamla. Det är en fördel eftersom det minskar risken för störd nederbördsinsamling främst i samband med starka vindar.

Metoder

Nederbörd insamlas sommartid med hjälp av tratt och dunk (5 l) som under vinterperioden ersätts av snösäck med dunk (5 l). Utrustningen är placerad på ett öppet fält, på en stolpe 1,5-2 m över marken, se figur 1. Insamlaren töms en gång per månad av provtagaren Britta Fredriksson. Insamlad volym noteras och provet skickas till IVL i Aneboda för analys av pH (surhet), alkalinitet, klorid, svavel samt kvävekomponenter.



Figur 1. Utrustning för nedfallsmätning på öppet fält, sommar och vinter.

Resultat

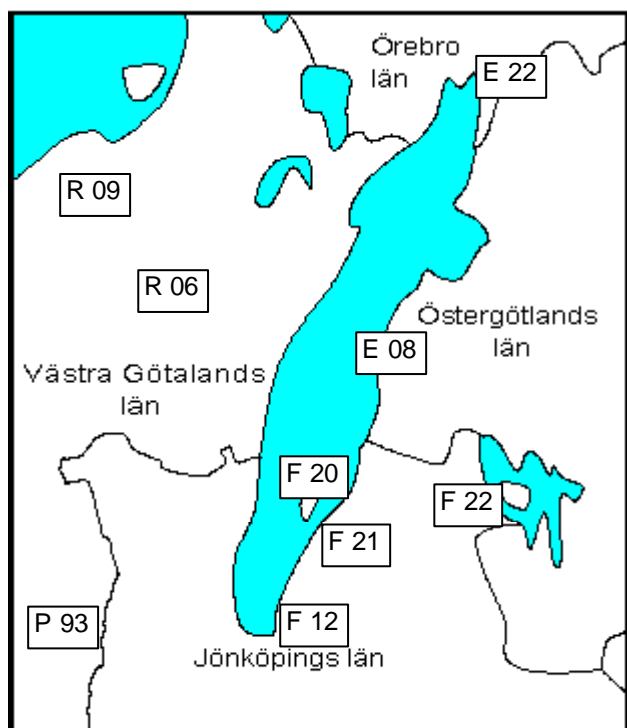
Som jämförelse till situationen på Visingsö redovisas resultat från åtta lokaler fördelade på tre län, men sedan förra årets redovisning har de nederbörds kemiska mätningarna upphört på flertalet av dessa lokaler. Istället för uppmätta värden redovisas därför modellberäknad våtdeposition som har tagits fram för de aktuella lokalerna genom ett samarbete mellan Jönköpings läns Luftvårdsförbund, Östergötlands Luftvårdsförbund, Länsstyrelsen i Västra Götaland, IVL och SMHI. Stationernas läge, namn och trädslag framgår av figur 2. Nederbördens genomsnittliga pH-värde samt koncentration av svavel och kväve under oktober 2001 till september 2002 framgår av figur 3. Nederbörds mängd och våtdeposition redovisas i figur 4 och tidsutveckling för olika variabler i figur 5. Samtliga årsdata från Visingsö redovisas dessutom i tabell 1.

Koncentration

Figur 3 visar att nederbördens pH-värde i genomsnitt varit 5,0 både på Visingsö och på Omberg, den

enda jämförelselokal där nederbörds kemiska mätningar genomförts under hydrologiska året 2001/02. Detta är högre än något år tidigare sedan mätningarna startade 1993, se även figur 5. Samma surhetsgrad, pH-värde 5,0, gäller även Fagerhult i östra Jönköpings län och som medelvärde från sju lokaler i Östergötlands län där nederbörds kemiska mätningar genomförts under 2001/02 (Hallgren Larsson m.fl. 2003).

Även halterna av sulfatsvavel var likartade på dessa lokaler; 0,36-0,37 mg/l. Modellberäknade halter av sulfatsvavel visar tämligen likartade värden som uppmätta halter både på Visingsö och på Omberg. För kväve var skillnaden större mellan uppmätta och modellberäknade värden.



Figur 2. Visingsö och jämförelselokaler med depositions­mätningar 2001/02. Av jämförelselokalerna är det bara på Omberg som nederbörds-kemiska mätningar på öppet fält har utförts.

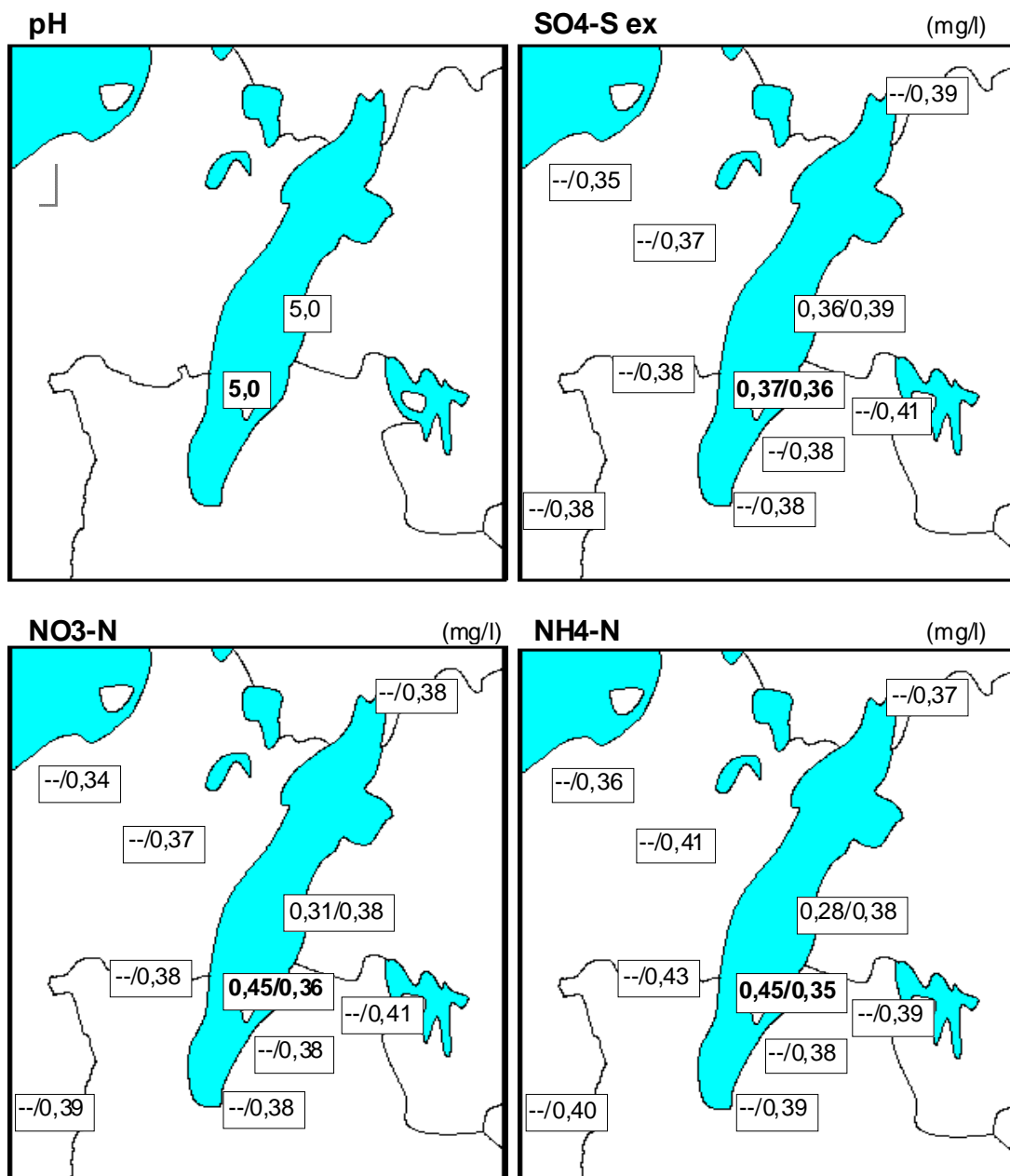
Liksom tidigare år visar uppmätta halter av kväve på Visingsö (0,45 mg/l av både oxiderat nitratkväve och reducerat ammoniumkväve) högre värden än kringliggande lokaler, detta är exemplifierat av Omberg, där uppmätta halter var cirka 0,3 mg/l av både ammoniumkväve och nitratkväve. Nitratkväve kommer huvudsakligen från förbränningsprocesser medan ammoniumkväve till största delen härrör från ammoniakavgång i samband med hantering av stallgödsel. Generellt har IVLs undersökningar i Sverige visat relativt jämn fördelning mellan de båda kvävefraktionerna.

Orsakerna till att koncentrationen av svavel och kväve som regel varit högre på Visingsö än på kringliggande lokaler är oklar. Provtagningstekniska skäl kan inte uteslutas. Nederbörd på öppet fält

| | |
|--------------------|------|
| E 08, Omberg | Gran |
| E 22, Höka | Tall |
| F 12 Värnvik | Gran |
| F 20, Visingsö | - |
| F 21, Gyngö | Tall |
| F 22, Bordsjö | Gran |
| P 93, Humlered | Tall |
| R 06, Blängsmossen | Gran |
| R 09, Stora Ek | Gran |

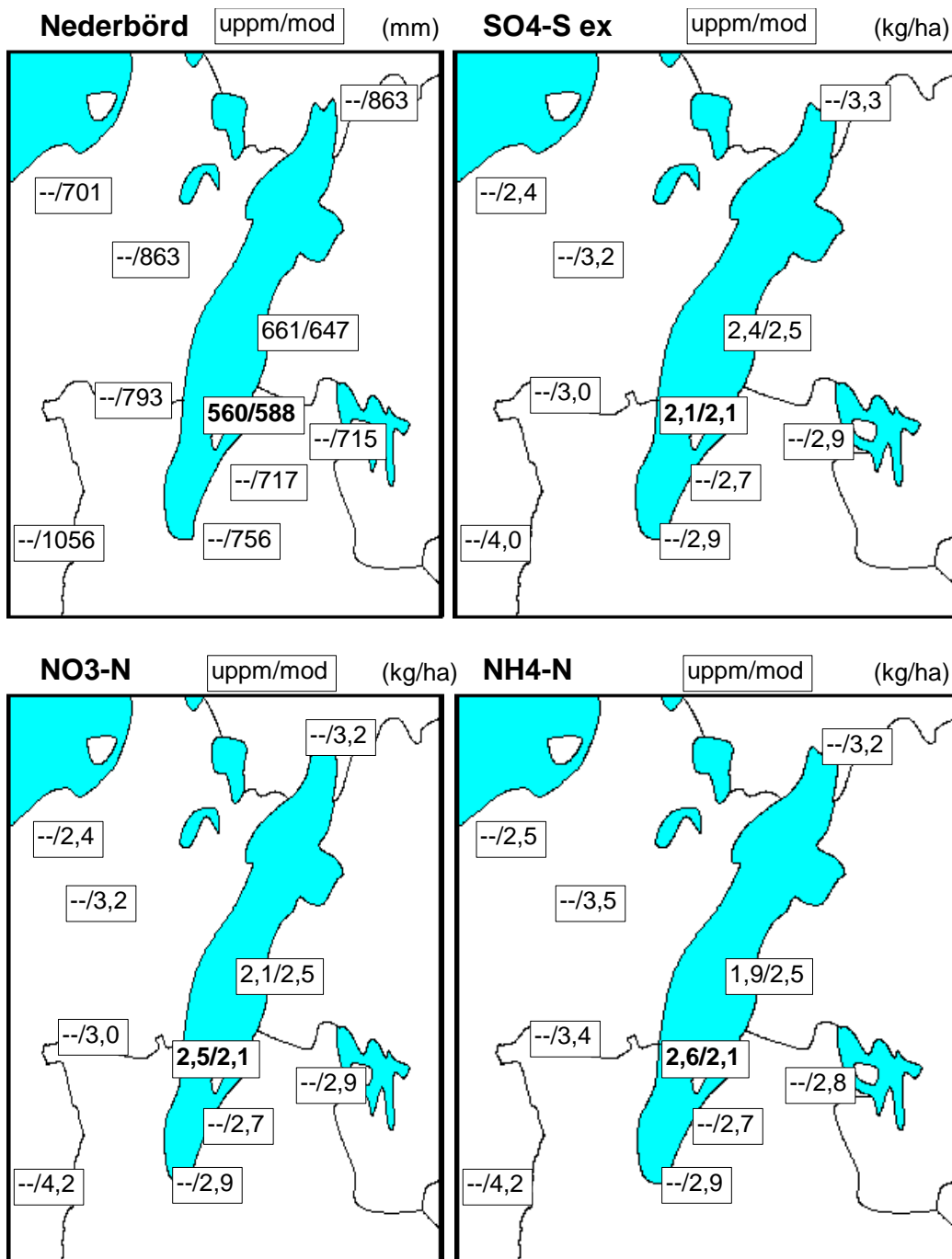
utgör som regel ett bra mått på våtdeposition av svavel och kväve utan större inslag av torrdeposition. Det är dock troligt att förhållandena ändras när man har en så stor öppen yta som Vättern utgör, och att torrdeposition av olika komponenter på öppet fält får större betydelse ju större den öppna ytan är. Partiklar och dimdroppar, som driver i sidled vid starka vindar, kan eventuellt fastna på innerkanten av nederbördsinsamlarna och leda till att våtdepositionen överskattas. Om lokalen är mer utsatt för vindpåverkan kan det också bidra till ökad avdunstning från insamlaren, vilket leder till att mindre mängd nederbörd, men högre koncentrationer, registreras.

Båda dessa alternativ verkar i samma riktning och kan tillsammans förklara de förhållandevis små nederbörds­mängder men höga koncentrationer som i allmänhet noterats på Visingsö jämfört med övriga lokaler, där insamlarna står på betydligt mindre öppna ytor, se även figur 5. Den nya insamlingsplatsen, som används från och med januari 2002, är inte lika vindexponerad som den gamla.



Figur 3. Nederbördens genomsnittliga surhetsgrad (pH-värde) samt koncentration av sulfatsvavel ($\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$),¹ nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) och ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) under hydrologiska året oktober 2001 till september 2002. Uppmätta värden på Visingsö och på Omberg redovisas till vänster om snedstreck medan modellberäknade värden från samtliga lokaler redovisas till höger!

¹ $\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$ innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.



Figur 4. Nederbördsmängd samt våtdeposition av sulfatsvavel ($\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$),² nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) och ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) i kg per hektar under hydrologiska året oktober 2001 till september 2002. På samma sätt som för koncentration redovisas uppmätta värden från Visingsö och Omberg till vänster om snedstreck medan modellberäknad våtdeposition redovisas till höger.

² $\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$ innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.

Deposition

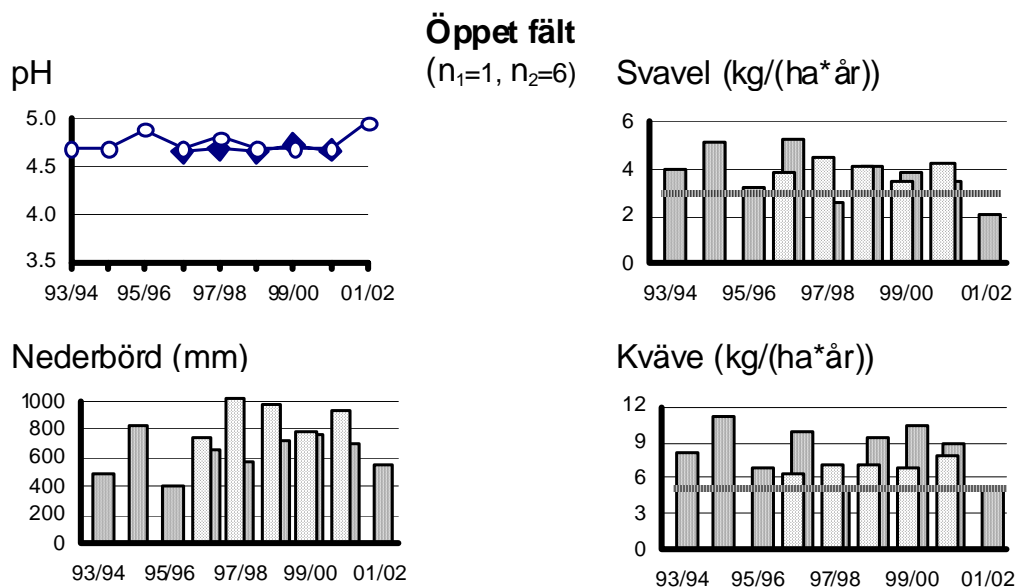
Nedfallet av olika ämnen bestäms av nederbördens mängd och dess innehåll av olika ämnen. Figur 5 visar 560 mm nederbörd på Visingsö, vilket är 100 mm mindre än på Omberg. Modellberäknad nederbördsmängd visar samma relation, med betydligt mer nederbörd på fastlandet än på Visingsö, vilket är normalt för området. I genomsnitt noterades 477 mm nederbörd på Visingsö under 1961-1991 och tydligt mer på kringliggande lokaler, SMHI 1991. Som exempel kan nämnas att nederbördsmängden på Visingsö varit cirka 70 % av vad som mätts upp på Jönköpings Flygplats under dessa 30 år.

Både uppmätta och modellberäknade värden visar något mindre våtdeposition av svavel på Visingsö, 2,1 kg/ha, än på kringliggande lokaler. När det gäller kväve visar mätningarna att cirka 5 kg deponerades med nederbörden på Visingsö, vilket är något mer än på Omberg, men mindre än vad tidigare års mätningar har visat. Modellberäknad våtdeposition av kväve visar 4-8 kg i området, med

lägst värden på Visingsö och högst värde i sydväst. Dessa värden är sannolikt representativa för nedfallet till Vätterns yta men till skogsmark i området är den totala belastningen av både svavel och kväve större än vad våtdepositionen anger.

Tidsutveckling

Figur 5 visar att nederbörden var mindre sur under hydrologiska året 2001/02 än vad som noterats något år tidigare. Då noterades pH-värde 5,0 mot tidigare års värden runt 4,6-4,7. Samtidigt deponerade mindre svavel och kväve än vad som noterats något år tidigare sedan mätningarna startade 1993. Detta förklaras delvis av att nederbördsmängden var mindre under 2001/02 än vad som noterats under närmast föregående år. Tabell 1 visar 560 mm nederbörd under 2001/02 jämfört med 693 som medelvärde för de fyra föregående åren. Inflytandet av saltförande vindar från havet, mätt som kloridnedfall, var på samma nivå som tidigare, 14 kg per hektar.



Figur 5. Årsmedelvärden för pH-värde, nederbördsmängd samt våtdeposition av svavel och kväve på Visingsö jämfört med på fastlandet. Syftet är att visa utveckling i tiden och skillnad mellan situationen på Visingsö (serie n_1 från 1993/94) jämfört med sex lokaler på fastlandet (serie n_2 mellan 1996/97 och 2000/01). Streckad linje anger förväntat nedfall av svavel och kväve i området år 2010.

Att nederbörden blivit mindre sur och att svavelnedfallet har minskat under senare år gäller inte bara Visingsö utan är en allmän utveckling i landet sedan den regionala luftövervakningen inom Kron-dropsnätet startade 1985. Främst förklaras det av minskande utsläpp av försurande ämnen i Europa. Generellt gäller också att det har varit betydligt svårare att se tydliga trender för nedfallet av kväve. Förväntad belastning av svavel och kväve i området år 2010; 3 kg svavel och 5,5 kg kväve per hektar

och år är beräknade medelvärden för Götaland om åtgärder inom konventionen om gränsöverskridande luftföroreningar (CLRTAP) fullföljs (streckad linje i figur 5). Det är nu mätningarnas sak att verifiera att utsläppsminskningar genomförs i den utsträckning så att denna förväntade nivå nås som genomsnitt för både öppen mark och skogsmark.

Tabell 1. Nedfallsdata från Visingsö under nio hydrologiska år samt medelvärden från de fyra första respektive fyra senaste årens mätningar. Obs! Data avseende katjoner härrör från insamlare för tungmetaller.

| År | Nedb | H ⁺ | SO ₄ - S | SO ₄ - S _{ex} | Cl | NO ₃ - N | NH ₄ - N | Ca | Mg | Na | K |
|----------------------|------------|-------------------|------------------------|--------------------------------------|-------------|------------------------|------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | mm | ----- kg/ha ----- | | | | | | | | | |
| 93/94 | 484 | 0,10 | 4,5 | 4,0 | 11,7 | 3,6 | 4,4 | 3,1 | 1,3 | 7,8 | 2,5 |
| 94/95 | 817 | 0,16 | 5,9 | 5,1 | 18,8 | 5,4 | 5,7 | 2,6 | 1,4 | 10,3 | 2,5 |
| 95/96 | 403 | 0,05 | 3,5 | 3,2 | 4,6 | 3,3 | 3,5 | 1,7 | 0,7 | 3,3 | 1,7 |
| 96/97 | 649 | 0,13 | 6,0 | 5,2 | 17,2 | 5,4 | 4,5 | 2,0 | 1,1 | 5,8 | 3,5 |
| 93/94 – 96/97 | 588 | 0,11 | 5,0 | 4,4 | 13,1 | 4,4 | 4,5 | 2,4 | 1,1 | 6,8 | 2,6 |
| 97/98 | 583 | 0,09 | 2,8 | 2,6 | 4,4 | 2,5 | 2,5 | 1,9 | 0,8 | 5,1 | 2,1 |
| 98/99 | 730 | 0,15 | 4,8 | 4,1 | 13,4 | 4,7 | 4,7 | 2,2 | 0,8 | 4,8 | 3,0 |
| 99/00 | 767 | 0,15 | 5,6 | 3,9 | 37,2 | 5,6 | 4,8 | 3,1 | 1,9 | 13,8 | 3,6 |
| 00/01 | 691 | 0,14 | 3,9 | 3,5 | 7,8 | 4,6 | 4,2 | 2,3 | 0,7 | 3,1 | 2,1 |
| 97/98 – 00/01 | 693 | 0,13 | 4,3 | 3,5 | 15,7 | 4,4 | 4,1 | 2,4 | 1,1 | 6,7 | 2,7 |
| 01/02 | 560 | 0,06 | 2,7 | 2,1 | 14,0 | 2,5 | 2,6 | 1,8 | 0,8 | 4,4 | 2,5 |

Referenser och ytterligare läsning

Hallgren Larsson, E., Svensson, A. och Westling, O. 2003. Luftföroreningar i skogliga provytor – Resultat till och med september 2002. IVL B 1521 med länsbilagor.

Krondroppsnetet under www.ivl.se

SMHI. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige, 1961-1990. Referensnormaler.

Nederbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö

Eva Hallgren Larsson IVL Aneboda

Deposition och halter 1993 till 2002

Våtdepositionen av tungmetaller mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet i Aneboda på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002. Det innebär att samtliga data från senaste året härrör från den nya placeringen i Kumlaby som inte är lika vindexponerad som den gamla. Det är en fördel eftersom det minskar risken för störd nederbördsinsamling främst i samband med starka vindar.

Metoder

Sommartid insamlas nederbörd med tratt och dunk (2L) på stolpe. Till och med december 2001 gjordes vinterprovtagningen med en hink (5L) på stolpe. Främst under vinterperioden har vi haft problem genom att nederbörd kunnat avdunsta från insamlarna och resultera i mindre volymer men med högre koncentrationer. Detta ska dock inte påverka den beräknade depositionen, under förutsättning att den totala vattenmängden räcker för analys. Under månader med liten nederbördsmängd och kraftig avdunstning har det dock hänt att insamlaren varit helt tom. Från och med januari 2002 har hinksamlaren vintertid därför ersatts av en dunk (2L) med en så kallad Büchner-tratt av propenplast. Denna tratt har höga kanter och är därför bättre lämpad för insamling av snö än vad ordinarie trattar är. Avdunstning och risk för kontaminering är också mindre än från en öppen hink.

Tabell 1. Deposition av tungmetaller under 2002.

| Månad | Nb mm | As | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|
| ----- g/ha ----- | | | | | | | | |
| Januari | 44 | 0,01 | 0,00 | 0,02 | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 2,0 |
| Februari | 30 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,11 | 0,06 | 0,17 | 1,0 |
| Mars | 18 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,12 | 0,05 | 0,15 | 0,9 |
| April | 43 | 0,11 | 0,03 | 0,08 | 0,56 | 0,20 | 0,46 | 4,1 |
| Maj | 42 | 0,13 | 0,02 | 0,11 | 0,24 | 0,19 | 0,50 | 2,2 |
| Juni | 95 | 0,18 | 0,03 | 0,72 | 0,47 | 0,41 | 0,66 | 13,2 |
| Juli | 77 | 0,05 | 0,05 | 0,11 | 1,38 | 0,18 | 0,91 | 8,4 |
| Augusti | 10 | 0,03 | 0,01 | 0,05 | 0,37 | 0,10 | 0,12 | 1,9 |
| September | 15 | 0,10 | 0,02 | 0,06 | 0,73 | 0,12 | 0,18 | 2,1 |
| Oktober | 53 | 0,14 | 0,01 | 0,05 | 0,33 | 0,13 | 0,23 | 2,5 |
| November | 50 | 0,09 | 0,02 | 0,06 | 0,37 | 0,20 | 0,30 | 2,5 |
| December | 5 | 0,02 | 0,01 | 0,09 | 0,12 | 0,14 | 0,08 | 3,5 |
| Summa | 480 | 0,9 | 0,2 | 1,4 | 4,9 | 1,8 | 3,9 | 44 |

Insamlad nederbördsmängd med utrustning för analys av tungmetaller var 80 % jämfört med vad som mättes upp med utrustning för försurande ämnen. Nedfall av olika ämnen har baserats på halter och nederbördsmängder i respektive kärl.

All utrustning som kommer i kontakt med nederbörd är specialdiskad med stark- och svagsyra. Nederbördsinsamlarna töms en gång per månad. Hela insamlaren byts ut och all insamlad nederbörd skickas till IVL i Aneboda för syrakonservering och analys. Efter två veckors syralakning av prov och insamlare skickas provet till SGAB i Luleå för analys av tungmetaller med ICP-MS teknik. Byte av insamlare utförs av provtagare bosatt i direkt anslutning till provlokalen.

Resultat

Deposition av tungmetaller på Visingsö redovisas i tabell 1 och 2. För tidigare års månadsdata hänvisas till tidigare årsredovisningar. Till skillnad mot depositionen av försurande ämnen redovisas tungmetaller per kalenderår för att kunna jämföras med nationella mätningar som redovisas årsvis (tabell 4).

Till skillnad mot föregående år, 2001, visar tabell 1 likartat nedfall av tungmetaller under första och andra halvåret 2002. De månader då det största nedfallet noterades var juni och juli, vilket förklaras av riklig nederbördsmängd men också något högre halter än årets övriga månader.

Tabell 2 redovisar resultat från kalenderåret 2002, ställt i relation till hela mätperioden på Visingsö samt beräknade medelvärden för de två första fyraårsperioderna. Tabellen visar generellt mindre nedfall av tungmetaller under den senaste perioden jämfört med den första, trots betydligt mer nederbörd. Det mest utmärkande året är 1995 då arsenik (As), nickel (Ni) och bly (Pb) visade större deposi-

tion än övriga undersökta år. Till största delen förklaras det av höga halter av dessa ämnen i nederbörden men även av förhållandevis mycket nederbörd. Den tidigare utvecklingen med minskat nedfall av tungmetaller verkar hålla i sig under 2002. Speciellt gäller det bly och kadmium, där resultaten från 2002 visar mindre nedfall (eller samma som) tidigare noterade lägsta värde.

Tabell 2. Årlig deposition av tungmetaller på Visingsö under perioden 1993 till 2002.

| Period | Nb mm | As | Cd | Cr | Cu g/ha | Ni | Pb | Zn |
|-----------------------------|------------|------------|------------|------------|-------------|------------|-------------|-----------|
| 1993 ¹⁾ | 320 | 0,9 | 0,6 | 1,6 | 16,3 | 1,5 | 8,5 | 50 |
| 1994 | 369 | 1,5 | 0,3 | 1,4 | 9,2 | 2,1 | 12,2 | 61 |
| 1995 | 575 | 2,5 | 0,5 | 1,6 | 10,3 | 3,2 | 14,8 | 59 |
| 1996 | 357 | 0,7 | 0,3 | 1,8 | 4,0 | 1,9 | 5,2 | 32 |
| Medelvärde 1993-96 | 405 | 1,4 | 0,4 | 1,6 | 10,0 | 2,2 | 10,2 | 51 |
| 1997 | 638 | 1,1 | 0,5 | 1,2 | 7,3 | 2,6 | 6,8 | 41 |
| 1998 | 443 | 0,7 | 0,2 | 1,8 | 8,6 | 2,3 | 4,6 | 37 |
| 1999 | 445 | 0,6 | 0,2 | 1,5 | 8,4 | 1,9 | 6,0 | 53 |
| 2000 | 555 | 0,5 | 0,2 | 1,0 | 13,2 | 1,7 | 6,4 | 73 |
| Medelvärde 1997-2000 | 520 | 0,7 | 0,3 | 1,4 | 9,4 | 2,1 | 6,0 | 51 |
| 2001 | 428 | 0,4 | 0,2 | 0,6 | 6,7 | 1,4 | 5,1 | 41 |
| 2002 | 480 | 0,9 | 0,2 | 1,4 | 4,9 | 1,8 | 3,9 | 44 |

1) Mätningar endast under 10 månader.

Undersökningarna av metaller i nederbörd från Visingsö ger även ett mått på deposition av järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al). Deposition av dessa metaller utgör en relativt liten ekologisk risk, men stora förändringar med tiden bör noteras, tabell 3. Tabellen visar generellt mindre deposition under 1997-2000 än under 1993-1996. Resultaten

från 2002 visar inget anmärkningsvärt, men något större deposition i maj, juni och juli än under vintermånaderna. Liksom för tungmetallerna förklaras det delvis av riklig nederbördsmängd i juni och juli.

Tabell 3. Årlig deposition av järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al) på Visingsö under perioden 1993 till 2002.

| Period | Nb mm | Fe ----- g/ha ----- | Mn | Al |
|-----------------------------|------------|------------------------------|-----------|------------|
| 1993 ¹⁾ | 320 | 301 | 36 | 266 |
| 1994 | 369 | 552 | 37 | 358 |
| 1995 | 575 | 1079 | 44 | 403 |
| 1996 | 357 | 605 | 36 | 561 |
| Medelvärde 1993-1996 | 405 | 634 | 38 | 397 |
| 1997 | 638 | 405 | 33 | 296 |
| 1998 | 443 | 323 | 26 | 301 |
| 1999 | 445 | 265 | 29 | 192 |
| 2000 | 555 | 325 | 26 | 225 |
| Medelvärde 1997-2000 | 520 | 330 | 29 | 254 |
| 2001 | 428 | 246 | 48 | 198 |
| 2002 | 480 | 433 | 42 | 314 |

1) Mätningar endast under 10 månader.

Jämförelse med övriga lokaler – halter i nederbörd

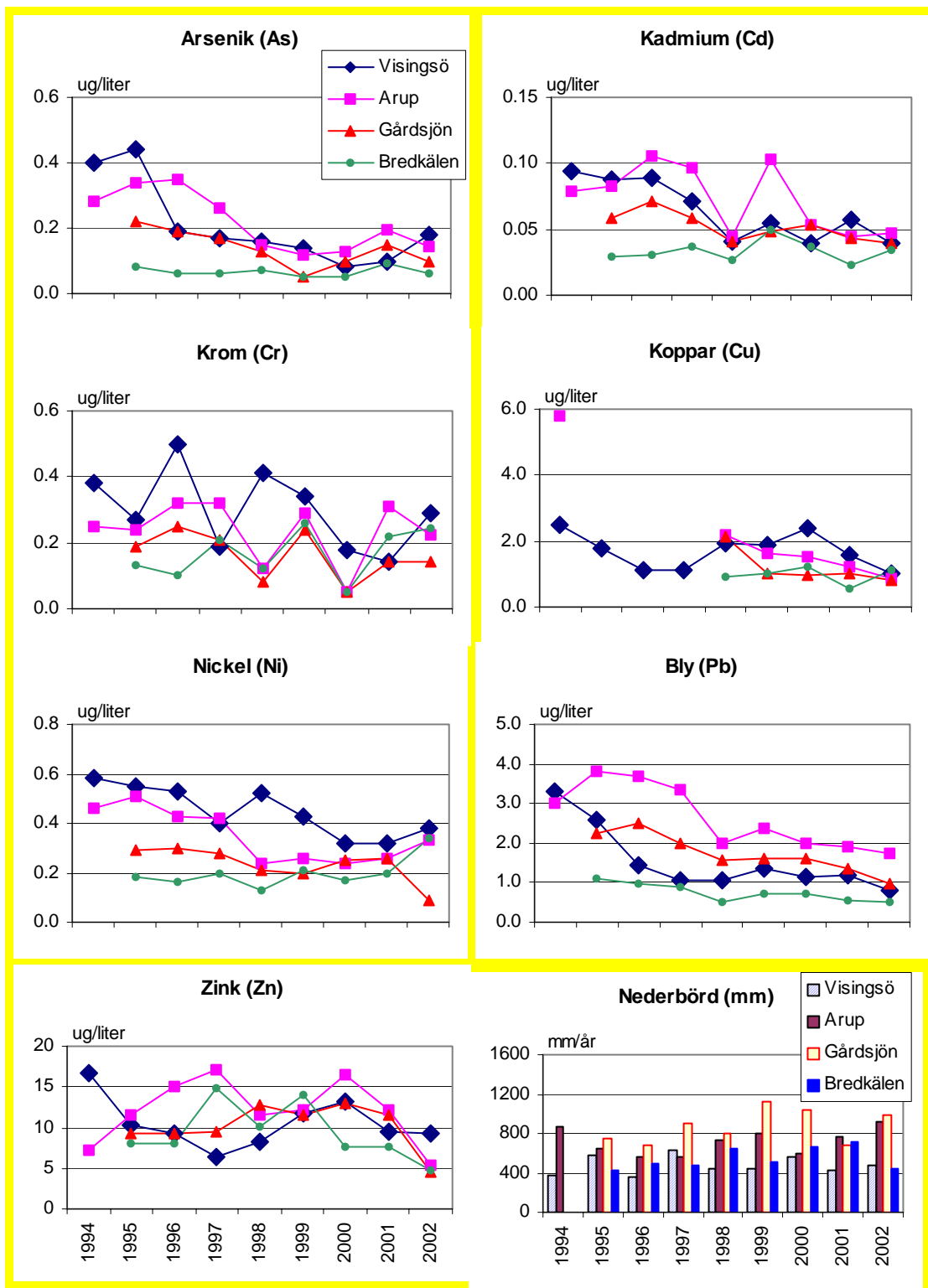
Resultaten från Visingsö kan jämföras med mätningar inom NederbördsKemiska nätet, som görs på tre platser i landet, figur 1 och tabell 4. Arup ligger i Skåne, Gårdsjön i Bohuslän och Breckkälen i Jämtland.

Insamling och analys av nederbördsprover är något annorlunda än på Visingsö. Insamlarens utformning är annorlunda och radien på provtagningskärlet är mindre inom NederbördsKemiska nätet, vilket påverkar insamlingens effektivitet och avdunstningen från insamlaren. Som regel medför mindre samlingsradie att insamling av nederbörden blir mindre representativ, speciellt gäller detta blåsiga perioder och tillfällen då nederbörden består av snö. Vidare analyseras proverna på annat laboratorium, vilket gör att jämförelsen får ske med viss försiktighet. På grund av trolig kontaminering har NederbördsKemiska nätet inte redovisat halter av koppar under perioden 1995-1997.

Figur 1 visar att halterna av framför allt arsenik, nickel och bly har minskat på lokalerna i södra Sverige sedan mätningarna startade. Figuren visar

också att halterna av arsenik i nederbörden har sjunkit från 0,2-0,4 µg/l, som genomsnitt för de sydligare lokalerna under de första åren, till <0,2 µg/l under senare år. Breckkälen i Jämtland har haft låga arsenikhalter <0,1 µg/l under hela mätperioden. Generellt lägre halter av tungmetaller på Jämtlandslokalen gäller samtliga ämnen, utom zink som visat liknande värden som på lokalerna i södra Sverige.

Tabell 4 visar volymvägda halter på Visingsö och lokaler inom NederbördsKemiska nätet under de år mätningar genomförts. Även här syns det tydligt att nederbörd från Breckkälen generellt haft lägre halter av så gott som samtliga tungmetaller jämfört med övriga lokaler, räknat som medelvärden för de senaste åtta åren (perioden 1995-02). Detta är logiskt och befäster karaktären på Breckkälen som en "renluftslokal". Räknat på samma sätt har nederbörd från Arup i Skåne innehållit mer arsenik (As), kadmium (Cd), bly (Pb), och zink (Zn) än från övriga lokaler. När det gäller krom (Cr) och nickel (Ni) har de högsta halterna däremot noterats på Visingsö, vilket även gäller koppar (Cu) under tre av fem jämförbara år.



Figur 1. Volmvägda koncentrationer av tungmetaller i nederbörd från Visingsö jämfört med 3 lokaler inom Nederbördskemiska nätet. Värden avser koncentrationer för kalenderåren 1994 - 2002. Nederbördsmängder anges som referens.

Tabell 4. Volymvägda medelhalter av tungmetaller under 1993 till 2002 på Visingsö samt tre lokaler inom det nationella Nederbördskemiska nätet.

| Lokal | År | Nb mm | As | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------------------|---------------------------|----------------|-------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | -----µg/l----- | | | | | | | |
| Visingsö | 1993 ¹⁾ | 330 | 0,28 | 0,198 | 0,50 | 5,09 | 0,47 | 2,65 | 15,6 |
| | 1994 | 369 | 0,40 | 0,094 | 0,38 | 2,51 | 0,58 | 3,30 | 16,6 |
| | 1995 | 575 | 0,44 | 0,088 | 0,27 | 1,79 | 0,55 | 2,57 | 10,3 |
| | 1996 | 359 | 0,19 | 0,089 | 0,50 | 1,12 | 0,53 | 1,45 | 9,2 |
| | 1997 | 638 | 0,17 | 0,071 | 0,19 | 1,14 | 0,40 | 1,06 | 6,4 |
| | 1998 | 443 | 0,16 | 0,041 | 0,41 | 1,95 | 0,52 | 1,04 | 8,3 |
| | 1999 | 445 | 0,14 | 0,055 | 0,34 | 1,90 | 0,43 | 1,35 | 11,8 |
| | 2000 | 555 | 0,08 | 0,040 | 0,18 | 2,38 | 0,32 | 1,16 | 13,2 |
| | 2001 | 428 | 0,10 | 0,057 | 0,14 | 1,57 | 0,32 | 1,18 | 9,5 |
| | 2002 | 480 | 0,18 | 0,040 | 0,29 | 1,01 | 0,38 | 0,81 | 9,2 |
| Medelvärde 1995-02 | | 490 | 0,18 | 0,060 | 0,29 | 1,61 | 0,43 | 1,33 | 9,7 |
| Arup | 1994 | 876 | 0,28 | 0,079 | 0,25 | - | 0,46 | 3,02 | 7,3 |
| | 1995 | 653 | 0,34 | 0,082 | 0,24 | - | 0,51 | 3,83 | 11,6 |
| | 1996 | 555 | 0,35 | 0,106 | 0,32 | - | 0,43 | 3,70 | 15,1 |
| | 1997 | 558 | 0,26 | 0,096 | 0,32 | - | 0,42 | 3,34 | 17,1 |
| | 1998 | 730 | 0,15 | 0,044 | 0,12 | 2,18 | 0,24 | 2,00 | 11,5 |
| | 1999 | 808 | 0,12 | 0,103 | 0,29 | 1,62 | 0,26 | 2,38 | 12,1 |
| | 2000 | 591 | 0,13 | 0,054 | 0,05 | 1,53 | 0,24 | 2,00 | 16,4 |
| | 2001 | 762 | 0,19 | 0,044 | 0,31 | 1,20 | 0,26 | 1,90 | 12,1 |
| | 2002 | 913 | 0,14 | 0,047 | 0,22 | 0,86 | 0,33 | 1,74 | 5,4 |
| | Medelvärde 1995-02 | | 696 | 0,21 | 0,072 | 0,23 | - | 0,34 | 2,61 |
| Gårdsjön | 1995 | 754 | 0,22 | 0,058 | 0,19 | - | 0,29 | 2,24 | 9,2 |
| | 1996 | 684 | 0,19 | 0,071 | 0,25 | - | 0,30 | 2,52 | 9,3 |
| | 1997 | 905 | 0,17 | 0,058 | 0,21 | - | 0,28 | 2,00 | 9,5 |
| | 1998 | 806 | 0,13 | 0,041 | 0,08 | 2,15 | 0,21 | 1,55 | 12,8 |
| | 1999 | 1127 | <0,1 | 0,048 | 0,24 | 1,00 | 0,20 | 1,63 | 11,6 |
| | 2000 | 1042 | 0,10 | 0,053 | 0,05 | 0,97 | 0,25 | 1,59 | 13,0 |
| | 2001 | 676 | 0,15 | 0,043 | 0,14 | 1,02 | 0,26 | 1,36 | 11,6 |
| | 2002 | 994 | 0,10 | 0,040 | 0,14 | 0,8 | 0,09 | 0,96 | 4,6 |
| | Medelvärde 1995-02 | | 874 | 0,14 | 0,052 | 0,16 | - | 0,24 | 1,73 |
| Bredkålen | 1995 | 419 | 0,08 | 0,029 | 0,13 | - | 0,18 | 1,10 | 8,0 |
| | 1996 | 493 | 0,06 | 0,030 | 0,10 | - | 0,16 | 0,96 | 8,1 |
| | 1997 | 480 | 0,06 | 0,037 | 0,21 | - | 0,20 | 0,87 | 14,8 |
| | 1998 | 642 | 0,07 | 0,027 | 0,12 | 0,93 | 0,13 | 0,52 | 10,1 |
| | 1999 | 509 | <0,1 | 0,050 | 0,26 | 1,02 | 0,21 | 0,71 | 14,0 |
| | 2000 | 659 | 0,05 | 0,037 | 0,05 | 1,24 | 0,17 | 0,71 | 7,7 |
| | 2001 | 708 | 0,09 | 0,023 | 0,22 | 0,57 | 0,20 | 0,56 | 7,7 |
| | 2002 | 438 | 0,06 | 0,034 | 0,25 | 1,10 | 0,34 | 0,50 | 4,7 |
| Medelvärde 1995-02 | | 544 | 0,07 | 0,033 | 0,17 | - | 0,20 | 0,74 | 9,4 |

1) Mätningar endast under 10 månader.

Referenser och ytterligare läsning

Hallgren Larsson, E. 2003. Nederbördskemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö.

Svensson, A. 2003. IVL. Resultat från Nederbördskemiska nätet. Pers. komm.

6. Öringreproduktion i vissa Vätternbäckar 2002

Arne Johlander & Bengt Johansson
Fiskeriverket, Utredningskontoret
Järnvägsgatan 9
553 15 Jönköping

INLEDNING

De tillrinnande vattendragen till Vättern har en viktig ekologisk funktion som lekområden för ett flertal av sjöns olika fiskarter. Öringen nyttjar dessutom under ungstadiet strömvattensmiljön i vattendragen som uppväxtområde. Att säkerställa god vattenkvalitet i tillrinningsbäckarna, liksom att bibehålla naturliga biotoper, är därför av stor betydelse för fiskfaunan i sjön. Vätterbäckarna ses som viktiga även ur nationellt perspektiv för skydd och bevarande av den naturliga mångfalden i strömvattensmiljön.

Fiskeriverkets utredningskontor har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet under sensommaren 2002, på motsvarande sätt som tidigare år, utfört elfiskundersökning i sex av Vätterns tillrinnande vattendrag. Undersökningen, som i första hand inriktas på kontroll av öringreproduktionen, ingår som en del av den regionala miljöövervakningen av Vättern. Öringen, tillsammans med andra förekommande fiskarter, fungerar i detta sammanhang som indikator på bäckarnas miljöstatus. Avläsning av öringreproduktionen i vissa vattendrag har också betydelse ur fiskesynpunkt för bedömning av beståndens status och utveckling.

Tabell 1 Vattendrag och provlokaler som ingår i 2002 års elfiskeundersökning.

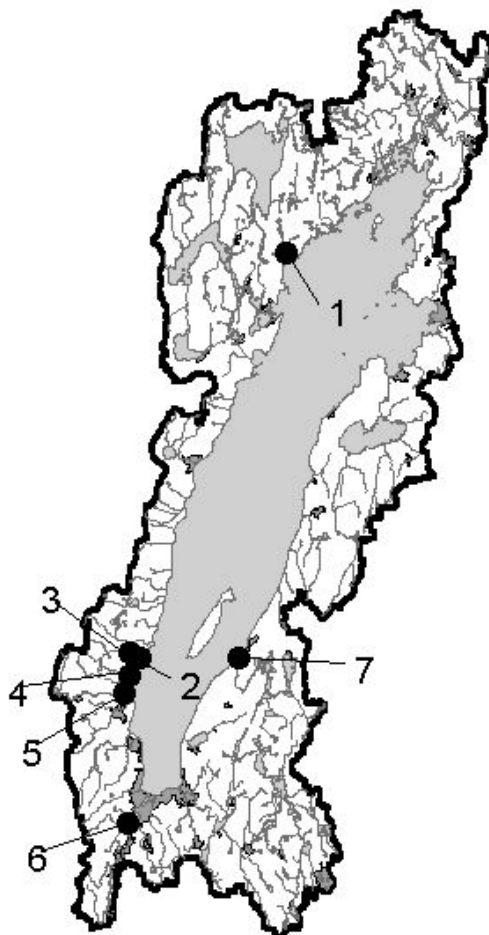
| Vattendrag | Provlokal | Koordinater (RAK) |
|----------------|-----------|-------------------|
| Granviksån | 650170 | 142690 |
| Gagnån (nedre) | 643100 | 140155 |
| Gagnån (övre) | 643205 | 139965 |
| Hornån | 642805 | 139975 |
| Knipån | 642500 | 139880 |
| Tabergsån | 640225 | 139945 |
| Röttleån | 643120 | 141875 |

UNDERSÖKTA VATTENDRAG

De elfisken som genomförts 2002 och vilka redovisas i föreliggande rapport, omfattar kontroller på lokaler i sex utvalda vattendrag (tabell 1.). Samtliga dessa vattendrag är belägna i Jönköpings län förutom Granviksån, som avrinner mot Vättern i Västra Götalands län. Vattendragens läge kring Vättern framgår av bifogad översiktskarta (fig 1.)

De övre delarna av Vätterns tillrinningsområde är belägna på en höjd av drygt 300 meter över havet medan Vätterns yta ligger ca 89 m ö h. Höjdskillnaderna medför en väsentlig lutning i flera vattendrag, vilket bl a ger upphov till de långa strömsträckor som utgör lämpliga biotoper för uppväxande öring. I många av vattendragen till Vättern har denna fallhöjd nyttjats för kvarnverksamhet, elproduktion mm.

De sex undersökta vattendragen innehåller alla strömsträckor som lämpar sig för öringproduktion. Vandringshinder för uppvandrande fisk, i form av dammar och fall, medför dock att det främst är de nedre delarna som nyttjas som reproduktionsområde av Vätteröringen.



Figur 1. Översiktskarta över elfiskade vattendrag.

METODIK VID ELFISKET

Undersökningarna 2002 har skett genom elfiske på motsvarande sätt som tidigare år på vissa bestämda provytor. Ett motordrivet elfiskeaggregat har använts. Spänningen har varit ca 400 V. Elfiskena i de aktuella vattendragen utfördes under augusti månad. Öringungarna uppehåller sig då på uppväxtområdena och årsynglen har nått sådan storlek att de kan fiskas på kvantitativt sätt.

Elfiskena har genomförts med sk successiv utfiskning, med tre upprepade fiskeomgångar. Detta möjliggör bl a skattning av öringförekomsten med viss säkerhet. Avfiskning har i respektive bäck skett på ett bestämt avsnitt. Provytan har uppgått till mellan 105 och 260 m². Platsen för elfisket har ursprungligen valts bl a med utgångspunkt från att den skall representera en lämplig uppväxtbiotop för öringungar.

För att kunna belysa utvecklingen i vattendragen har stor vikt lagts vid att på varje lokal utföra elfiskena så att resultaten blir så jämförbara som möjligt med tidigare års kontroller. Samtidigt finns nu även viss möjlighet till jämförelse mellan olika vattendrag. Det kan nämnas att vattenföringen vid 2002 års undersökningar i flertalet bäckar var kring den normala för årstiden och fiskena gick därigenom att praktiskt genomföra på ett bra och jämförbart sätt.

Vid elfiskena har förhållanden kring fisket, samt fångsten för respektive fiskeomgång, noterats i sk elfiskeprotokoll. All fisk har noterats med avseende på art, antal och storlek. Längdmätning av alla öringar har skett som tidigare år. Klassning av åldersgrupper hos öringungar har gjorts med utgångspunkt från längdfördelning. (Angivna ålders-

grupper : 0+ = årsunge , \geq 1+ = fjolårsunge eller äldre.) Vikten hos den samlade fångsten av varje art har noterats, vilket möjliggör beräkning av fiskbiomassa. Efter avslutat fiske har fångad fisk återutsetts inom provytan.

Elfiske, på det sätt som nu har utförts, innebär att merparten av populationen av öring och andra fiskarter på en provsträcka fångas upp. Vid successiv utfiskning med tre fiskeomgångar fås t ex normalt ca 85 - 95 % av den fångstbara öringpopulationen. (Anm. En liten del av populationen är ofta av olika skäl inte fångstbar och ingår därmed inte i resultat och beräkningar.) Skattning av antalet kvarvarande fångstbara öringar liksom det totala antalet öringungar inom de olika provytorna har sedan gjorts från fångstdata med hjälp av Zippin's metod. Separat beräkning har gjorts för öring 0+ respektive öring \geq 1+. Besättningstäthet på den avfiskade provytan har beräknats genom att dividera det beräknade antalet öringar inom provytan med provytans areal. Motsvarande beräkning har gjorts för att ange tätheten i form av öringbiomassa.

RESULTATREDOVISNING

Vid 2002 års elfiskeundersökningar utfördes, som beskrivits ovan, kontroll i sex av tillflödena till Vättern; Granviksån, Gagnån, Hornån, Knipån, Tabergsån samt Röttleån. I enlighet med undersökningsprogrammet har fiske skett på en angiven lokal i respektive vattendrag. Komplettering av undersökningen har dock skett i Gagnån där två lokaler har fiskats. I nedanstående tabell redovisas en sammanställning av resultaten av aktuella provfisker (tabell 2.).

Tabell 2. Sammanställning av resultat från 2002 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden.

| Vattendrag | Datum | Provyta m ² | Öring Fångst | | Öring Beräknad täthet, st /100m ² | | Öring Beräknad biomassa, kg/100m ² | Fångst Övriga arter |
|----------------|------------|---------------------------|-----------------|------|--|------|--|-------------------------|
| | | | 0+ | ≥ 1+ | 0+ | ≥ 1+ | | |
| | | | st | st | st | st | | |
| Granviksån | 2002-08-07 | 105 | 28 | 5 | 35 | 6 | 0,4 | Abb, La |
| Gagnån (nedre) | 2002-08-15 | 150 | 69 | 82 | 49 | 57 | 1,1 | Fl.nejonöga, Sgkr |
| Gagnån (övre) | 2002-08-19 | 200 | 21 | 63 | 13 | 30 | 0,5 | Sgkr |
| Hornån | 2002-08-15 | 105 | 60 | 44 | 61 | 43 | 1,1 | Abb, Fl.nejonöga |
| Knipån | 2002-08-14 | 150 | 105 | 49 | 75 | 33 | 0,6 | Fl.nej, Nejonöga obest |
| Tabergsån | 2002-08-19 | 260 | 49 | 20 | 20 | 8 | 0,3 | B.simpa, Sg.kr. |
| Röttleån | 2002-08-16 | 160 | 180 | 45 | 120 | 29 | 1,1 | B.simpa, Elr, La, Sg.kr |

Tabellförklaring :

Öring 0+ = årsungar öring ; ≥1+ = tvåsomriga eller äldre ungar

Abb=Abborre B.simpa=Bergsimpa; Elr=Elritsa; La=Lake; Fl.nejonöga=Flodnejonöga; Nejonöga obest.=Nejonöga, ej bestämd till art; Sg.kr.=Signalkräfta

I följande redovisas 2002 års elfiskeresultat i respektive vattendrag. Vissa kommentarer till resultaten lämnas också och speciellt fokuseras förekomsten av öringungar. Jämförelse görs även med tidigare års resultat för att belysa beståndsutvecklingen. Inledningsvis ges en kort beskrivning av miljöhållandena i och kring vattendraget.

Granviksån

Kommun: Karlsborg

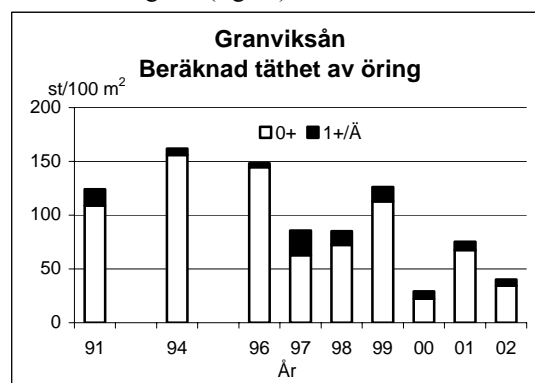
Avrinningsområde: 16-19 km²

Granviksån mynnar till norra delen av Vättern, ca 12 km norr om Karlsborg. Bäckens avvattnar bl a Bergsjön, Kvarnsjön och Ottersjön. Avrinningsområdet är till stor del skogsbevuxet och marken känslig för försurning. För att minska försurningpåverkan i området påbörjades kalkning i flera sjöar sjöarna inom tillrinningsområdet 1985-86 och har sedan dess upprepats i olika omgångar. Öringens uppvaeringsmöjligheter i Granviksån begränsas av en dammanläggning och endast den nedersta delen av ån är tillgänglig som reproduktionsområde för Vätteröring.

Elfiske 2002 - resultat och kommentarer

Elfiskelokalerna, som är belägen i den nedre delen av vattendraget i höjd med världshuset, utgör en god öringbiotop. Fångsten på lokalen år 2002 dominerades av öringungar. Dessutom noterades abborre och lake inom provytan. Öringbeståndets täthet på provytan uppgick till ca 40 st öringar/100 m². Årsungarna utgjorde merparten av dessa, ca 34 st/100

m². Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa uppgick till ca 0,4 kg/100m² (tabell 3.), vilket är i nivå med föregående år. Beräknad besättningstäthet av öring år 2002 från lokalen, tillsammans med tidigare års data, framgår av nedanstående diagram (fig. 2.).



Figur 2. Elfiske i Granviksån, lokal Världshuset, perioden 1991-2002.

Fångsten vid elfisket år 2002 i Granviksån pekar på en relativt god rekrytering av öring. Tätheten av årsungar, (34 st/100m²), är visserligen något lägre än det noterade genomsnittet för undersökningsperioden (1991 - 2002) men är troligen en följd av den variation i flöde mm som förekommer. Resultatet visar att öringens reproduktion och årsungarnas uppväxtförhållande år 2002 var relativt god. I likhet med föregående års resultat indikerar 2002 års elfiske åter på något lägre täthet av fjolårsungar (6 st/100m²). Troligen är detta en följd av den något lägre förekomsten av årsungar som noterats under de två senaste åren. Sammantaget ger resultaten från årets fiske dock en bild av relativt goda förhållanden för öringungar på provlokalerna. Fångsten av övriga fiskarter år 2002, abborre (4 st) och lake (3

st) pekar inte på någon väsentlig förändring jämfört med tidigare år.

Gagnån

Kommun : Habo

Avrinningsområde: ca 29 km²

Gagnåns avrinningsområde omfattar de mellersta delarna av Hökensås. Avrinningsområdet är sjöfattigt och innehåller endast några mindre sjöar och gölar, bl a Kroksjöarna och Fisklösen. Ett betydande grundvattensutflöde till Gagnån medför att vattentemperaturen ofta här är lägre under sommaren än i de övriga undersökta vattendragen.

Gagnån var tidigare försurningspåverkad och kalkning av våtmarker längs vattendraget påbörjades 1985. Kalkningsinsatser görs även i ett par av sjöarna inom avrinningsområdet. Gagnån anses ha ett mycket högt naturvärde och från väg 195 upp till källflöden är Gagnån med biflöden avsatt som naturreservat.

I Gagnåns nedre delar finns strömsträckor som lämpar sig väl för både Vätteröringens och harrens reproduktion. Längre uppströms i bäcken, ovan befintliga vandringshinder, finns stationär, strömlevande öring. Här finns dessutom bestånd av amerikansk bäckröding. Övriga arter som noterats vid elfiske i vattendraget är abborre, gädda, bergsimpa, flod- och bäcknejonöga. Även signalkräfta har påträffats.

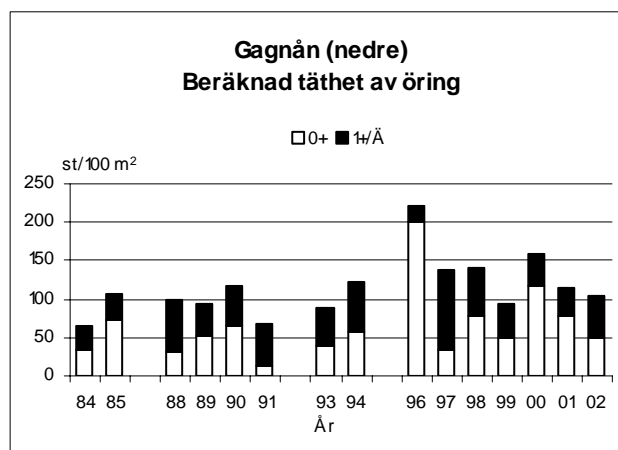
Elfiske 2002- resultat och kommentarer

Elfisket i Gagnån år 2002 skedde på två lokaler, dels i den nedre delen av ån, dels på en sträcka uppströms Fagerhult. I den nedre delen av ån dominerar öringbeståndet av Vätteröring. I området ovan Fagerhult är beståndet av öring strömlevande och stationärt. På båda lokalerna har elfiske skett tidigare år. Resultaten på respektive lokal i Gagnån redovisas nedan.

Gagnån, vid Bjälkatorpet

Elfisket 2002 i nedre Gagnån (Bjälkatorpet), skedde på en provsträcka som utgör uppväxtområde för ungar till Vätteröring. Utifrån fångsten av öringungar på provsträckan beräknades besättningstätheten uppgå till totalt ca 150 st/100m² varav tätheten årsungar (0+) var ca 70 st/100m². Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 1,1 kg/100m² (tabell 3.). En andel av öringungarna på sträckan bedömdes som tresomriga (2+) och ofta vandrar öringen här ut som smolt mot Vättern först efter tre år i vattendraget.

Återkommande elfisken har gjorts i Gagnån, i stort sett årligen, sedan 1984. Beräknad besättningstäthet av öring på den aktuella provytan i nedre Gagnån under åren 1984 - 2002 framgår av nedanstående diagram (fig. 3.a.).



Figur 3.a Elfiske i nedre Gagnån vid Bjälkatorpet perioden 1984-2002

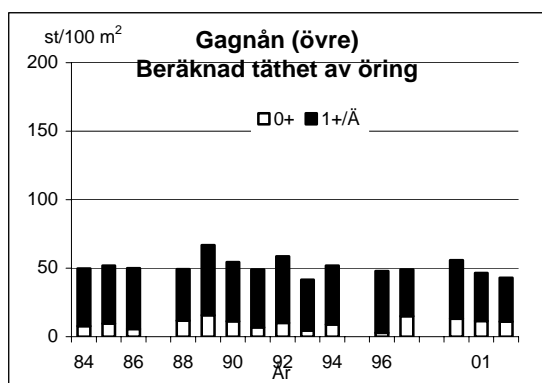
Elfisket år 2002 visar totalt på relativt goda förhållanden för öringungar på provsträckan. Tätheten antalsmässigt var dock något lägre än 2000 och genomsnittet de senare åren, främst vad gäller årsungar (0+). Tätheten i form av biomassa var i nivå med 2001 års värde och något högre än genomsnittet under senare år.

Övriga fiskarter på provytan har under åren varit mer sparsamt förekommande, med undantag för nejönöga som ibland påträffats tämligen rikligt. Någon successiv förändring av fiskfaunans sammansättning har inte märkts under period som lokalen kontrollerats. Vid 2002 års elfiske kunde dock signalkräfta noteras på provsträckan.

Gagnån, ovan Fagerhult

Elfisket år 2002 längre upp i Gagnån (ovan Fagerhult), skedde på en provsträcka med strömlevande öring. Beståndet här innehåller flera olika årsklasser. Utifrån fångsten av öringungar på provsträckan beräknades besättningstätheten uppgå till totalt ca 43 st/100m² varav tätheten årsungar (0+) var ca 13 st/100m². Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,5 kg/100m².

Återkommande elfisken har gjorts även i denna del av Gagnån sedan 1984. Beräknad besättningstäthet av öring på den aktuella provytan i övre delen av Gagnån under åren 1984 - 2002 framgår av nedanstående diagram (fig. 3.b).



Figur 3.b Elfiske i övre Gagnån vid Fagerhult perioden 1984-2002.

Under åren som undersökningar utförts i Gagnån har resultaten från provfiskena på lokalen ovan Fagerhult visat på ett stabilt bestånd av öring. Tätheten av öring har under undersökningsperioden varierat mellan ca 40 – 75 st/100m². Resultatet från elfisket 2002 tyder på viss minskning av öringtätheten i bäcken. Det är dock ännu osäkert om resultaten pekar på någon förändring av förhållanden i bäcken.

Hornån

Kommun : Habo
Avrinningsområde: ca 29 km²

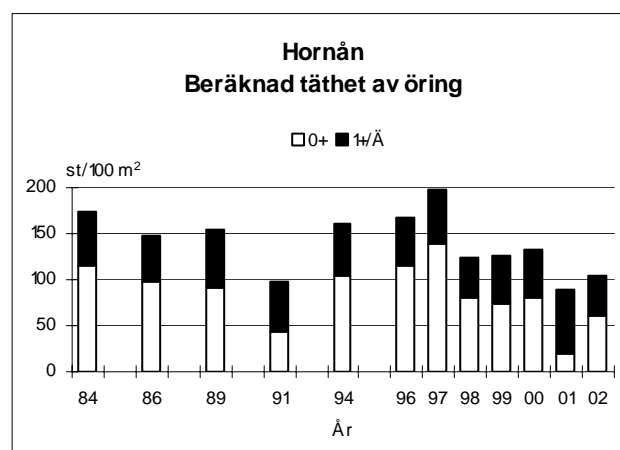
Den mellersta och södra delen av Hökensås avvattnas via Hornån, som sedan mynnar i Vättern ca 5 km norr om Habo. I åns avrinningsområde ingår bl a Hornsjön. För att motverka försurningspåverkan i vattendraget påbörjades kalkning redan 1984.

Vätteröring och harr utnyttjar de strömsträckor som finns i Hornåns nedre delar för sin reproduktion. Vandringshinder medför dock att Vätteröringen ej når upp till åns övre delar. Inom dessa övre avsnitt finns istället stationär, strömlevande öring. Fiskvägar har anlagts för att möjliggöra längre lekvandring av Vätteröring. Övriga fiskarter som noterats vid elfiskena i vattendraget är lake, mört, bergsimpå samt flodnejonöga.

Elfiske 2002 - resultat och kommentarer

Elfisket år 2002 i Hornån gjordes som tidigare år på en lokal i den del av bäcken som är tillgänglig som reproduktionsområde för sjölevande Vätteröring. Fångstresultatet visar på en hög besättningstäthet av öringungar, totalt ca 105 st/100m². Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick till ca 61 st/100m². Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 1,1 kg/100m² (tabell 3.).

Elfiske har gjorts i Hornån i omgångar sedan 1984. Tätheten har varierat mellan ca 100 - 200 st öringar/100m² under perioden som undersökningarna har pågått. Tätheten sensommaren år 2002 var i antal något högre än vad som uppmäts de senaste åren. Den uppmätta biomassan är dock i nivå med vad som i genomsnitt noterats för lokalen. Resultatet visar på fortsatt goda produktionsförhållanden för öringen. Tätheten av öringungar, såväl antalsmässigt som viktsmässigt, är att betrakta som hög och undersökningen pekar på en fortsatt god rekrytering av öring (fig. 4.).



Figur 4. Resultat från elfisken i nedre Hornån, perioden 1984-2002.

Utöver öring fångades och observerades flodnejonöga samt abborre. Provlokals strömmande och forsande karaktär medför att andra fiskarter mer sällan uppehåller sig här.

Knipån

Kommun : Habo
Avrinningsområde: ca 53 km²

Knipån mynnar i Vättern ca 3 km nordost om Habo. Avrinningsområdet omfattar den södra delen av Hökensås. Ingående sjöar i avrinningsområdet är bl a Knipesjön och Furusjön. De övre delarna av ån är i viss mån utsatta för försurningspåverkan medan de nedre delarna, inom det område som Vätteröringen reproducerar sig, inte tycks vara påverkade. Kalkning sker sedan 1991 årligen i Knipesjön och Furusjön och vattenprovtagning pekar på goda pH- och alkalinitetsvärden i systemet.

Åns nedre delar utgör reproduktionsområden för sjölevande öring och harr från Vättern. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns ett sparsamt bestånd av stationär, strömlevande öring. Övriga fiskarter som dokumenterats vid elfiske i

vattendraget är gädda, lake, elritsa, abborre, bergsimpa samt flodnejonöga.

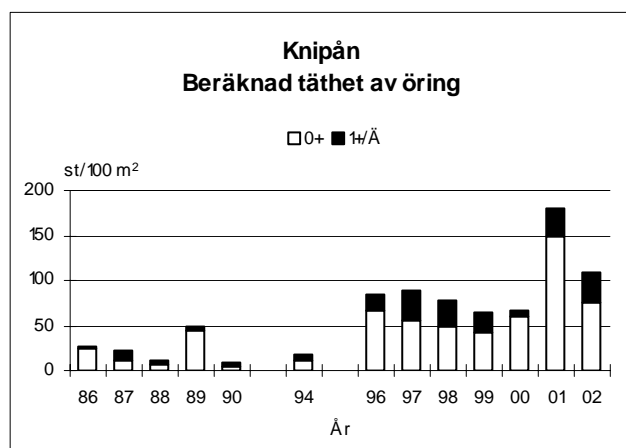
Elfiske 2002 - resultat och kommentarer

Vid elfisket år 2002, på provsträckan vid L Simonatorp, fångades drygt 150 öringungar vilket är bland de högsta noteringarna sedan undersökningarna början. Besättningstätheten av öring uppgick till totalt ca 110 st/100m². Beräknad täthet av årsungar (0+) uppgick till ca 75 st/100m². Tätheten av öring, uttryckt som biomassa, var ca 0,6 kg/100m² på lokalen (tabell 3.). Utöver öring fångades endast nejonöga.

Elfiske har skett i Knipån ett flertal år sedan 1986. Undersökningarna på lokalen vid Lilla Simonatorp har fram till och med 1994 skett under hösten, i oktober och november månad. De senaste åren har dock fisket utförts i augusti för att öka jämförbarheten med andra elfisken i regionen. Den ökade besättningstäthet som noteras från och med 1996 kan troligen delvis förklaras med att elfiskena tidigare lagts (fig. 5.). En förbättring av förhållandena i denna del av ån, efter det att regleringen för vattenkraftsändamål upphört, är också en trolig orsak.

Resultaten från 2002 års undersökning tyder på goda förhållanden för öringungar i Knipån. Tätheten av årsungar var inte i nivå med vad som uppmättes 2001, men vid jämförelse med övriga år är tätheten dock att betrakta som hög. Även det beräknade antalet äldre individer ($\geq 1+$) var högt.

Sammantaget tyder resultaten på goda förhållanden för öringungar i ån vilket avspeglas i bra rekrytering. Tätheten av öring på provlokalen är nu i nivå med vad som kan uppmätas i flera andra viktiga öringvattendrag till Vättern.



Figur 5. Resultat från elfiske i nedre Knipån (lokal: Lilla Simonatorp), perioden 1986-2002.

(Anm. Elfisken 1996 - 2001, är utförda i augusti, övriga under oktober-november.)

Förutom öring förekommer ofta andra fiskarter på provsträckan. Lake var tidigare relativt vanlig, men har inte fångats de senaste åren, vilket troligen har betydelse för öringbeståndet. Vid lägre vattenflöden har här tidigare även påträffats sparsamt med bergsimpa, flodnejonöga och gädda. Dessa arter uppehåller sig troligen inte på lokalen i samma utsträckning vid högre vattenflöden. Under fisket år 2002 fångades förutom öring endast nejonöga.

Tabergsån

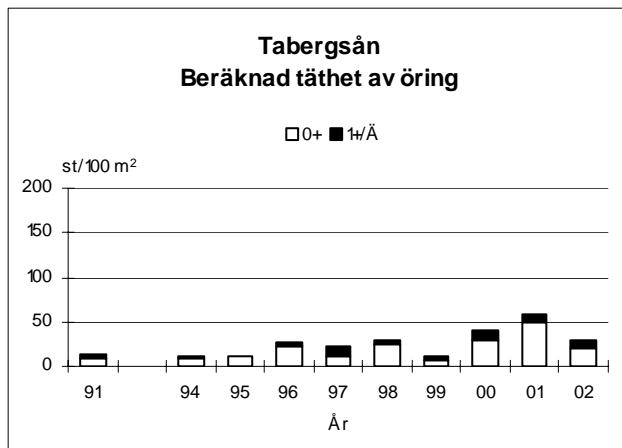
Kommun : Jönköping
Avrinningsområde: ca 204 km²

Tabergsån mynnar till södra Vättern via Munksjön. Vattendraget avvattnar både tätortsområden och landsbygd söder om Jönköping. Från Tabergsån finns tidiga uppgifter om en storvuxen öringstam och fiskar mellan 10 och 15 kg lär ha fångats i början av 1900-talet. Föreningar från kringliggande industrier och bebyggelse skadade emellertid beståndet allvarligt. Först under senare år har vattenkvaliteten förbättrats mer påtagligt. Öringreproduktionen har då också märkbart ökat. De övre delarna av Tabergsåns vattensystem, uppströms Vederydssjön, är försumningspåverkade.

Genom en fiskväg som anlades vid dammen i Hovslätts hembygdspark 1993 utökades uppväxtområdena för Vätteröringen väsentligt och vandrande öring har nu möjlighet att nå ca 8,5 km upp i Tabergsån.

Elfiske 2001 - resultat och kommentarer

Provytan, som ligger strax nedströms det tidigare vandringshindret vid Hovslätts hembygdspark, utgör en till synes god öringbiotop. Vid elfisket år 2002 fångades 69 st öringar på lokalen, samt bergsimpa, och signalkräfta. Tätheten av öring uppgick till ca 28 st/100 m² och tätheten av årsungar (0+) var ca 20 st/100 m². Den beräknade biomassan av öring uppgick till ca 0,3 kg/100 m² (tabell 3.). I nedanstående diagram redovisas resultatet från de elfisken som gjorts under perioden 1991- 2002 (fig. 6.).



Figur 6. Resultat från elfiske i Tabergsån vid Hembygdsparcken, perioden 1991-2002

Vid elfisken 2000 och 2001 konstaterades förhållandevis god förekomst och ökande tätheter av öringungar på lokalen. Trenden med ett ökande bestånd fortgick inte på samma sätt år 2002 utan resultatet från elfisken visar på åter något lägre tätheter. Tätheterna är dock förhållandevis goda och tyder på relativt bra förhållanden för öringungar på lokalen under 2002.

Röttleån

Kommun : Jönköping
Avrinningsområde: ca 31 (230) km²

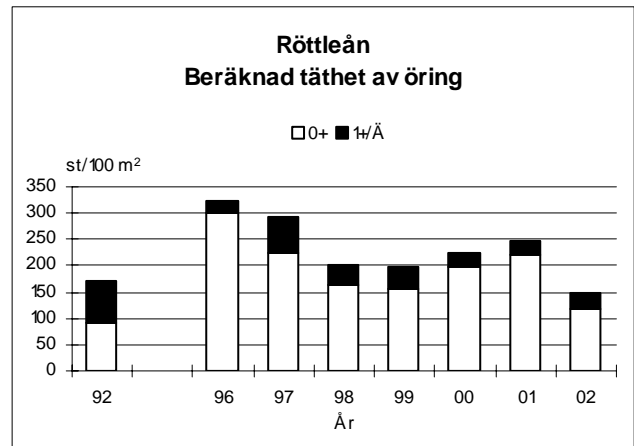
Röttleån var ursprungligen ett av Vätterns större tillflöden, med ett avrinningsområde på ca 230 km² vilket innefattande bl a de större sjöarna Ören och Bunn. Då Gränna kraftverk anlades kvarstod endast en mindre del av tillrinningen från ett område nedströms Bunn. Efter omprövning av vattendomen 1998 tappas nu, under perioden maj till oktober, visst minimiflöde till ån från Bunn. Avrinningsområdet innehåller marker med en god buffringsförmåga och försurningen bedöms inte påverka de nedre delarna av Röttleån.

Den för Vätteröringen tillgängliga sträckan i nersta delen av ån, inom den sträcka som är tillgänglig för Vätteröringen. Fångsten vid elfisken år 2002 dominerades som tidigare år av öring. Övrig fångst var signalkräfta, vilken fångades i relativt stor antal, samt enstaka exemplar av bergsimpa, elritsa och lake. Sammantaget uppgick den beräknade tätheten av öringungar på sträckan till ca 148 st/100 m², varav

Elfiske 2002 - resultat och kommentarer

Den aktuella elfiskelokalen är belägen i nedre delen av ån, inom den sträcka som är tillgänglig för Vätteröringen. Fångsten vid elfisken år 2002 dominerades som tidigare år av öring. Övrig fångst var signalkräfta, vilken fångades i relativt stor antal, samt enstaka exemplar av bergsimpa, elritsa och lake. Sammantaget uppgick den beräknade tätheten av öringungar på sträckan till ca 148 st/100 m², varav

ca 80 % utgjordes av årsungar. Den beräknade biomassan av öring uppgick till ca 1,1 kg/100 m² (tabell 3.). Resultaten från 2002 års elfiske jämförs i nedanstående figur med resultaten från 1992 samt 1996 - 2001 (fig 7.).



Figur 7. Elfiske i Röttleån vid Turbinfundamenten, perioden 1992-2002

Elfisken har under de senaste åren (1996 - 2002) visat att öring förekommer i höga tätheter vilket tyder på en god reproduktion. Resultatet från fisket år 2002 är, trots de något lägre tätheterna, inget undantag. Sammantaget tyder alltså nuvarande resultat på fortsatt god rekrytering av öring i ån. Beståndstätheten är att betrakta som mycket hög. I övrigt bör nämnas den förhållandevis rikliga förekomsten av signalkräfta, vilket antyder att kräftbeståndet är i ökande.

SAMLAD BEDÖMNING FÖR AKTUELLA VATTENDRAG

Genom att med undersökningar följa fiskbestånden och den naturliga öringproduktionen i de sex vattendragen, fås en bild av bäckarnas miljöstatus och eventuella förändringar. Likaså fås en bild av den naturliga rekryteringen hos de ur fiskesympunkt värdefulla öringbestånden. Undersökningarna bedöms därigenom ge en för vattenvårdsarbetet relevant och viktig information.

Resultat från undersökningarna från åren 1996-2002, på de aktuella lokalerna, redovisas nedan i form av beräknad öringbiomassa, kg/100 m², (tabell 3.). Sammantaget visar dessa fångstdata på relativt stabila bestånd av öring. De beståndsfluktuationer som noterats är troligtvis i huvudsak resultat av naturliga variationer.

Tabell 3. Beräknad täthet av öring på undersökta provytor (biomassa, kg/100m²) åren 1996-2002, samt medelvärde under perioden.

| Vattendrag | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | Medel (kg/100 m ²) 1996 - 2002 |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|---|
| Granviksån | 0,44 | 0,71 | 0,81 | 0,75 | 0,43 | 0,43 | 0,38 | 0,56 |
| Gagnån (nedre) | 0,86 | 1,22 | 1,11 | 0,81 | 1,07 | 1,05 | 1,12 | 1,03 |
| Hornån | 1,24 | 1,43 | 1,43 | 1,08 | 1,62 | 1,28 | 1,07 | 1,31 |
| Knipån | 0,62 | 0,55 | 0,48 | 0,47 | 0,41 | 0,76 | 0,62 | 0,56 |
| Tabergsån | 0,28 | 0,23 | 0,29 | 0,19 | 0,57 | 0,47 | 0,28 | 0,33 |
| Röttleån | 1,19 | 1,86 | 1,58 | 1,58 | 1,11 | 1,14 | 1,08 | 1,36 |
| Medel (kg/100 m ²) | 0,77 | 1,00 | 0,95 | 0,81 | 0,87 | 0,86 | 0,76 | 0,86 |

Utifrån elfiskeundersökningarna år 2002, tillsammans med tidigare års resultat, görs nedan en kort samlad bedömning av nuläget av förhållandena i de aktuella vattendragen (tabell 4.). Bedömningen fokuserar öringbestånden och deras utveckling.

Utgångspunkt är att öringen utgör en i sammanhanget lämplig indikatorart. Den samlade bedömningen grundar sig i produktion och rekrytering av öring och är indelad i tre klasser:

- I: Optimal eller nära optimal produktion och rekrytering av öring.
- II: Produktion och rekrytering av öring sker men är ej optimal p.g.a. försämrade vattenkvalitet eller annan negativ påverkan på vattenmiljön.
- III: Produktion och rekrytering av öring väsentligt reducerad eller utslagen till följd av kraftig negativ påverkan på vattenmiljön, eller uttorkning.

Tabell 4. Bedömning av produktion och rekrytering av öring på undersökta lokaler. (Klass I - III.)

| Vattendrag: | Bedömd produktion och rekrytering | | | Kommentarer |
|-------------|-----------------------------------|----|-----|--|
| | I | II | III | |
| Granviksån | | x | | Minskat antal årsungar av öring, tämligen god rekrytering. |
| Gagnån | x | | | God rekrytering av öring. |
| Hornån | x | | | Minskat antal öringårsungar, men god rekrytering. |
| Knipån | x | | | Ökat antal öringungar, god rekrytering av öring. |
| Tabergsån | | x | | Tämligen god rekrytering |
| Röttleån | x | | | God rekrytering av öring. Höga tätheter av öringungar. |

Genom att elfiskena skett på samma lokaler och på jämförbart sätt år från år, fås en god bild fås av eventuella förändringar. Fortsatt kontroll av fiskförkomsten och öringproduktionen är planerad ske på motsvarande sätt kommande säsong för att belysa status och utveckling i angivna Vättertillflöden.

LITTERATUR, RAPPORTER mm:

Länsstyrelsen i Skaraborgs län, 1992. Elfiskeundersökningar 1991 i tillrinningsbäckar till Vättern, Skaraborgs län. Länsstyrelsen; miljövårdsenheten, Meddelande 2/92.

Länsstyrelsen i Skaraborgs län, 1995. Elfiskeundersökning 1994 i tillrinningsbäckar till Vättern. Länsstyrelsen; miljövårdsenheten, Meddelande 3/95.

Vätternvårdsförbundet 1996. Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 38.

Vätternvårdsförbundets årsskrift 1997. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 47. Elfiskeundersökningar 1996 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 55-68).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 1998. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 53. Elfiskeundersökningar 1997 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 65-75).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 1999. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 57. Elfiskeundersökningar 1998 i tillrinningsbäckar till Vättern. (sid 85-96).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2000. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 59. Elfiskeundersökningar 1999 i bäckar i Vättern. (sid 79-88).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2001. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 64. Elfiskeundersökningar 2000 i bäckar i Vättern. (sid 64-75).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2002. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 69. Elfiske i Vätterbäckar 2001 (sid 63-71).

Biologisk återställning 2000-2004 - Femårsplan för biologisk återställning i Jönköpings län. Del 3. Västra Vätterbäckarna.

7. Harrförekomst i Hornån och Röttleån under lekperioden, våren 2003

Arne Johlander & Bengt Johansson
Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping

Inledning

Harren har i Sverige i huvudsak en nordlig utbredning och förekommer i de södra delarna av landet endast i vissa vattensystem. I Vättern finns i dag landets sydligaste kvarvarande naturbestånd av harr. Större delen av sitt liv är Vätterharren sjölevande, men under våren vandrar den upp och leker i vissa tillflöden till Vättern. Ofta leker den i de nedre delarna av vattendragen.

I syfte att få en bild av Vätterharrens lek har Fiskeriverkets utredningskontor sedan 1997 kontrollerat harrförekomsten under lekperioden i två av Vätterns tillflöden; Hornån respektive Röttleån. Undersökningen görs på uppdrag av Vätternvårdsförbundet och ingår i det regionala miljöövervakningsprogrammet för Vättern med tillflöden. I föreliggande rapport redovisas den undersökning av harrleken som utfördes under våren 2003.



Figur 1. Harr

Metodik samt lokalbeskrivning

Kontrollen av harrförekomst i i Hornån respektive Röttleån 2003 skedde på motsvarande sätt som tidigare år, dvs genom okulär besiktning utmed en viss utvald sträcka. Undersökningssträckorna, som är belägna nära vattendragens utflöde i Vättern, har en längd på ca 0,3 km.

Vid fältkontrollerna delades undersökningssträckan upp i sektioner och på motsvarande sätt som tidigare år antecknades i fältprotokoll antalet observerade harrar inom respektive sektion. Samtidigt noterades t ex om det fanns harrar som hävdade revir eller var i lek. Om möjligt noterades harrens kön.

Vattentemperaturen i vattendragen, respektive i Vättern och luften, har uppmätts vid varje besök.

Vattenföringen har skattats och grumlighet, vattenfärg och siktförhållanden i åarna har också noterats. Kontrollerna har i fält normalt tagit 0,5 - 1 timma att genomföra per besökstillfälle. Vanligtvis har kontrollerna utförts under eftermiddagen. (Anm. Erfarenhet från tidigare år är att harren ofta ökar i lekaktivitet under eftermiddagen när vattentemperaturen stiger.)

De båda aktuella bäckarna, Hornån och Röttleån, besöktes vid ett flertal tillfällen under våren 2003. Kontrollerna i Hornån skedde mellan den 22 april och den 14 maj och i Röttleån mellan den 20 april och den 29 maj. Kontrollperioden valdes med utgångspunkt från tidigare års erfarenheter kring harrleken.

Undersökningarna 2003 genomfördes av Arne Johlander (Röttleån) och Bengt Johansson (Hornån) vid Fiskeriverkets utredningskontor. I Hornån medverkade även Fredrik Nöbelin, konsult, vid ett tillfälle.

Hornån

Den kontrollerade sträckan i Hornån är belägen i den nedre delen av vattendraget mot Vättern. Den sträcker sig från de nedersta strömmande partierna och ca 300 m uppströms. Provsträckan är beskuggad av löv- och barrträd. Vattnet är i stor utsträckning strömmande eller småforsande, men det finns även korta avsnitt som är mer lugnflytande. Bottenstratet domineras av grus, sten och block och på sträckan finns god tillgång på lämpliga lekbiotoper för harr. En kort sammanfattning av förhållandena på den kontrollerade sträckan samt sträckans läge ges i bifogad tabell. (Tabell 3.)



Figur 2 En harr som leker i Röttleån.

Röttleån

I Röttleån är harrens lekvandring begränsad till de nedre delarna av vattendraget, upp till ett vattenfall som är beläget ca 400 m upp i ån. Kontrollsträckan,

som är ca 350 m lång, sträcker sig från de nedersta strömpartierna upp till nämnda vattenfall. Vattendraget har inom kontrollsträckan strömmande eller småforsande karaktär och bottenstrukturer består i huvudsak av block, sten och grus. Det finns utmed ån ett flertal partier som nyttjas av harrarna för lek. Ett par djupare höljor utgör ofta skydd för uppvandrande harr. Kontrollsträckan är i stor utsträckning beskuggad av lövträd. I tabell 5 ges bl a en kort sammanfattning av förhållandena på den kontrollerade sträckan i Röttleån.



Figur 3. Röttleån

Observationsresultat med kommentarer

Under perioden april-maj besöktes Hornån fem gånger. Vid dessa besök gjordes sammanlagt 21 observationer av harr. Röttleån besöktes sammanlagt 10 gånger och här gjordes 56 observationer av harr. I det följande redovisas och kommenteras observationsresultaten i respektive vattendrag.

Hornån

I Hornån observerades som mest 8 harrar vid ett och samma kontrolltillfälle (6:e maj). Nedan i tabell 1 redovisas antalet observerade harrar vid respektive besökstillfälle. (I tabell 4 redovisas uppgifter kring vattenföring, vattentemperatur mm i samband med kontrollerna.)

Tabell 1. Hornån. Antal harrar observerade per kontrolltillfälle, fördelat på hanar, honor samt individer som ej kunnat könsbestämmas säkert vid observationen.

| Datum | Hanar | Honor | Obest. | Tot |
|------------|-------|-------|--------|-----|
| 2003-04-22 | | | 2 | 2 |
| -04-30 | | | 2 | 2 |
| -05-06 | 1 | | 7 | 8 |
| -05-09 | 2 | 2 | 3 | 7 |
| -05-14 | 1 | | 1 | 2 |
| Summa : | 4 | 2 | 15 | 21 |

Vid de första kontrollerna i slutet av april observerades endast ett fåtal harrar. Dessa uppvisade inte något revirhävande beteende eller lekaktivitet. I början av maj ökade antalet harrar något och då observerades även två par med tydligt lekbeteende. Vid den sista kontrollen den 14 maj var observationerna av harr åter färre och varken lek eller revirhävande beteende kunde ses hos kvarvarande individer.

Allmänt kan påpekas att i förhållande till tidigare år observerades relativt få harrar i Hornån under våren 2003. Som mest har vid leken tidigare observerats sammanlagt 46 harrar. Om resultaten 2003 skall tolkas som en minskning av lekbeståndet är dock ännu oklart.

Vid vårens sista harrkontroll i Hornån, den 14:e maj, observerades pågående lek av flodnejonöga på några platser utmed ån.

Röttleån

I Röttleån observerades harrar från den 20:e april fram till slutet av maj, dvs lekperioden syntes under 2003 omfatta minst sex veckor. Som mest observerades sammanlagt 17 st harrar (12:e maj), varav flera var i lek. Vattentemperaturen uppgick i ån då till ca 12°C.

Antal observerade harrar vid genomförda kontroller framgår av nedanstående tabell. (Tabell 2). I bifogad tabell redovisas temperatur- och flödesförhållanden i samband med genomförda kontroller. (Tabell 6).

Tabell 2. Röttleån. Antal observerade harrar vid gjorda kontroller, samt könsfördelning.

| Datum | Hanar | Honor | Obest. | Tot |
|----------|-------|-------|--------|-----|
| 03-04-20 | 3 | 1 | | 4 |
| -04 -21 | 1 | | | 1 |
| -04-25 | 3 | 1 | | 4 |
| -05-01 | | | | 0 |
| -05-05 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| -05-09 | 4 | 4 | | 8 |
| -05-12 | 12 | 3 | 2 | 17 |
| -05-15 | 2 | | 2 | 4 |
| -05-18 | 8 | 5 | 1 | 14 |
| -05-29 | | | 1 | 1 |
| Summa : | 34 | 15 | 7 | 56 |

Kontrollerna i Röttleån gjordes återkommande under lekperioden med några dagars mellanrum. Det framkom då bl a att antalet harrar som var uppe i ån kunde växla väsentligt mellan olika dagar samma vecka. Troligen vandrade harrarna i samband med leken mellan Vättern och Röttleån i omgångar. Enstaka harrar kan därigenom ha blivit observerade mer än en gång. Det tycks dock som att många harrar var uppe i bäcken endast under en kort tidsperiod. I slutet av april och början av maj noterades harr endast i de nedersta delarna av ån. I mitten av maj fanns sedan harr utmed hela kontrollsträckan.

Vid kontrollerna 2003 gjordes en skattning av storleken hos de harrar som observerades. Denna skattning, som ofta gjordes på flera meters håll, är givetvis ungefärlig. Den pekar dock på att de uppvandrande harrarna var mellan ca 35 – 48 cm långa. Medellängden var enligt skattningen ca 43 cm.

Såsom i Hornån observerades i Röttleån i slutet av maj lek av flodnejonöga. Vid den kontroll som gjordes den 29:e maj i Röttleån observerades lek av flodnejonöga på flera platser inom kontrollsträckan. Sammanlagt kunde då noteras kring 150 st lekande flodnejonögon.

Sammanfattning av förhållandena på kontrollsträckorna i respektive vattendrag, samt uppgifter kring vattentemperatur, vattenföring mm i samband med utförda kontroller.

Tabell 3. Uppgifter kring kontrollsträckan i Hornån.

| | |
|-------------------------|-------------------|
| Nedre koordinater (x/y) | 642796/140025 |
| Övre koordinater (x/y) | 642790/140007 |
| Längd (m) | Ca 300 |
| Medelbredd (m) | Ca 5 |
| Areal (m ²) | Ca 1500 |
| Bottesubstrat | Grus, sten, block |
| Omgivning | Blandskog |

Tabell 4. Hornån. Antal observerade harrar samt uppgifter kring vattentemperatur, vattenföring mm vid respektive kontrolltillfälle.

| Datum | Antal Harrar (st) | Vattenföring (l/s) | Temperatur (°C) | | Luft | Väder | Vattensikt |
|------------|-------------------|--------------------|-----------------|---------|------|-----------|--------------|
| | | | Hornån | Vättern | | | |
| 2003-04-22 | 2 | 400 | 6 | 8 | 11 | Klart | Tämligen god |
| -04-30 | 2 | 1500 | 10 | 10 | 16 | Halvklart | Måttlig |
| -05-06 | 8 | 600 | 10 | 8,5 | 8 | Mulet | Tämligen god |
| -05-09 | 7 | 600 | 11,5 | 11 | 15 | Klart | Tämligen god |
| -05-14 | 2 | 450 | 11,5 | 11,5 | 13 | Vxl moln | Tämligen god |

Tabell 5. Uppgifter kring kontrollsträckan i Röttleån.

| | |
|-------------------------|-------------------|
| Nedre koordinater (x/y) | 643130/141875 |
| Övre koordinater (x/y) | 643100/141872 |
| Längd (m) | Ca 350 |
| Medelbredd (m) | Ca 4 |
| Areal (m ²) | Ca 1400 |
| Bottesubstrat | Block, sten, grus |
| Omgivning | Lövskog |

Tabell 6. Röttleån. Antal observerade harrar samt uppgifter kring vattentemperatur, vattenföring mm vid respektive kontrolltillfälle.

| Datum | Antal Harrar (st) | Vattenföring (l/s) | Temperatur (°C) | | Luft | Väder | Vattensikt |
|------------|-------------------|--------------------|-----------------|---------|------|-----------|--------------|
| | | | Röttleån | Vättern | | | |
| 2003-04-20 | 4 | 250 | 6 | 4 | 18 | Klart | Tämligen god |
| -04-21 | 1 | 250 | 5 | 4 | 21 | Klart | God |
| -04-25 | 4 | 200 | 5,5 | 5 | 15 | Halvklart | God |
| -05-01 | 0 | 1200 | 8 | 5 | 12 | Mulet | Måttlig |
| -05-05 | 3 | 1000 | 11 | 6 | 15 | Klart | Tämligen god |
| -05-09 | 8 | 600 | 13 | 9 | 18 | Halvklart | Tämligen god |
| -05-12 | 17 | 450 | 12 | 9 | 14 | Vxl moln | God |
| -05-15 | 4 | 400 | 13 | 9 | 17 | Vxl moln | Tämligen god |
| -05-18 | 14 | 350 | 13 | 10 | | Halvklart | Tämligen god |
| -05-29 | 1 | 200 | 14 | 11 | 18 | Soldis | Tämligen god |

7. De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern 2002

Per Nyberg, Eva Bergstrand och Olof Enderlein Fiskeriverket Sötvattenslaboratoriet.

Det pelagiska fisksamhället viktigast i sjön.

Det pelagiska fisksamhället är av avgörande betydelse för fisket i Vättern. Med pelagiska avses de fiskarter som vanligtvis uppehåller sig och jagar föda i den fria vattenmassan. Till dessa arter hör röding, lax, nors, siklöja och storspigg samt till stor del även sik och öring. Alla dessa arter utom storspigg tillhör laxfiskarna. Nors, siklöja och storspigg är viktiga bytesfiskar för rovfiskarna i sjön. Arter som hornsimpa, lake och även gädda och abborre är mer bottenbundna. Genom att Vättern är så djup och har så små skärgårdsområden, dominerar det pelagiska samhället sjöns biologiska produktion. En viktig födoresurs för flera fiskarter, bl a ung röding, sik och lake, utgör dock också vitmärlorna, som lever botten nära och i sedimentet på stora djup. Även de lever dock av vad som producerats pelagiskt.

De pelagiska bytesfiskbestånden övervakas årligen genom ekoräkningar och trålningar i samarbete

mellan Vätternvårdsförbundet och Fiskeriverket. Metodik mm beskrevs relativt utförligt i Vätternvårdsförbundets årsskrift för år 2000. Tilläggas kan att undersökningarna utförs genom att ekoräkna med ett ”datoriserat” ekolod med hög upplösning längs 14 transekt tvärs över sjön och tråla i norra, mellersta och södra delarna av sjön på tre olika djup. Trålningarna görs för att bestämma vilka arter man ser på ekolodet.

Nors dominerande art i bytesfisksamhället

Nors, som för övrigt inte beskattas alls av de fiskande i sjön, har varit dominerande art vid alla undersökningstillfällen (1988, 1990 och 1992-2002). Tätheterna har varierat avsevärt och mellan ca 4 500 och 400 individer per hektar (1 ha=100*100 m), d v s med en faktor 10. Den högsta tätheten noterades 1992 men även under åren 1990, -94, -97, 2000 och 2002 noterades tätheter över 1 000 ind/ha. 2001 var tätheterna något lägre (ca 800 ind/ha (Fig.1).

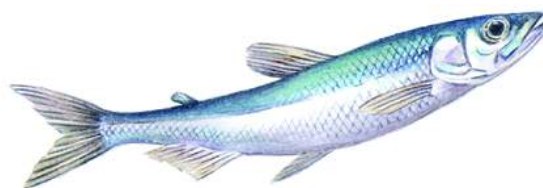
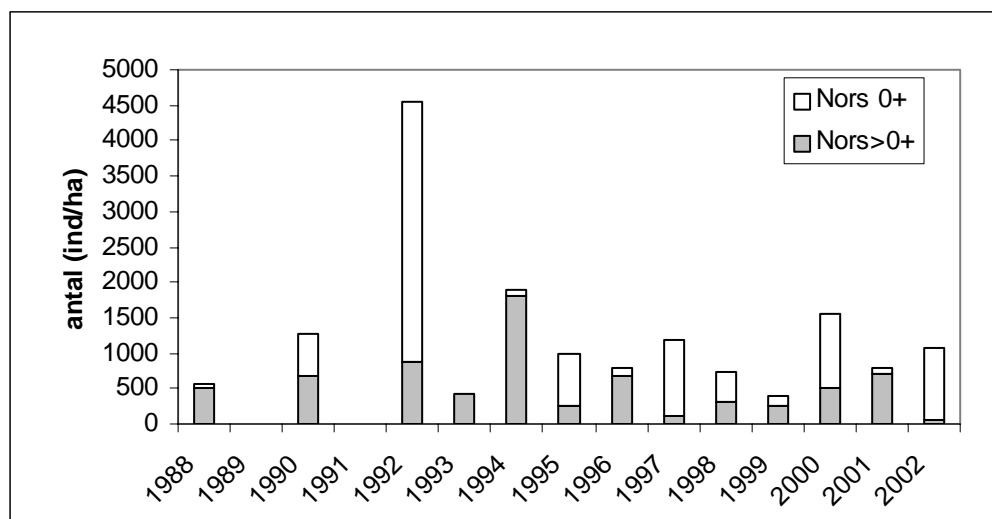


Bild 1. Nors



Figur 1. Genomsnittliga tätheter för hela Vättern av nors 1988-2002.

Norsen är en relativt kortlivad art. Detta beror dels på att den är småvuxen men framför allt på att den är en så eftertraktad bytesfisk att de inte blir så

långlivade, förrän de blivit uppätta. Bestandsstorleken är därför beroende av en relativt regelbunden förnyring och tillskott av unga individer. En synnerligen stark årsklass uppstod 1992. De ensomriga individerna beräknades detta år till över 3 600 ind/ha, vilket utgjorde 81 % av hela beståndet (fig

1). Årsklasser på över 1 000 ind årsungar/ha uppmättes även åren 1997, 2000 och 2002 (Fig. 1). 1997, då antalet äldre norsar var lågt, utgjorde de ensamriga individerna nästan 90 % av beståndet. År 2001 var föryngringen svag och tätheten av unga siklöjor endast drygt 70 ind/ha, medan årsungar utgjorde hela 95% av beståndet 2002 (fig 1).

Andelen ensamriga individer varierar mellan sjöns olika delar. År 2000 var således andelen årsungar 88 % i den norra delen, 82 % i mellersta delen och endast 8 % i den södra delen. 2001 var årsklassen svagare och endast 10, 19 resp mindre än 1 % utgjordes av ensamriga norsar. 2002 kom emellertid en starkare årsklass och andelen ensamriga norsar i trålfångsten var 87, 68 resp 0 % i de olika delarna av sjön. En förklaring till att andelen ensamriga norsar alltid är högre i de mellersta och norra delarna av sjön kan vara att flertalet lekområden är belägna i de norra och mellersta delarna av sjön. Andra förklaringar kan vara att bytestillgång och/eller temperaturförhållanden är lämpligare norrut. Vid förhärskande sydliga och sydvästliga vindar sommartid blåser det varmare ytvattnet norrut.

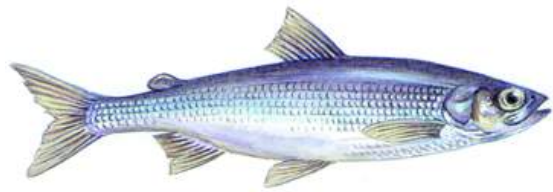
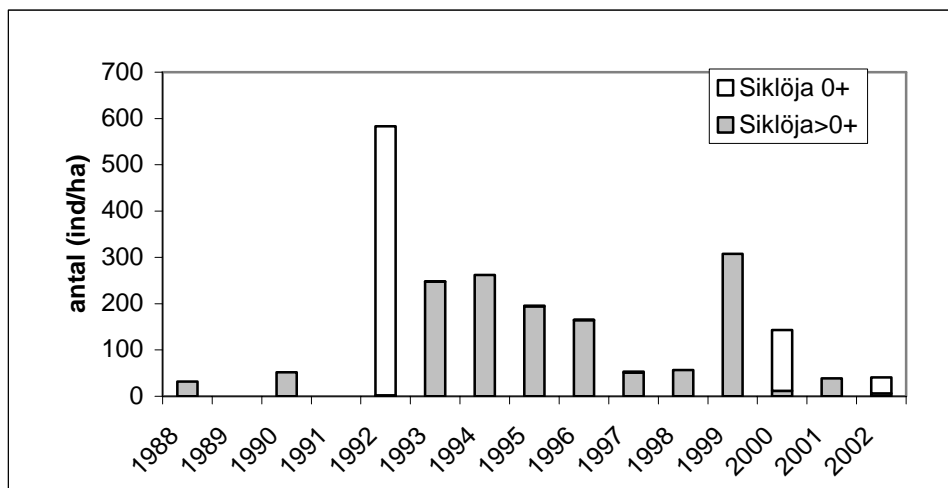


Bild 2. Siklöja

Siklöja är näst vanligaste bytesfisk i pelagialen. Även siklöja är småvuxen och fiskas i ringa omfattning för färskkonsumtion på sommaren samt används som agn vid fiske efter röding och lax med revar. I de norra delarna förekommer även ett litet fiske under hösten för romberedning. Tätheten är emellertid bara ca 1/10 av norsbeståndets. Även hos denna art är variationen i täthet mycket stor mellan olika år och har varierat mellan drygt 30 och 580 ind/ha. Högst täthet noterades även av denna art 1992 (580 ind/ha), medan beståndet var svagt och omkring eller under 50 ind/ha åren 1988, 1997, 1998, 2001 och 2002 (Fig. 1).

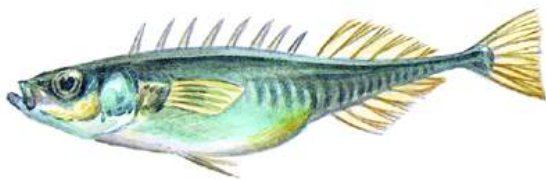


Figur 2. Genomsnittlig täthet (antal/ha) för hela sjön av årsungar av siklöja..

Siklöjan får i Vättern starka årsklasser med längre mellanrum än norsen. Under den studerade perioden har riktigt starka årsklasser bara uppstått 1992 och 2000. Andelen unga siklöjor varierar, i likhet med norsen, mellan de tre områdena där trålningar utförs. År 2000 var sålunda andelen årsungar 92 % i den norra lokalen, 98 % i den mellersta och endast 16 % i det södra området. År 2001 fångades endast en enda ensamrig siklöja vid trålningarna, medan för yngningen var något bättre 2002 (Fig. 2).

Anledning till att starka årsklasser bara uppstår hos siklöja vissa år anses, förutom av klimatiska orsaker, bero på att en stark årsklass och ett tätt bestånd håller tillbaka för yngningen. Siklöja tillhör en av få fiskarter där alla storlekar och åldersklasser äter samma föda, nämligen djurplankton. Detta medför att siklöjan, som är vår mest utpräglade planktonätare, konkurrerar starkt om födan ”med sig själv”.

Den tredje vanligaste pelagiska bytesfisken är säkerligen storspigg. Arten förekommer mycket ytligt, bildar täta stim och har en förmåga att försöka gömma sig intill vakare, i fiskredskap mm. Vårt stora fartyg, och det faktum att arten uppträder så ytligt att den inte syns på ekolodet, medför att provtagningsmetodikerna är mindre lämpliga för att få ett bra mått på spiggutgången. Den fläckvisa förekomsten gör också att osäkerheten i mätvärdena blir stor. Storspiggen är synnerligen fet och utgör därför en viktig startföda för de utsatta laxungarna. Övriga arter som fångas i trålen vid sporadiska tillfällen är främst sik, men även röding och lax och vid något enstaka tillfälle hornsimpor och då inte sällan i relativt stort antal. Möjligen beror detta på att trålen vid något tillfälle kommit botten nära.



Figur 4. Spiggen är en vanlig bytesfisk i Vättern.

8. Inventering av häckande sjöfåglar på öar i Vättern 2003

Lars Gezelius
Länsstyrelsen Östergötland

Bakgrund

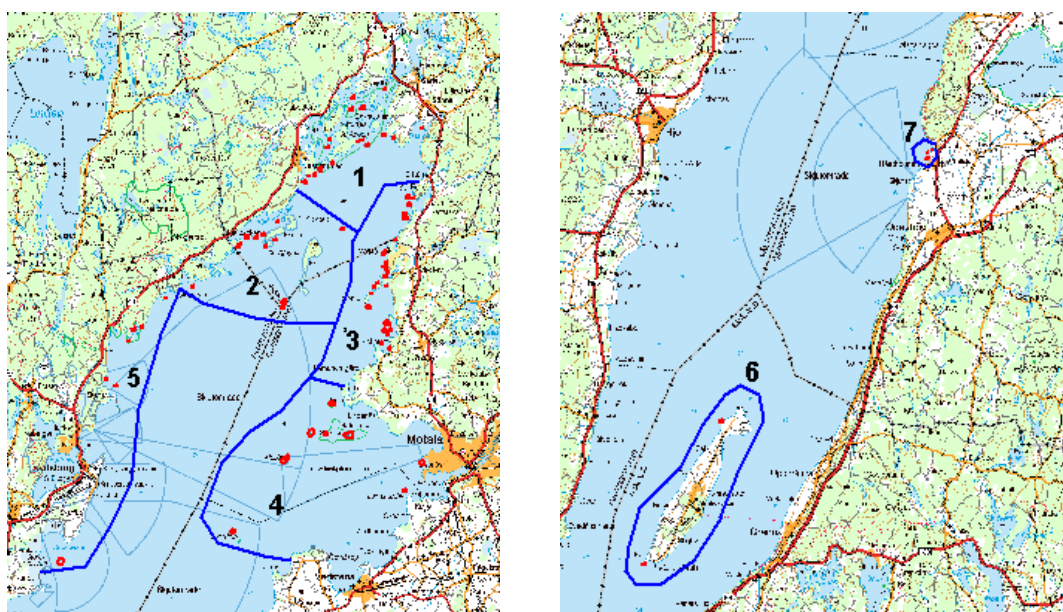
Efter ett möte sammankallat av Länsstyrelsen Östergötland i augusti 2001 fick Vätternvårdsförbundet uppdraget att ta fram ett förslag till övervakningsprogram för sjöfågel i Vättern. Kunskaper om häckande sjöfåglar är nödvändigt för att belägga synpunkter (yrkesfiske, friluftsliv mm) och beslut för olika åtgärder. Inventeringen bygger på en i Vänern väl beprövad metodik som omfattar öar, i första hand av typen fågelskär, och ett utarbetat datahanteringssystem/rapportering (Landgren & Landgren 2000). Inventeringen bekostas av Vätternvårdsförbundet (50 %) och de fyra olika länsstyrelserna. Under 2002 genomfördes den första inventeringen som redovisats i Vätternvårdsförbundets årsskrift 2002. Detta år var således den andra inventeringsomgången och en första möjlighet att börja jämföra siffrorna mellan åren. Det krävs dock längre serier för att kunna säga något mer säkert om förändringar etc.

Syfte

Syftet med inventeringen är dels att tjäna som miljöövervakning av tillståndet och populationsförändringar hos Vätterns sjöfåglar och dels som ett beslutsunderlag i olika frågor, t.ex. naturvårdsplanering och miljökonsekvensbeskrivningar. Vättern ingår i Natura 2000 och med anledning av det behöver bevarandestatusen hos bl.a. fåglar följas upp.

Metodik

I huvudsak användes den metodik som tagits fram för Vänern, den s.k. "Kristinehamnsmodellen" (Landgren & Landgren 2000). Vättern har delats in i sju delområden och en ansvarig inventerare utses för vart och ett av dessa. Det har i huvudsak varit samma inventerare i de olika delområdena 2002 och 2003. Delområdenas läge, inventerare, omfattning och tidpunkt framgår av figur och tabell nedan. Det är nästan uteslutande öar som inventerats. På Visingsö har två smärre lokaler avgränsats.



Figur 1. De inventerade delområdenas avgränsning och nummer.

| Områdes nummer | Delområde | Antal inventerade öar | Inventerare | Datum |
|----------------|---------------|-----------------------|-------------------------------|----------------|
| 1 | Aspa skärgård | 18 | Ulf Alvin, Tobias Allvin | 16 juni |
| 2 | Röknen | 12 | Ulf Allvin, Tobias Allvin | 15 juni |
| 3 | Medevi | 29 | Lars Gezelius, Gunnar Myrhede | 16 juni |
| 4 | Motalaviken | 9 | Lars Gezelius, Gunnar Myrhede | 16 juni |
| 5 | Karlsborg | 10 | Sten Persson | 22 och 26 juni |
| 6 | Visingsö | 2 lokaler | Leif Thörne | 9 juni |
| 7 | Hästholmen | 5 | Bengt Andersson | 16 juni |

Totalt inventerades 85 lokaler/öar/ögrupper under perioden 9-26 juni 2003 (se tabell ovan). Merparten av lokalerna ligger i den örikare norra delen av sjön. Områdena genomkorsades med mindre öppna båtar vid ett tillfälle under perioden. Antalet fåglar registrerades på utvalda öar av typen fågelskär som hyste häckande sjöfåglar, d.v.s. fåglar av grupperna lommar, doppingar, svanar, gäss, skarv, häger, änder, vadare, måsar och tärnor. Även rovfåglar registrerades på valda öar.

Antalet fåglar registrerades på en särskild inventeringsblankett som tagits fram för inventeringen. På dessa noterades öarnas namn, besökstidpunkt, om

ön ingår i fågelskyddsområde samt väderförhållanden (molnighet, vind och vindriktning samt ev. nederbörd). På lokalen angavs totala antalet observerade fåglar av olika arter. Dessutom angavs om fåglarna ruvade, om det fanns kullar, om det fanns dunungar eller om fåglarna var revirhävande. Inventeringen skedde huvudsakligen genom att fåglarna räknades från båt. Endast i undantagsfall gjordes landstigning på öarna.

Väderförhållandena var i huvudsak goda med svaga vindar under de dagar besöken gjordes. Delområde 5 inventerades något senare än planerat.



Bild 1. Lakaskär nordost om Stora Röknen. Här noterades 2002 enstaka par av fiskmå, gråtrut och havstrut. I år var den dock tom på fågel. FOTO: Ulf Allvin.

Resultat

Antal revirhävande individer för inventerade arter på de totalt 85 lokaler som besöktes anges i tabellen nedan. Som jämförelse visas även antalen vid fjolårets inventering. Observera att siffran för storskarv dock avser antal funna bon. För de kolonihäckande arterna redovisas antalet revirhävande fåglar och ingen uppskattning av antalet par har gjorts. Vad gäller antalsuppgifterna i texten nedan visas för

varje siffra motsvarande antal för 2002 inom parentes. Totalt inräknades 2291 revirhävande måsfåglar på Vätterns fågelskär att jämföra med fjolårets 2236. Fisktärna och skratmå har ökat medan gråtrut, fiskmå och silvertärna minskat. Bland vadare har fler par av strandskata och drillsnäppa registrerats. Något förvånande noterades färre par vitkindade gäss – en art som annars är på frammarsch som häckfågel i Götaland. Antalet skarvar har ökat med ca 10 %.

| Art | Antal individer 2003 | Bedömt antal par 2003 | Antal individer 2002 | Bedömt antal par 2002 | Art | Antal Individider 2003 | Bedömt antal par 2003 | Antal Individider 2002 | Bedömt antal par 2002 |
|---------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|-------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| Storlom | 19 | 12 | 10 | 5 | Strandskata | 44 | 23 | 16 | 9 |
| Skäggdopping ⁰ | | | 1 | 1 | Drillsnäppa | 10 | 8 | 4 | 4 |
| Storskarv | | 1123 | | 1025 | Roskarl | 0 | | 0 | |
| Häger | 16 | 10 | 0 | 0 | Skrattmås | 547 | | 508 | |
| Knölsvan | 4 | 2 | 5 | 3 | Fiskmås | 338 | | 450 | |
| Grågås | 1 | 1 | 0 | 0 | Silltrut | 0 | | 0 | |
| Kanadagås | 75 | 10 | 0 | 0 | Gråtrut | 666 | | 713 | |
| Vitk. gås | 9 | 5 | 20 | 11 | Havstrut | 8 | | 8 | |
| Gräsand | 29 | 17 | 13 | 11 | Fisktärna | 729 | | 546 | |
| Vigg | 17 | 10 | 14 | 13 | Silvertärna | 3 | | 11 | |
| Knipa | 3 | 2 | 10 | 10 | Fiskgjuse | 10 | 5 | 10 | 6 |
| Småskrake | 139 | 83 | 142 | 97 | Lärkfalk | 0 | | 5 | 3 |
| Storskrake | 4 | 2 | 2 | 2 | | | | | |

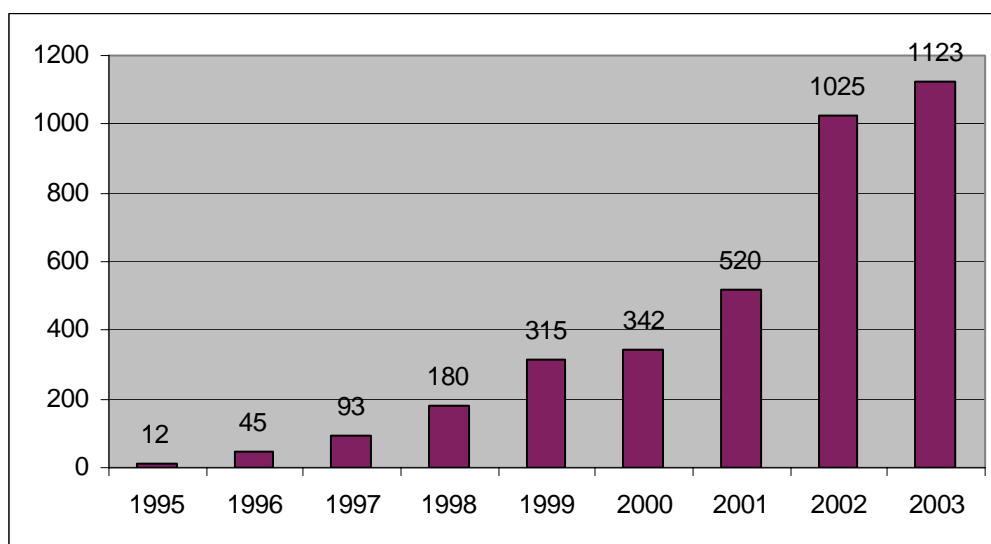
Den lilla ön Skärv nära Kalv hyste inga bon i år (8 bon i fjol).

Storskarv

Totalt konstaterades 1123 bon (1025) på tre (fyra) öar eller ögrupper (+ 10 %). Merparten av paren häckar på ögruppen Erkerna i Motalabuktens öars naturreservat (i område 4). På dessa fyra öar häckar 750 par (730). Samtliga bon är där belägna i träd. Övriga kolonier finns på öarna Kalv 160 (278), strax söder om St. Röknen samt på Sidön 213 (9), strax söder om Karlsborg. På Kalv finns de flesta bon i lågvuxna lindar. Ulf Allvin har där konstaterat trolig bopredation. Rester av ägg och döda ungar sågs, vilket kan ha orsakats av mink.

För öarna Erkerna, Risan och Jungfrun samt Skärv och Kalv finns en längre tidsserie över antalet häckande par (figur 2) och på dessa öar har ökningen varit kraftig, särskilt mellan 2001 och 2002 (95 %). I stort sett samtliga bon verkar ha varit bebodda vid räkningarna. Kolonin på Sidön har kommit fr.o.m. 2002 och där har ökningen 2003 varit kraftig, från 9 par till 213.

I Vätern noterades 2003 högsta antalet skarvar (1971 par, + 20 %) sedan inventeringen startade 1993 (Landgren 2003).



Figur 2. Antal bon av storskarv i Vättern. Kolonierna finns på öarna i Motalabuktens öar, på öarna Kalv och Skärv söder om St. Röknen samt från och med 2002 på Sidön vid Karlsborg. Data från Länsstyrelsen Östergötland, opubl.



Den lilla ön Skärv, strax söder om Rökne huvud – en av Vätterns få platser där silvertärna häckar tillsammans med skrattnås, fisktärna och gråtrut. 2002 häckade här åtta par skarvar, men 2003 fanns inga par kvar. FOTO: Ulf Allvin.

Gråtrut

Detta år registrerades 666 revirhävdande gråtrutar mot i fjolårets 713 (-7 %). Arten noterades på 22 (23) lokaler. De största kolonierna fanns liksom i fjol på Jungfrun i område 4 med 340 individer (300) och Sidön i område 5 med 100 (175). Ytterligare två lokaler hade mer än 25 individer. Även i Vänern noterades en liten minskning mellan 2002 och 2003 (Landgren 2003).

Skrattnås

I år konstaterades 547 revirhävdande skrattnåsar mot fjolårets 508 (+ 8 %). Ökningen till trots var antalet lokaler färre; 12 mot fjolårets 14. De största kolonierna fanns liksom i fjol på Fjuk i område 4 med 260 individer (230) och på holme väster om St. Tjuren i område 3 med 80 (60). Ytterligare två lokaler hade mer än 25 individer. I Vänern noterades en kraftig ökning (+22%) mellan 2002 och 2003 (Landgren 2003).

Fiskmås

Märkbart färre revirhävdande fiskmåsar räknades in jämfört med fjolåret, 338 mot fjolårets 450 (-25%). Arten noterades på 40 (49) lokaler. De största kolonierna fanns på Fjuk med 45 (20) individer och på Forsholmen i område 3 med 40 (50) ex. Fjolårets största koloni, ”skär väster om Verkanäset” i område 1, minskade från 52 till 24 individer. Ytterligare en lokal hade 25 individer eller mer. I Vänern noterades däremot en svag ökning på + 4 % (Landgren 2003).

Fisktärna

Fisktärnan uppvisar en klar ökning jämfört med fjolåret, 729 ex mot fjolårets 546 (+ 34 %). Den noterades på 30 (31) lokaler. De största kolonierna fanns på Tärnskäret i område 2 med 130 ex. (90), Fjuk 100 ex. (100) och Sidön 100 ex (35). Ytterligare sex lokaler hade mer än 25 individer. Även i

Vänern ökade fisktärnorna, men inte lika påtagligt (Landgren 2003).

Silvertärna

Arten minskade från 11 till 3 revirhävdande individer. Arten noterades på två (fyra) lokaler, nämligen Fjuk 1 ex (2) i område 4, och Skärv 2 ex. (2) i område 2. Från fjolåret saknades arten på Jungfrun och Tärnskäret. Även i Vänern noterades en liten minskning mellan 2002 och 2003 (Landgren 2003).

För övriga arter kan konstateras en ökning av storlom, strandskata (kraftig ökning) och drillsnäppa. En ny hägerkoloni konstaterades på Brunnsolmen (område 1). Bland arter med färre par kan nämnas vitkindad gås, knipa och lärkfalk. Ingen roska eller silltrut noterades.

Diskussion

Det var alltså andra året som Vätterns fågelskärr inventerades och det är vanskligt att dra några långtgående slutsatser. Vad gäller måsfåglar kan vi konstatera en liten ökning. Vid liknande inventering i Vänern 2003 konstaterades för andra året i följd rekord i antalet revirhävdande måsar och tärnor. Häckande fågelbestånd följs i Sverige av Svensk Häckfågeltaxering. Projektet drivs av Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, som en del i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram. För de fria punktrutterna noteras för fisktärnan en kraftig ökning i början på 2000-talet. Ökningen är ju också påtaglig i vårt lilla material. Enligt svensk häckfågeltaxering har fiskmåsar och gråtrut minskat sedan mitten av 1980-talet. Dessa två arter minskar också i vårt material. Skrattnåsen har minskat kraftigt sedan 1980-talet, men uppvisar dock en ökning de senaste två åren. En ökning som uppenbarligen också har skett i Vättern. I Motabuktens öars naturreservat finns tidigare inventeringar på 1980- och 1990-talen att jämföra med (Elf 1990, 1998). Där har just fisktärna och skrattnås ökat, medan fiskmåsen minskat.

En art på frammarsch som häckfågel i Götaland är den vitkindade gåsen. Minskningen mellan 2002 och 2003 kan bero på tillfälligheter eftersom materialet är litet. I Vänern är trenden stigande fram till 2001, medan betydligt färre par konstaterades 2002 och 2003 (Landgren 2003). Den kraftiga ökningen av strandskata i vårt material är lite svårförklarlig. I Vänern har antalet par varit relativt stabilt under de senaste 10 åren (Landgren 2003).

I Vänern häckar lite udda arter som silltrut, skrånärna, roskarl och ibland labb. Ingen av dessa arter kunde konstateras i Vättern i år heller.

Av de inventerade arterna finns ingen upptagen på den nationella rödlistan. I EU:s fågeldirektiv, bilaga 1, finns storlom, vitkindad gås, fiskgjuse, fisktärna och silvertärna.

Framtiden

Vätternvårdsförbundets och de deltagande länsstyrelsernas ambition är att inventeringen ska fortgå årligen under åren framöver så att en utvärdering kan göras om några år. Länsstyrelsen Östergötland kommer att vara datavärd för insamlade data som läggs in i en accessdatabas. Från denna kan resultat, summeringar, trender m.m. sedan tas fram för olika delområden, kommuner eller län.

Referenser

- Elf, A. 1990. Häckfågeltaxering på öarna i Motalbukten. Vingspegeln 1990:150-156.
- Landgren, E. & Landgren, T. 2000. Övervakning av fågelfaunan på Vänerns fågelskärr. Metodutvärdering och förslag till framtida inventeringar. Vänerns vattenvårdsförbund. Rapport nr. 13. 2000.
- Landgren, T. 2003. 2003 års fågelinventering i Vänern. Stencil.
- Svenska Häckfågeltaxeringen 2003. Resultat på hemsidan.
<http://www.biol.lu.se/zooekologi/birdmonitoring/res-hackfagel.htm>

9. Rapporter inom Vätternvårdsförbundet

| Nr | År | Rapporttitel | Författare |
|----|-----|--|-----------------------------------|
| 1 | -63 | <i>Inventering av vattentäkter, avloppsutsläpp och undersökningar i Vättern</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 2 | -64 | <i>Vattenuttag i Vättern. Prognos för 1980-tal och 2000.</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 3 | -67 | <i>Fysikaliska, Kemiska och Biologiska data för Vättern augusti och november 1966</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 4 | -68 | <i>Fysikaliska, Kemiska och Biologiska data för Vättern 1967 och dess tillflöden</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 5 | -68 | <i>Bedömning av vattenbeskaffenheten i Vättern</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 6 | -68 | <i>Limnologiska observationer i Vättern sommaren 1962</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 7 | -68 | <i>Information angående undersökningari och vattenvårdsplanför Vättern</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 8 | -70 | <i>Vätterns geologi</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| - | -70 | <i>Vätterns vattenvårdsplan</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 9 | -72 | <i>Undersökning i Vättern och dess tillflöden 1969 och 1970</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 10 | -73 | <i>Undersökning i Vättern och dess tillflöden 1971</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 11 | -73 | <i>Årsredogörelse 1971-72</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 12 | -74 | <i>Undersökning år 1972 i Vättern och dess tillflöden</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 13 | -74 | <i>Årsredogörelse 1973</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 14 | -75 | <i>Årsredogörelse 1974</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 15 | -76 | <i>Årsredogörelse 1975</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 16 | -76 | <i>Undersökningar åren 1973-74 i Vättern och dess tillflöde</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 17 | -77 | <i>Årsredogörelse 1976</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 18 | -78 | <i>Årsredogörelse 1977</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 19 | -78 | <i>Bidrag till om kännedom om sjön Vätterns Plankton år 1899</i> | de Toni/ Forti |
| 20 | -79 | <i>Årsredogörelse 1978</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| - | -79 | <i>Vättern Vatten Vård, översyn</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 21 | -80 | <i>Årsredogörelse för 1979</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 22 | -81 | <i>Årsredogörelse 1980</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 23 | -82 | <i>Årsredogörelse 1981 samt redogörelse för undersökningar i Vättern utförda under längre tid.</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 24 | -83 | <i>Årsredogörelse 1982</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |
| 25 | -84 | <i>Årsredogörelse 1983</i> | Kommittén för Vätterns vattenvård |

Rapporter från Vätternvårdsförbundet

| | | |
|-----------|--|---|
| 26 | -85 <i>Årsredogörelse för 1984. Tema Fiske</i> | Kommittén för Vätterns vatten- vård |
| 27 | -86 <i>Årsredogörelse för 1984. Tema Vattenförsörjning</i> | Kommittén för Vätterns vatten- vård |
| 28 | - - | - |
| 29 | -87 <i>Årsredogörelse 1987; Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv</i> | Kommittén för Vätterns vatten- vård |
| - | -88 <i>Konferens B. Konferens i anslutning till Kommittén för Vätterns vattenvårds 30-års jubileum</i> | Kommittén för Vätterns vatten- vård |
| - | -90 <i>Vättern 90, Vattenvårdsplan</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| - | -91 <i>Glacialrelikter i Vättern</i> | Magnus Fuhrst, SöLab |
| 30 | -91 <i>Årsskrift 1991</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 31 | -92 <i>Årsskrift 1992</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 32 | -93 <i>Metaller i Vättern</i> | Lennart Lindeström, Miljö- forskrgrp |
| 33 | -93 <i>Årsskrift 1993</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 34 | -94 <i>Vättern: En unik sjö med en unik Fauna</i> | Limnodata HB |
| 35 | -94 <i>Årsskrift 1994</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 36 | -95 <i>Miljöövervakning Vättern, Förslag till program och undersökningstyper</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 37 | -96 <i>Förstudie konsekvensklassificering för Vättern</i> | Ola Broberg/Gunnar Lagerkvist |
| 38 | -96 <i>Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflö- den</i> | Bernhard Jaldemark, Lst Jönkö- ping |
| 39 | -96 <i>Metaller i Vättern, Tillförsel och källfördelning 93-95</i> | Lennart Lindeström, Miljö- forskrgrp |
| 40 | -96 <i>Vattenkvaliteten i Vättern och dess tillflöden 1971-94</i> | A. Wilander&E. Willén, SLU |
| 41 | -96 <i>Persondatorbaserad spridningsmodell för Vättern</i> | Cecilia Ambjörn SMHI |
| 42 | -96 <i>Användarhandledning till Spridningsmodell Vättern</i> | Cecilia Ambjörn SMHI |
| 43 | -96 <i>Årsskrift 1996</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 44 | -97 <i>Påväxtalger i Vättern</i> | Roland Bengtsson, IVL |
| 45 | -97 <i>Miljögifter i röding och abborre i Vättern 1996</i> | Anders Bignert, Nathist. Riksmus. |
| 46 | -97 <i>Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde</i> | Hans Kvarnäs, SLU |
| 47 | -97 <i>Årsskrift 1997</i> | Ola Broberg, Vätternvårdsförbun- det |
| 48 | -97 <i>Naturvärden i Vätterbäckar (system Aqua)</i> | Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping |
| 49 | -97 <i>Konsekvensklassificering för Vättern</i> | Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping |
| 50 | -98 <i>Vättern - inte bara vatten</i> | Emma Wirén, Lst Östgötl. |
| 51 | -98 <i>Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern</i> | Bertil Widbom, Stockholms Univ. |
| 52 | -98 <i>Åtgärdsplan Vättern Öst</i> | Bernhard Jaldemark, Lst Jönkö- ping |
| 53 | -98 <i>Årsskrift 1998</i> | Måns Lindell, Vätternvårdsförb. |

Rapporter från Vätternvårdsförbundet

- | | |
|--|--|
| <p>54 -99 <i>Embryonal utveckling hos vitmärkla i fyra svenska sjöar Vänern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön</i></p> <p>55 -99 <i>Åtgärder för att minska kväveläckage till Disevidån</i></p> <p>56 -99 <i>Bly – förekomst och fördelning i naturen, en litteratursammanställning</i></p> <p>57 -99 <i>Årsskrift 1999</i></p> <p>58 -00 <i>Konsekvensklassificering för Vättern, område sydväst</i></p> <p>59 -00 <i>Årsskrift 2000</i></p> <p>60 -00 <i>Konsekvensklassificering för Vättern, region Väst</i></p> <p>61 -01 <i>Program för samordnad miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden 2001-2006</i></p> <p>62 -01 <i>Fiske och fiskar i Vättern</i></p> <p>63 -01 <i>Seatrack Vättern, användarhandledning</i></p> <p>64 -01 <i>Årsskrift 2001</i></p> <p>65 -01 <i>Vägrafikens påverkan på Vättern</i></p> <p>66 -02 <i>Industripåverkan på fisk i Vättern – sammanställning av tre undersökningar</i></p> <p>67 -02 <i>Effekter på vitmärlans reproduktion i Vättern</i></p> <p>68 -02 <i>Kärrafjärden Åmmeberg – Läckage av tungmetaller från deponi</i></p> <p>69 -02 <i>Årsskrift 2002</i></p> <p>70 -02 <i>Teoretiskt bedömning av emissioner från utombordsmotorer i Vättern</i></p> <p>71 -02 <i>Påväxtalger i Vättern hösten 2001</i></p> <p>72 -03 <i>Vitmärlans reproduktion i Vänern och Vättern 2002</i></p> <p>73 -03 <i>Miljögifter i fisk 2001/02</i></p> <p>74 -03 <i>Miljögifter i blod hos högkonsumenter av Vätternfisk</i></p> <p>75 -03 <i>Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern</i></p> <p>76 -03 <i>Öring i Vätterbäckar</i></p> <p>77 -03 <i>Vägrafikrelaterade föroreningars spridning till Vättern och dess tillflöden</i></p> <p>78 -03 <i>Konsekvensklassificering för Vättern, region Mälardalen</i></p> <p>79 -03 <i>Årsskrift 2003</i></p> | <p>B. Sundelin <i>et al.</i> ITM, Stockholms Universitet E. Årnfeldt, Lst Östergörland</p> <p>M. Bäckström, MTM-centrum Örebro Universitet Måns Lindell, Vätternvårdsförb</p> <p>Envall/Lagerqvist, Vägverket konsult M. Lindell, Vätternvårdsförbundet M. Envall, Vägverket konsult M. Lindell, Vätternvårdsförbundet</p> <p>M. Lindell & A. Halldén, (red), Vätternvårdsförbundet O.Ljungmann, SMHI Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet Hein, Blanck & Lindell, Vätternvårdsförbundet L. Lindeström, ÅF-MFG B. Sundelin <i>et al.</i>, ITM D. Ekholm. VBB VIAK Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet E. Time & M Zachrisson, Högskolan i Jönköping R. Bengtsson, IVL B Sundelin <i>et al.</i> ITM T Öberg Konsult AB / P Darnerud, SLV I Helmfrid & U Flodin, Linköp Univ. / B v Bavel, Örebro Univ. / M Lindell Vätternvårdsförbundet I Rhenberg <i>et al.</i>, Umeå Univ. Mikael Ljung, Göteborgs Univ. Marie Lundgren, Högskolan i Jönköping M. Envall, Vägverket konsult Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet</p> |
|--|--|