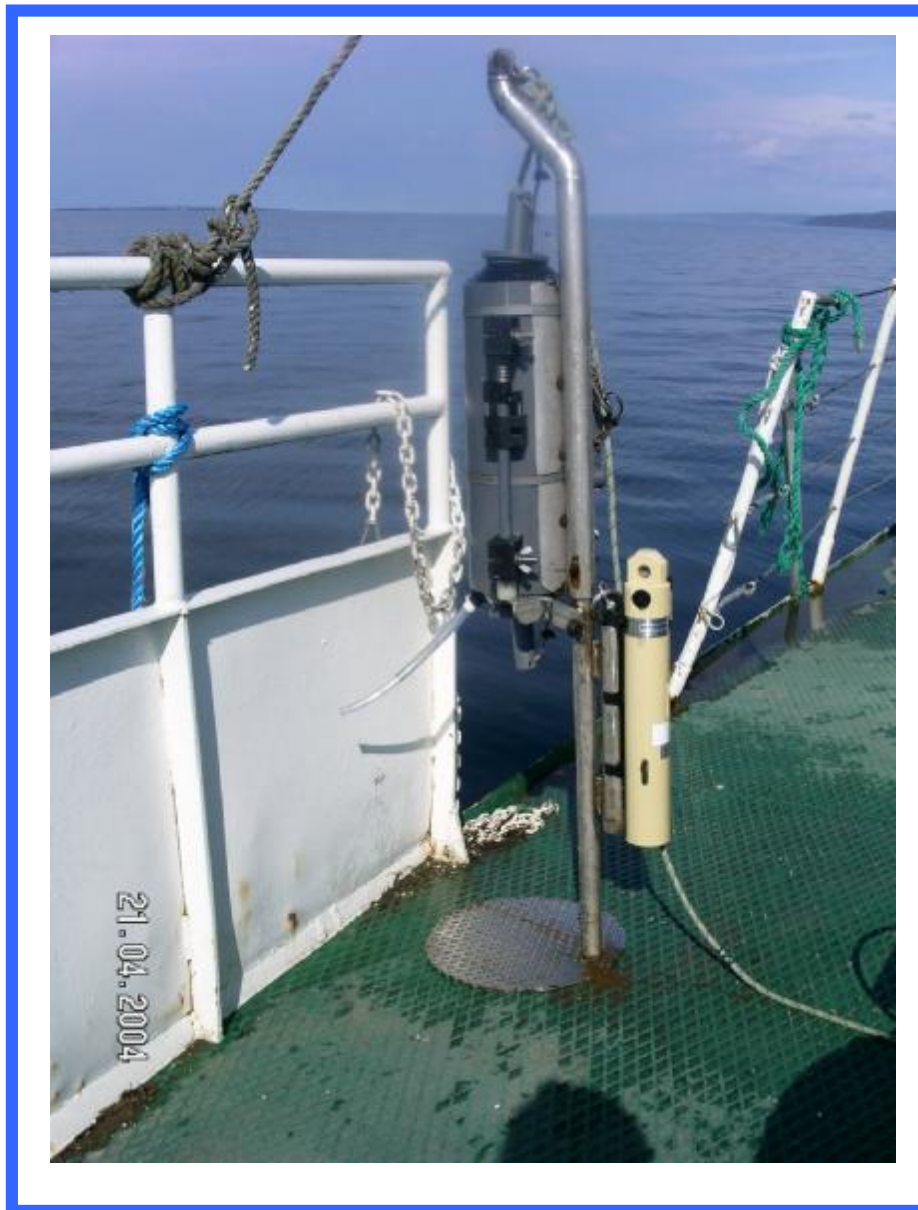




**Vätternvårdsförbundet**

# Årsskrift 2005



**Rapport nr 90 från Vätternvårdsförbundet**

# Vätternvårdsförbundet Årsskrift 2005

## Rapport nr 90 från Vätternvårdsförbundet\*

*Layout och textbearbetning:* Måns Lindell (ed)

*Omslagsbild:* Vattenprovtagare.

*Beställningsadress:* Vätternvårdsförbundet  
Länsstyrelsen i Jönköpings Län  
551 86 Jönköping  
Tel 036-395000  
Fax 036-167183  
Email: [Ann-Sofie.Weimarsson@f.lst.se](mailto: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 2005.  
Första upplagan 1-200 ex.

# Förord

Framför Er har ni den samlade redovisningen av miljötillståndet i Vättern fram t o m år 2004 samt med delar för 2005. 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". Ett moment, harrlek, har ej redovisats men är utfört enligt plan då såväl undersöknings- som redovisningsformen är under omarbetning.

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 publiceras fortlöpande i Vätternvårdsförbundets rapportserie. Sedan något år tillbaka har olika undersökningar rörande fisk och fiske genomförda av fiskets intressenter/organisationer redovisats i en sådan form att det blivit möjligt att publicera resultaten i Vätternvårdsförbundets rapportserie, något som är både glädjande och viktigt för spridningen av uppkomna resultat. För fisket finns en samarbetsform, kallat samförvaltningsinitiativet finansierat av Fiskeriverket, på prov under två år för att därefter möjligen permanentas. På vissa rapporter står det därför en information på vissa rapporter att momentet genomförts inom den utförargruppen. I varje årsskrift förekommer en kort sammanfattning av de rapporter som publicerats under året. Dessa rapporter samt även tidigare publikationer går att beställa från sekretariatet och finns dessutom tillgängliga på hemsidan [www.vattern.org](http://www.vattern.org).

Under året har några förändringar ägt rum vilka förtjänar att kommenteras. Som huvudkonsult har Vätternvårdsförbundet fr o m 2004 använt sig av AnalyCen Nordic AB med samarbetspartnern Pelagia Miljökonsult AB från det att Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) innehaft uppdraget under närmare 35 år. Det är förbundets förhoppning att detta både skall märkas och inte märkas – d v s märkas på rätt ställen!

Flera författare har bidragit med redovisningar. 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 12 januari 2006

*Måns Lindell*

Måns Lindell

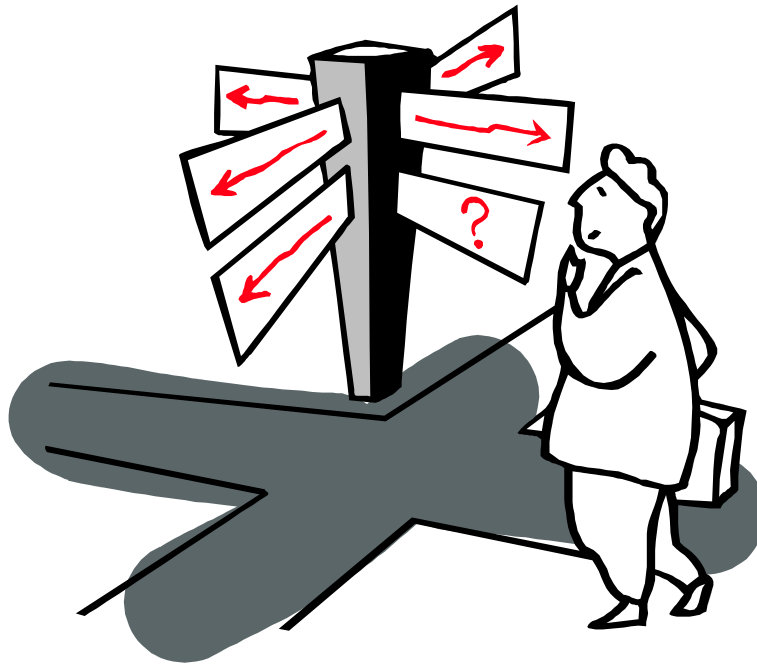


# Innehållsförteckning

<i>1. Rapporter inom Vätternvårdsförbundets rapportserie</i>	6
Rapport 85 från Vätternvårdsförbundet	7
Rapport 86 från Vätternvårdsförbundet	8
Rapport 87 från Vätternvårdsförbundet	9
Rapport 88 från Vätternvårdsförbundet	10
Rapport 89 från Vätternvårdsförbundet	11
<i>2. Vättern och dess tillflöden 2004</i>	12
2.1 Klimat och vattenstånd i Vättern	12
2.2 Vattenkvaliteten i Vättern	16
2.3 Växtplankton	27
2.4 Djurplankton	32
2.5 Bottendjur	41
2.6 Vattenkvalitet i Vätterns tillflöden och utlopp	47
<i>3. Nederbörds kemi</i>	66
3.1 Nederbörds kemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö	66
3.2 Nederbörds kemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö	72
<i>4. Ekoräkningar och trålningar i Vättern</i>	78
<i>5. Inventering av häckande sjöfåglar på öar i Vättern 2005</i>	81
<i>6. Öringreproduktion i vissa Vätternbäckar</i>	91
<i>7. Rapporter inom Vätternvårdsförbundet</i>	103

# 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.



*Vätternvårdsförbundet publicerar rapporter med en rad olika teman. Gemensamt för dem alla är att de på ett eller annat vis bidrar till att öka kunskaperna om Vättern. Genom att ha en publikationskanal blir det enkelt att hitta faktaunderlagen.*

## Rapport 85 från Vätternvårdsförbundet

# Konsekvensklassificering för Vättern, region Sydöst

*Anna Liljegren, Vägverket Konsult*

### Sammanfattning

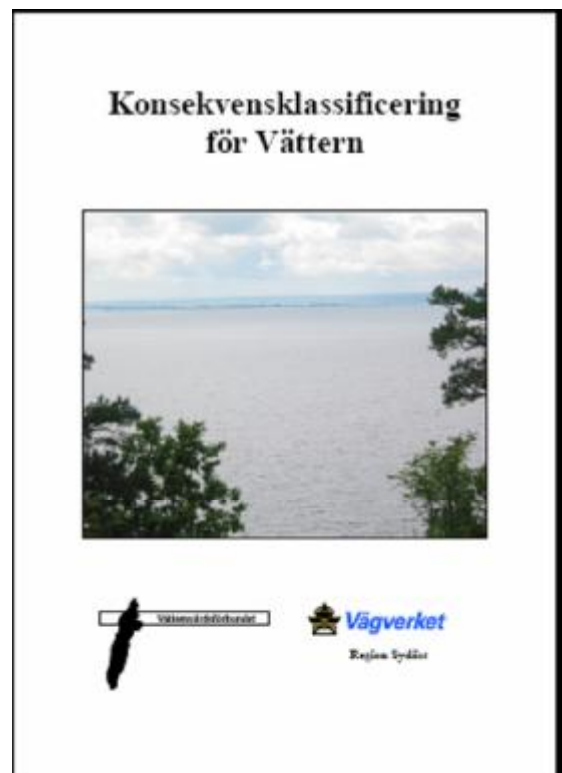
Syftet med projektet har varit att uppdatera tidigare genomförd konsekvensklassificeringen av Vättern samt dess tillrinnande vattendrag med avseende på farligt godsolyckor inom Västrens södra/östra del. Detta område var den första av flera efterföljande konsekvensklassificeringar som genomfördes och har därför behövts uppdateras både för åtgärder som blivit utförda men också för att nå samma utformning som övriga delar. I och med utförd uppdatering föreligger nu samtliga Vätterns 149 väg/bäckpassager i ett och samma snitt varför en överföring till "Tittskåp" på Internet är mycket lämpligt att utföra som nästa steg.

Två prioriteringslistor har tagits fram för 30 objekten. 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 de konsekvensklassificeringar som tidigare tagits fram för Vätterns västra sida kan konstateras att objekten på den östra sidan generellt får en lägre riskpoäng. Detta har främst sin förklaring i vägnätet, som på Vätterns östra sida håller en högre standard än på den västra. Främst åsyftas då väg E4 som följer cirka 2/3 delar av berörd sträcka. Men även väg 50 har delvis byggts om till 2+1 väg sedan den tidigare klassificeringen utfördes 1997 och får därmed anses vara mer säker än vad som var fallet då.

På östra sidan kan även konstateras att transportsträckorna för ett eventuellt utsläpp till Vättern i flera fall är längre än på den västra sidan. De konfliktpunkter mellan vattendrag och väg som i föreliggande utredning får de högsta riskpoängerna sett till både vattendraget och Vättern är Ravelsbäcken, Vista Kulle/Vättern, Kärrsbyån, Gudmunderydsbäcken, Vätterslundsäcken och Gyllingebäcken. Ser man enbart till risken för Vättern får Vista Kulle/Vättern och Ravelsbäcken i sällskap med Vätterviksbadet de högsta riskpoängerna.

Sammantaget visar resultatet i föreliggande rapport att väg E4 och väg 50 inom Jönköpings och Östergötlands län, förutom på ett fåtal platser, kan betraktas som förhållandevis säkra vägsträckor med avseende på farligt gods i jämförelse med vägarna på den västra sidan av Vättern.



# Rapport 86 från Vätternvårdsförbundet

## Undervattensvegetation i Vättern

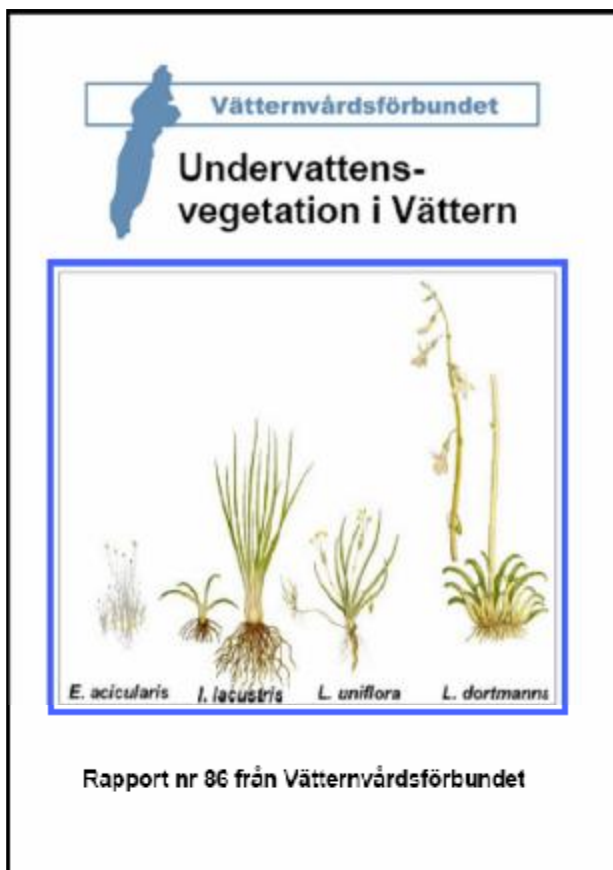
Del 1: Anders Olsson, Melica AB

Del 2: Mikael Palmgren, Klockargårdens film AB

### Sammanfattning

Undervattensvegetation i sjöar och vattendrag är viktiga ur många aspekter. Växter stabiliserar botten från uppgrumling vid hård vind eller straka strömmar, växter medgör livsutrymme, gömsle och föda åt allt från fågel, fisk till kräfdjur mm. Lite grovt kan man säga att en botten täckt av vegetation kan liknas vid en regnskog (hög biologisk mångfald, stabilt ekosystem etc ) med en öken med ringa antal arter och föränderlighet av biotopen.

Sammansättningen av olika växtarter och dess utbredning med såväl djup som geografisk fördelning i en sjö återspeglar såväl näringshalt, ljusklimat som exponeringsgrad för våg och vind. Man kan således använda sig av vegetationen för att beskriva en rad andra förutsättningar, såväl kemiska, fysiska som biologiska, i en sjö. Dessutom är miljöövervakning av vegetation ett krav att följa upp i olika sammanhang för att beskriva "den ekologiska statusen" i ett akvatiskt system. Vissa av arterna är både sällsynta och har ett visst "bevarandevärde" vilket är viktigt att känna till.



Det finns emellertid praktiska svårigheter med att genomföra studier av undervattensvegetation i Vättern. Utbredningen är ojämn fördelad vilket kräver en yttäckande metodik, vegetation finns på ansevärd djup varför kartering från ytan blir svår mm. Standardiserade metoder finns men lokala anpassningar kan behövas.

I ett projekt som har finansierats av Naturvårdsverket genom delprogrammet "Stora Sjöar" samt genom de sk basinventeringen för Natura 2000 har två studier med olika metoder utförts i Vättern under 2003 och 2004. Rapporterna innehåller två fristående delar med olika utförare. Förhoppningsvis kan dessa "tester" leda till att framtida miljöövervakning av undervattensvegetation i Vättern kan bli ett återkommande moment. Bland kraven är det skall både vara kostnadseffektivt som upprepningsbart och på lokaler som är "goda indikatorer". I dagsläget befinner vi oss således på ett "teststadium". Under inventeringen hittades totalt 15 arter, varav fem kransalger (samtliga typer för Natura 2000) och sex isoetider (varav fem typer). Inga rödlistade arter hittades, dock hittades den i Sverige sällsynta sträfsen *Chara aspera* f. *Subinermis* utanför Vadstena.



# Rapport 87 från Vätternvårdsförbundet

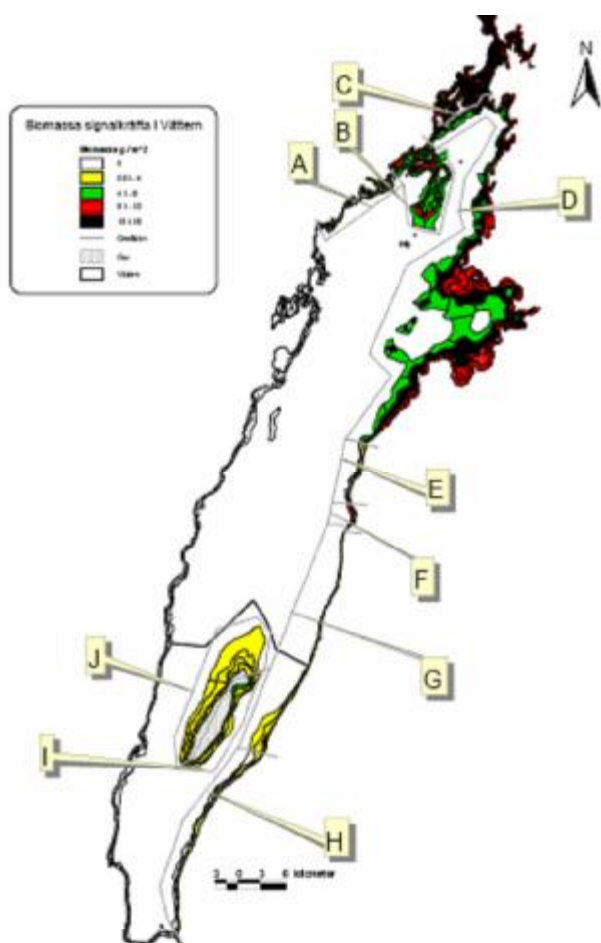
På uppdrag av Länsstyrelsernas fiskefunktioner

## Kräftprovfiske i Vättern 2003

Mikael Ljung, Länsstyrelsen i Jönköping

### Sammanfattning

Signalkräftan är en främmande art i Vättern (och i Sverige) och introducerades 1969 i Alsén i norra Vättern. Dess påverkan på Vätterns ekosystem är oklar. För att få en bättre bild av beståndets storlek, sammansättning och utbredning som kan användas vid resursförvaltning har ett kräftprovfiske genomförts under juli-september 2003. Provfisket skedde på 31 transekter runt sjön med ca 10 km mellanrum. Andelen signalkräftor > 99 mm var 40 %. De största tätheterna av kräftor fanns i norra och nordöstra Vättern. Faktorerna delområde och djup var avgörande för tätheten. Även botten typ, som är förknippad med djup, påverkade tätheten. Fångst per ansträngning var störst på djupintervallet 0-10 meter. Av de 19 avfiskade rödinglekplatserna förekom det kräftor på 13 st. Det var lägre tätheter på lokaler som angetts vara rödinglekplatser jämfört med kontrolllokaler. Det uppskattas finnas kräftor på 33 av Vätterns 43 utpekade rödinglekplatser vilket motsvarar 77 %.



Beräknad utbredning av kräftor i Vättern

En modell har utarbetats för att bestämma biomassan av signalkräfta i Vättern. Vid en fångstarea på 60 m<sup>2</sup> per bur beräknades det finnas drygt 3000 ton signalkräfta i Vättern. Det totala årliga uttaget (30 ton yrkesfiske samt 30 ton fritidsfiske) blir då ca 2 %. Biomassan kräftor över 99 mm beräknades vara ca 1400 ton. Det totala uttaget av kräftor över minimimåttet per år blir då ca 4 % vilket visar att fisketrycket är lågt. Intressant ur förvaltningssynpunkt är att beräkna biomassan kräftor på allmänt vatten. Resultatet blir då 1000 ton, d.v.s. 33 % av kräftbiomassan förekommer på allmänt vatten. Biomassan kräftor större än 99 mm på allmänt vatten beräknades till 500 ton, vilket motsvarar ca 50 % av kräftbiomassan på allmänt vatten.



## Rapport 88 från Vätternvårdsförbundet

### Avstämning av vattenvårdsplanerna Vättern 90 och Vättern 96

Red: Måns Lindell

#### Sammanfattning

Sedan Vätternvårdsförbundet bildades 1957 har det tagits fram fyra vattenvårdsplaner. Den första till kom 1970, vilken reviderades 1977. Under 1989 gjordes en omorganisation av det som då hette Kommittén för Vätterns Vattenvård till dagens Vätternvårdsförbundet. 1990 gjordes en fördjupad vattenvårdsplan vilken i sin tur utvärderades 1996 dock utan att några nya mål utverkades. Föreliggande utvärdering baseras på både 1990 och 1996 års vattenvårdsplaner. För att beskriva Vätterns miljötillstånd redovisas även en beskrivning av omvärldsfaktorer t ex klimat, berggrund, befolkning.

En rad olika myndigheter, organisationer och företag har bidragit med såväl rådata som färdiga artiklar. Det materialet har bearbetats för att kunna användas som underlag för målutvärdering. Det har emellertid inte varit möjligt att utvärdera samtliga miljömål då en del mål inte varit uppföljningsbara eller att informationen inte varit tillgänglig för Vätternvårdsförbundet. Utvärderingen av Vättern 90 och Vättern 96 redovisas för tre områden ”måluppfyllelse, trend och generation” med av ”glada, neutrala och sura ansikten”.

Miljömålen har varit verkningsfulla och visar att Vättern blivit miljö kvalitetsmässigt bättre. Av 26 miljömål bedöms 13 stycken (50 %) ha uppfyllts fullt ut, ytterligare 5 stycken bedöms på god väg att nå medan 8 stycken (31 %) inte uppfyllts. De mål som inte uppfyllts finns främst inom kvävetillförseln/kvävehalterna i/till Vättern, och till viss mån från miljögifter.

Av de 26 miljömålen så uppvisar hela 18 stycken (70 %) en trend som går åt rätt håll samt ytterligare 7 stycken (27 %) kan komma att gå att vända åt rätt håll. Endast ett (1) miljömål (4 %) bedöms ha en icke-önskvärd utveckling och det gäller att Vättern skall vara ett naturligt ekosystem i framtiden vilket är oroande.

Om samma miljömål kan anses gälla för framtiden så bedöms 9 stycken (50 %) av totalt 17 mål vara lösta inom en generation och ytterligare 7 stycken vara nära en måluppfyllelse. Totalt kan således 95 % av miljömålen i Vättern 90 och Vättern 96 bedömas vara uppfyllda inom en generation d v s år 2020. Endast 1 miljömål bedöms vara kritiskt, gällande ett naturligt ekosystem.

De övergripande miljömålen åsyftar att beskriva Vättern miljö tillstånd i stort. Dessa mål kan i stort komma bli det som avses i vattendirektivets definition för ekologisk status av en vattenförekomst.



# Rapport 89 från Vätternvårdsförbundet

På uppdrag av Länsstyrelsernas fiskefunktioner

## Fiskundersökningar i Vätterns strandzon och Nissöga i Rocksjön

Johnny Norrgård, Daniel Melin och Anton Halldén, Länsstyrelsen i Jönköping

### Sammanfattning

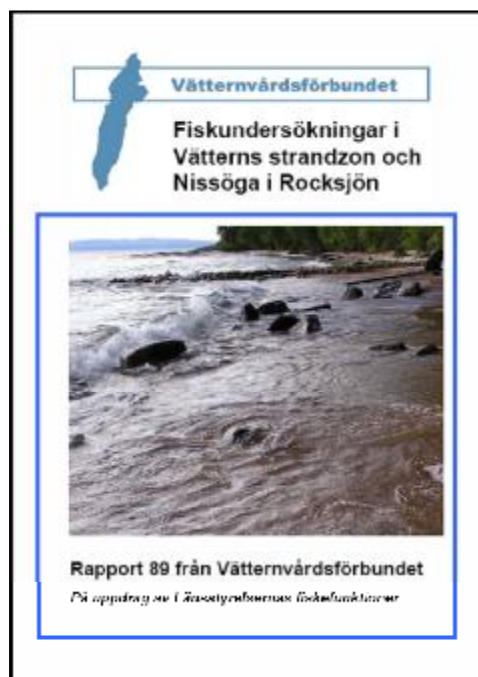
Under sommaren 2004 genomfördes ett projekt med syfte att belägga öringförekomst och fiskartsammansättning utmed de för Vättern så typiskt vindexponerade stränderna med stort inslag av sten och block. Projektet innefattade även en mer riktad inventering av förekomsten av nissöga, som varit rödlistad och är utpekad som skyddsvärd enligt EU:s regelverk. Sammanlagt genomfördes provfisken vid 99 tillfällen fördelat på 67 lokaler spridda runt Vättern och 9 i tillflöden. Metoderna som användes var elfiske, nätprovfiske och notdragning.

Undersökningarna har bidragit till kunskapen om fiskfaunan i Vätterns strandzon. Sammanlagt fångades 21 olika fiskarter samt signalkräfta. De fiskarter som fångades på flest lokaler var i fallande ordning elritsa, gers, storspigg och öring. Arter som i södra Sverige oftast återfinns i vattendrag, såsom elritsa, öring, lake, berg- och stensimpa påträffas främst vid Vätternstypiska exponerade stränder. Där emot återfinns arter som t.ex. sarv, ruda, braxen och gädda främst i de något mer närings- och vegetationsrika norra delarna av Vättern. Gers, abborre och mört är exempel på arter som finns spridda över stor del av Vätterns strandzon.

En tidigare ej dokumenterad förekomst av uppväxande öring (0 – 2 åriga) noterades. Förekomsten av öringårsungar avtar med avståndet från öringförande tillflöden samt medelstorleken på årsungarna är mindre i strandzonen än i tillflödena. Slutsatsen blir därför att den öring som påträffas i strandzonen utgörs av ungar som kläckts i tillflödena men som p.g.a. konkurrens i bäckarna tvingats ut i Vätterns strandzon och där funnit en möjlig uppväxtmiljö.



Daniel Melin och Johnny Norrgård utför notdragning i Vättern.



## 2. Vättern och dess tillflöden 2004

### 2.1 Klimat och vattenstånd i Vättern

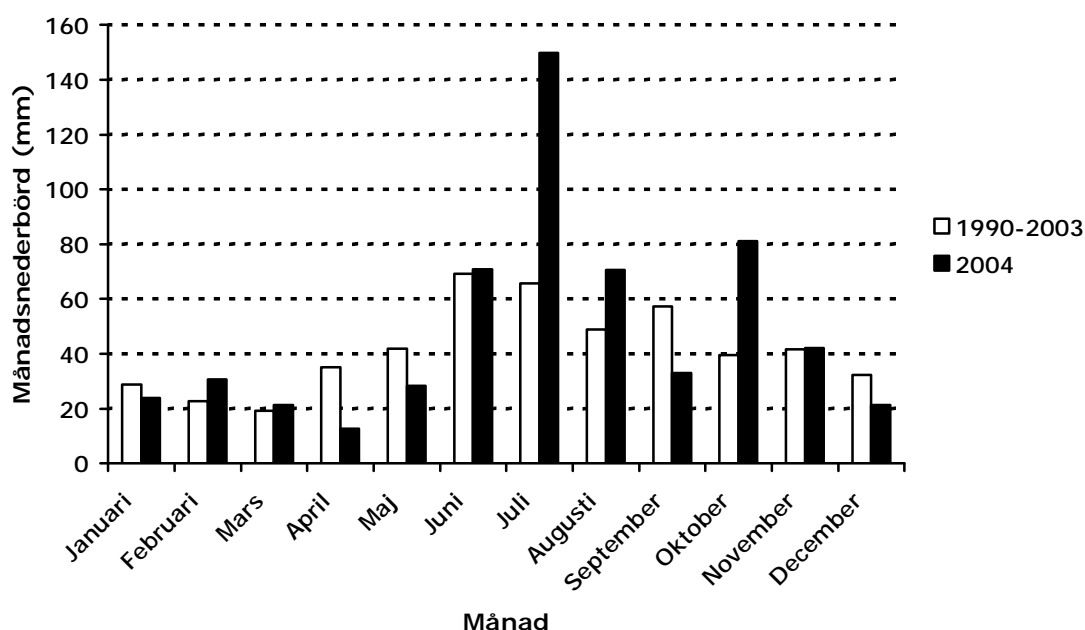
Förf: Micael Jonsson, Pelagia

#### Sammanfattning

Under 2004 följde nederbörden vid Vätterns mätstation på Visingsö i stort sett samma mönster som tidigare år med låg nederbörd från januari t o m maj följt av en ökning i juni till september och därefter en minskning fr o m oktober t o m december. Nederbörden i juli var dock drygt dubbelt så hög jämfört med genomsnittet för tidigare år. Även oktober visade på dubbelt så hög nederbörd jämfört med tidigare år medan april, maj, september och december var något nederbördsfattigare än vanligt. Månadsmedeltemperaturerna under 2004 låg nära medeltemperaturerna för perioden 1990-2003 utom januari som var 1,9 grader kallare och april, juli och december som var 1,4, 1,6 respektive 2,0 grader varmare. Månadsmedelvärdena på Vätterns vattenstånd hade ett avvikande mönster jämfört tidigare års medelvärden. Det högsta vattenståndet, som normalt ligger i maj/juni, infann sig inte förrän i september/oktober. Som följd av detta, och tack vare riklig nederbörd i juli, fortsatte vattenståndet över medelvärdet hösten ut. Datamaterialet erhöles från Länsstyrelsen i Jönköping ([www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)).

#### Nederbörd

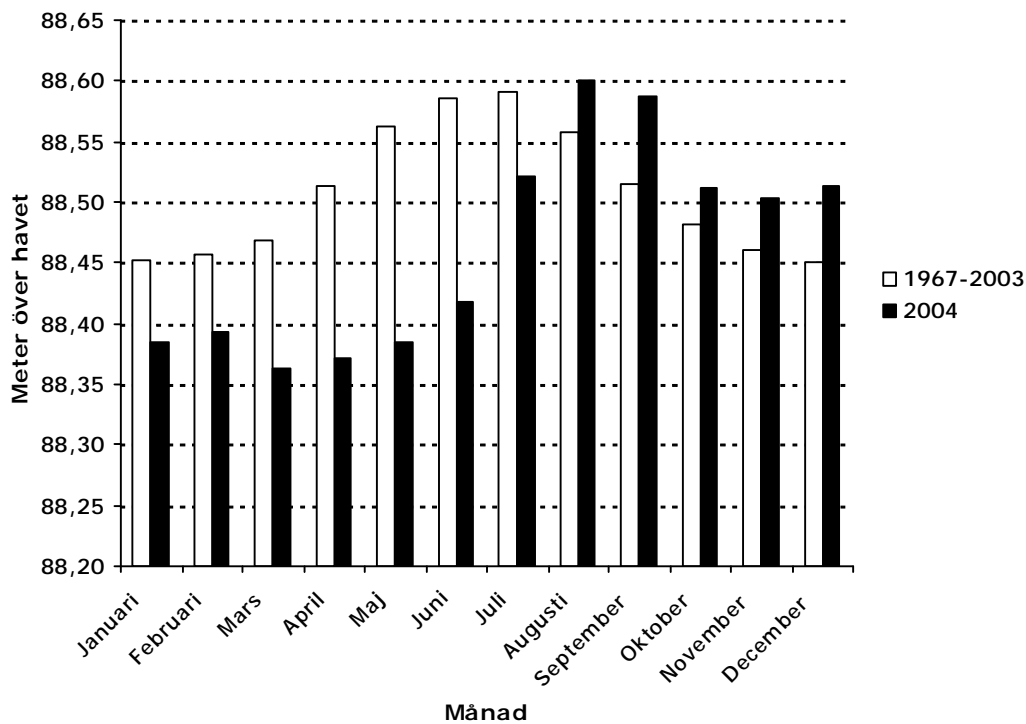
I början av 2004, fr o m januari t o m mars, låg nederbörds mängderna (19-28 mm) nära genomsnittet för tidigare år, men april (12 mm) och maj (28 mm) var tydligt nederbördsfattigare än genomsnittet (35 respektive 42 mm, Figur 1). Mängden nederbörd som föll i juli (150 mm) var mer än dubbelt så hög som genomsnittet för perioden 1990-2003 och även augusti var jämfört med tidigare år en ganska nederbördsrik månad. Även oktober hade med 81 mm dubbelt så hög nederbörd som genomsnittet på tidigare år. Första halvåret fick 86% och andra halvåret fick 139% av genomsnittsnederbörden baserat på tidigare år. Den totala nederbörden under 2004 var 83 mm, eller 16%, högre än genomsnittet tidigare år.



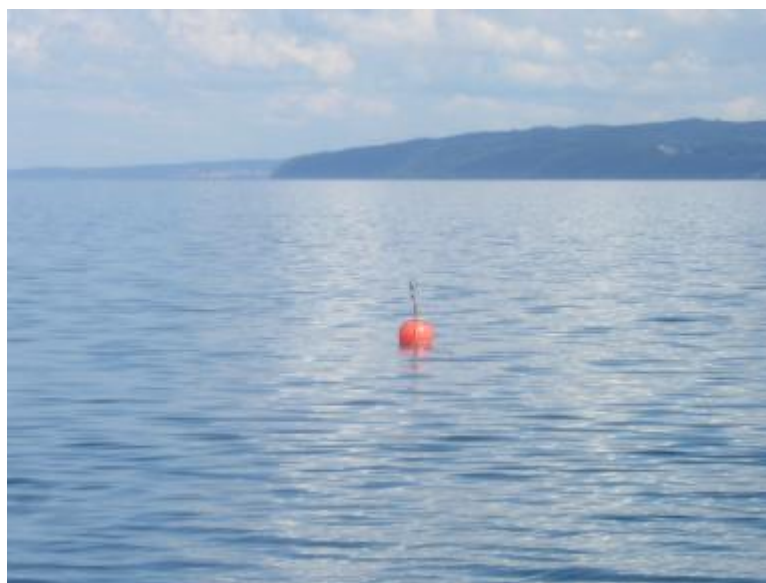
**Figur 1.** Genomsnittlig månadsnederbörd vid Visingsö mätstation under perioden 1990-2003 samt värden för 2004.

## Vattenstånd

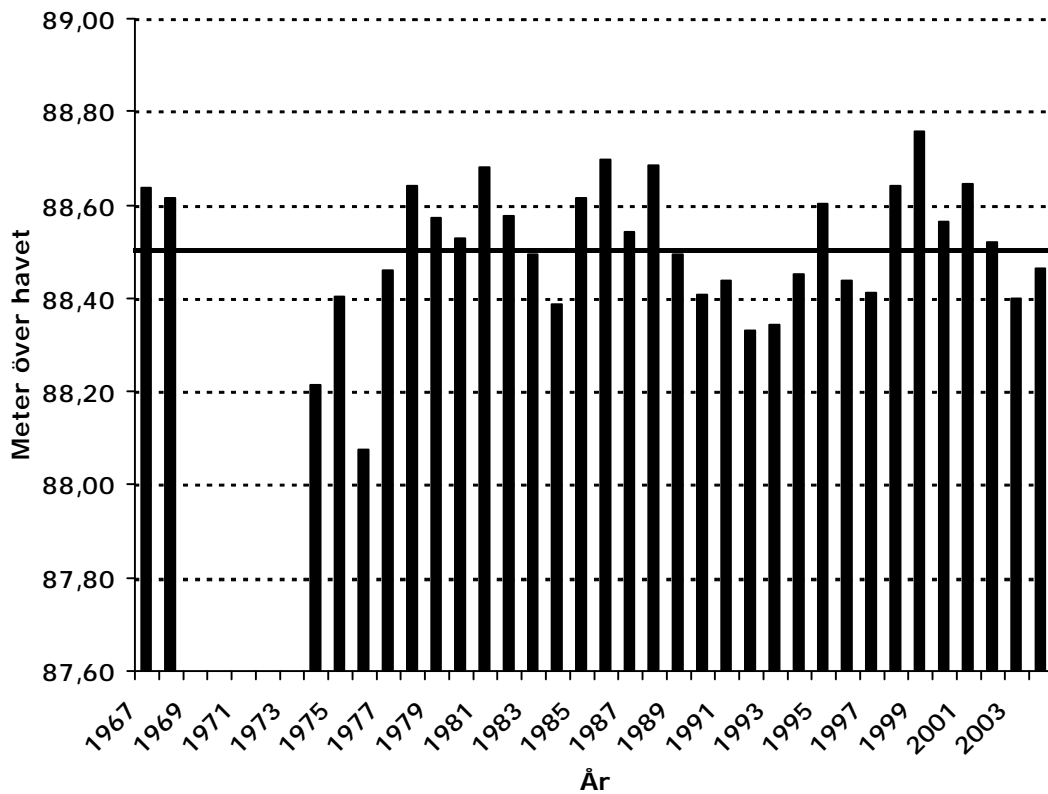
Som följd av nederbördsmonstret under 2004 blev vattenståndet i Vättern lägre än normalt januari till juli och högre än normalt juli till december (Figur 2). Framförallt var det perioden mars till juni som hade (> 1 cm) lägre vattenstånd än genomsnittet tidigare år. Årsmedelvattenståndet för 2004 (Figur 3) skiljde sig inte nämnvärt från tidigare år utan låg endast lite under genomsnittet (88,5 m. ö. h.) för perioden 1967-2003. Vattenföringen i Motala ström, Vätterns utlopp, följde varken nederbörds mängderna eller vattenståndet i Vättern särskilt väl (Figur 4). Möjligtvis kan man se en effekt på Motala ströms vattenföring av hög nederbörd och höjt vattenstånd med två till tre månaders förskjutning.



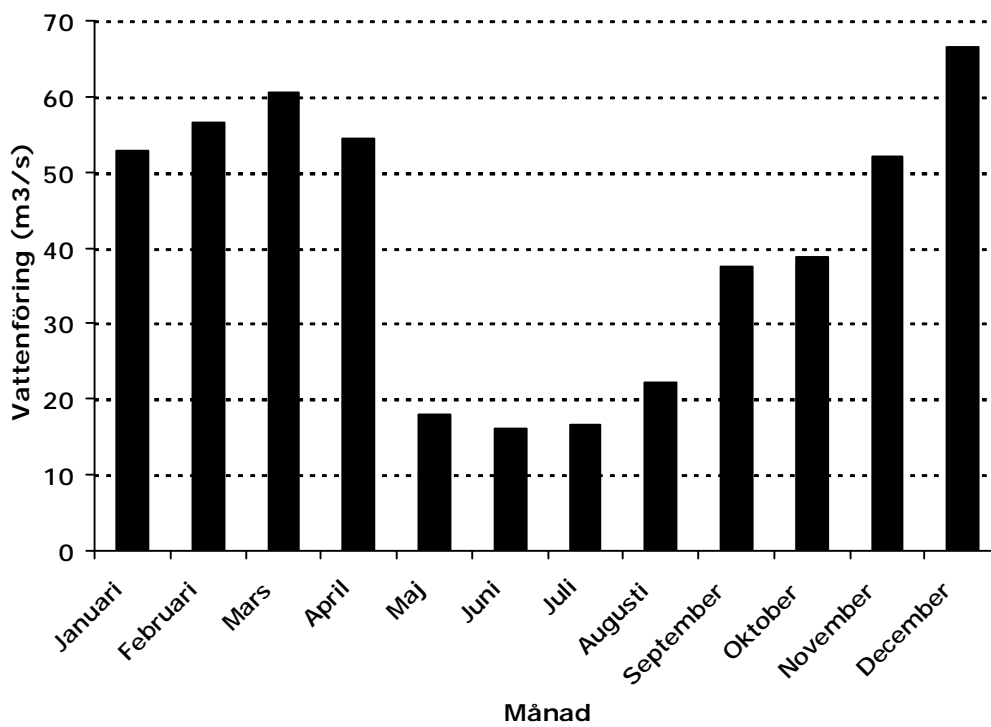
*Figur 2. Månadsmedelvattenstånd i Vättern under perioden 1967-2003 samt värden för 2004.*



*Vätterns vattenyta varierar normalt endast med ca 40 cm.*



**Figur 3.** Årsmedelvattenstånd i Vättern under perioden 1967-2004. Linjen visar genomsnittligt vattenstånd (88,5 m. ö. h.)

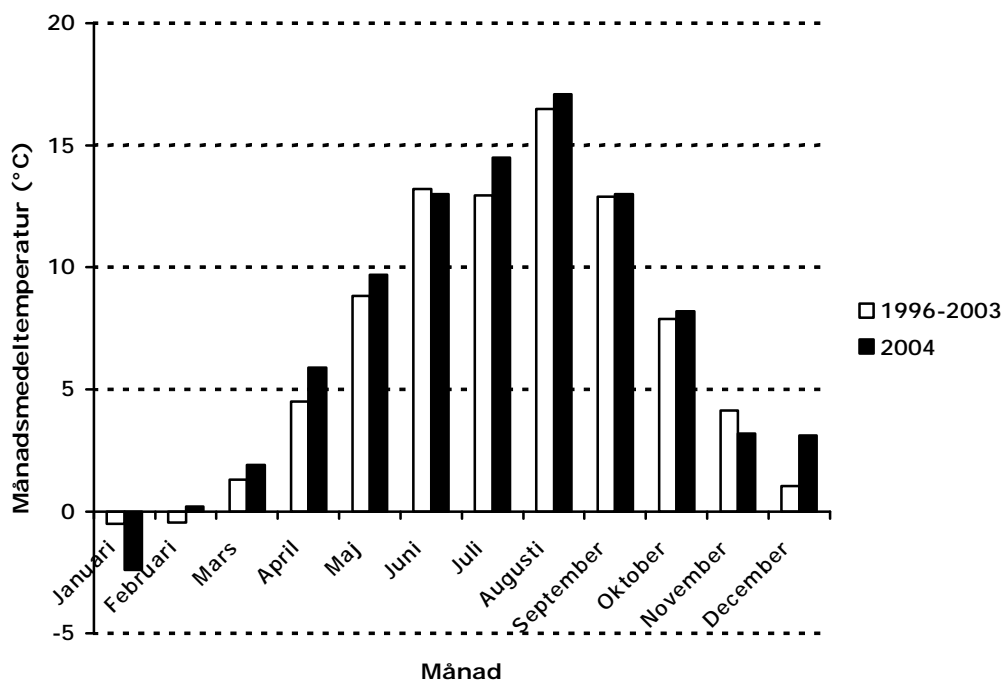


**Figur 4.** Månadsmedelvattenföring för Motala ström (Vätterns utlopp) under 2004.



## Temperatur

Under 2004 var januari 1,9 grader kallare än normalt, medan april, juli och december låg 1,4, 1,6 respektive 2,0 grader över genomsnittet för 1996-2003 (Figur 5). Övriga månader avvek mindre än 1,0 grad från genomsnittet. Tre månader (januari, juni och november) var kallare än genomsnittet, medan resterande månader var varmare.



**Figur 5.** Genomsnittlig månadstemperatur vid Visingsö mätstation under perioden 1996-2003 samt värden för 2004.



*I Vätterns utlopp vid Motala mäts det officiella vattenståndet i Vättern*

## 2.2 Vattenkvaliteten i Vättern

förf: Micael Jonsson, Pelagia

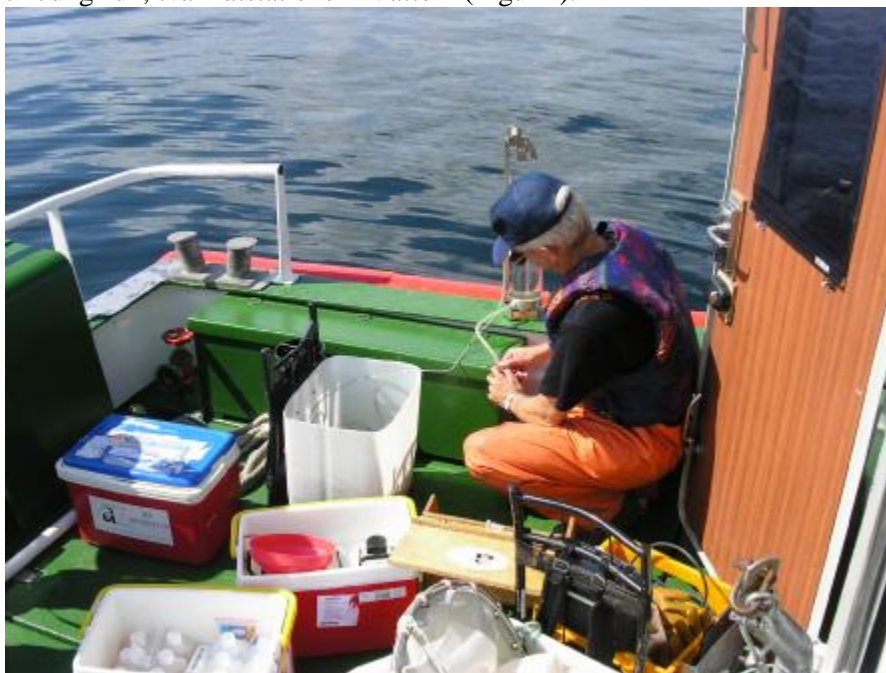
### Sammanfattning

Trenden med ökande kloridkoncentration fortsatte under 2004 med värden på strax under 0,3 mekv/l vid båda stationerna. Totalkvävekoncentrationerna på 600 µg/l var de lägsta på några år, men fortfarande över miljömålet på 450 µg/l, och trendutvecklingen från 1967 till 2004 är fortfarande stigande. Siktdjupet verkar fortsatt öka och var under 2004 drygt 12 meter vid båda stationerna vilket är lika med eller över tidigare års högsta medelvärden. Klorofyll har en ökande trend över mätperioden, men endast vid Jungfrun. Klorofyllvärden på just över 1 mg/m<sup>3</sup> erhöles vid båda stationerna under 2004. Trots att kisel förekomsten verkar uppträda cykliskt under mätperioden finns en nedåtgående trend och de senaste värdena ligger på mellan 0,2 respektive 0,3 mg/l. Kiselvärden över 0,4 mg/l har inte uppmätts sedan slutet av 1980-talet. Även totalfosfor har en nedåtgående trend över mätperioden och 2004 års värden låg under 5 µg/l vid båda stationerna. Eftersom totalfosfor har minskat och totalkväve har ökat har N/P-kvoten stigit till värden över 150 de senaste åtta åren. Ett system med N/P-kvoter på 15-30 anses vara i balans, medan högre värden ökar risken för överdriven algbloomning och syrebrist med negativa konsekvenser för ekosystemet. Syrgashalten i Vättern visar dock ingen minskande trend över tidsperioden. KMnO<sub>4</sub>-förbrukningen visar inga trender under mätperioden utan verkar uppträda cykliskt. Värdena under mätperioden, med medelvärden på 6-14 mg/l, är jämförbara mellan stationerna som under 2004 båda hade förbrukningar på kring 9 mg/l.

Variansanalyserna visar att variationen av kisel- och totalkvävekoncentrationen till viss del kan förklaras av skillnader mellan stationerna – detta trots att trendutvecklingen av både kisel och totalkväve ser ut på samma sätt vid båda stationerna. Klorid, kisel och totalkväve visar signifikant mellanårsvariation. Denna mellanårsvariation skiljer sig åt mellan stationerna för klorid och kisel. Mätvärdena på klorid och klorofyll varierar beroende på månad. Variationen i månadsvärden skiljer sig åt mellan åren för alla parametrar utom totalkväve. Dock varierar inte mätparametrarna på olika sätt mellan månaderna beroende på station.

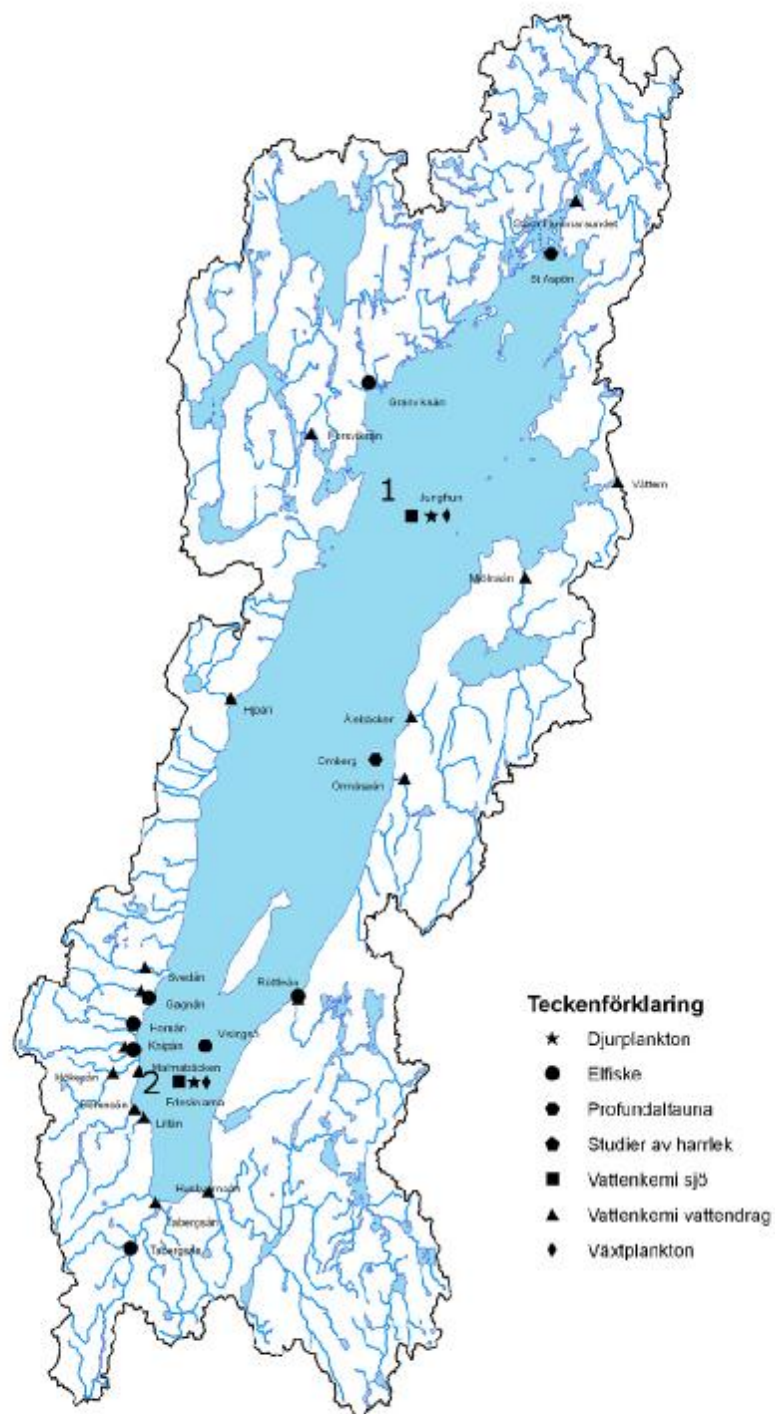
### Metod

För att undersöka vattenkemin i Vättern sammanställdes och analyserades parametervärden från Edeskvärna och Jungfrun, två mätstationer i Vättern (Figur 1).



Provtagning på Vättern sommaren 2005.





**Figur 1.** Mätstationerna Jungrun (1) och Edesvarna (2) i Vättern.

Vattenkemiska provtagningar har genomförts på två mätstationer i Vättern – Edesvarna och Jungrun (Figur 1) – och i tillflöden till Vättern (kapitel 2.6). Provtagningar genomförs kontinuerligt för flertalet parametrar varav flertalet redovisas i denna rapport (Tabell 1). Data erhöles från Länsstyrelsen i Jönköping ([www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)) och från Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala ([www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)).

**Tabell 1.** Alla provtagningsparametrar för Vättern och Vätterns tillflöden samt vilka parametrar som redovisas i denna rapport.

Parameter	Redovisas för Vättern	Redovisas för Vätterns tillflöden
Vattentemperatur		x
Siktdjup		x
Syrgashalt	x	
pH		
Konduktivitet		
Alkalinitet		
Kalcium		
Magnesium		
Natrium		
Kalium		
Sulfat		
Klorid	x	x
Fluor		
Ammoniumkväve	x	
Nitrit+Nitratkväve	x	
Totalkväve	x	x
Fosfatfosfor		
Totalfosfor	x	x
Absorbans		
Slamhalt		
Klorofyll <i>a</i>	x	
TOC/KMnO <sub>4</sub>	x	x
Kisel	x	x
Järn		
Manganes		
Koppar	x	
Zink	x	
Aluminium		
Kadmium	x	
Bly	x	
Krom	x	
Nickel	x	
Kobolt		
Arsenik		
Vanadin		

I föreliggande redovisning används totalfosfor, kisel, klorid, klorofyll, TOC/KMnO<sub>4</sub>, totalkväve (nitrit- + nitratkväve + Kjeldahl-kväve), siktdjup, vattentemperatur och syrgashalter som indikatorer för vattenkvaliteten (Tabell 2). Från parametrarna som provtas på olika djup används värden från 0,5 meters djup i denna redovisning. Kjeldahl-kväve och totalkväve med persulfatmetoden har körts parallellt i 20 år, men körningar med Kjeldahl-kväve upphörde 2004. Likaså kördes KMnO<sub>4</sub>-förbrukning parallellt med TOC under sju år (1996-2003). Eftersom tidsserien av TOC fortfarande är relativt kort omräknades TOC-värdena till KMnO<sub>4</sub>-förbrukning ( $\approx \text{TOC} \cdot 4,9-6$ ) för presentation av trendutvecklingarna över hela tidsperioden (åren innan 1996). När TOC-serien blivit längre blir det naturligt att gå över till presentation av endast TOC-värden. I variansanalysen användes endast de senaste årens TOC-värden.

För parametrar gjordes en variansanalys som undersöker vilka faktorer som förklarar variationen i datamaterialet. Faktorer som analyserades var station, år, månad samt interaktionerna mellan dessa faktorer. En interaktion undersöker om en parameter varierar beroende av två olika faktorer. T ex, en statistiskt signifikant interaktion mellan station och år betyder att ett parametervärde vars variation kan förklaras av skillnader mellan stationerna även varierar mellan åren. För att åskådliggöra parameter-värdena gjordes figurer på varje parameter för båda stationerna och eventuella trender över mätperioder analyserades statistiskt. I de fall där det fanns en statistiskt säkerställt trend markerades denna med en regressionslinje i figuren.

**Tabell 2.** Parametrar som redovisas från de två mätstationerna i Vättern.

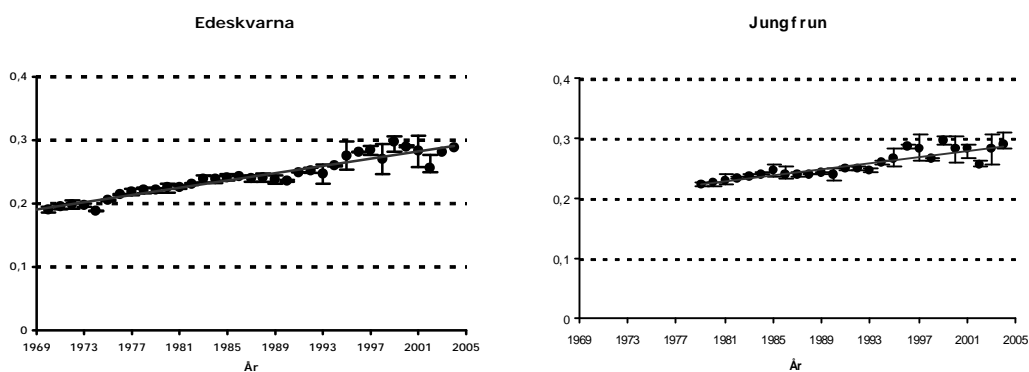
Parameter	Enhet	Mätperiod	Anmärkning
Kisel	mg/l	1971-2003	Från 1979 vid Jungfrun
Klorid	mekv/l	1970-2004	Från 1979 vid Jungfrun
Klorofyll	mg/m <sup>3</sup>	1967-2004	Från 1979 vid Jungfrun
KMnO <sub>4</sub> /TOC	mg/l	1970-2004	Från 1979 vid Jungfrun
Siktdjup	m	1967-2004	Från 1979 vid Jungfrun
Syrgashalt	mg/l	1979-2004	
Temperatur	°C	1979-2004	
Totalkväve	µg/l	1967-2004	Från 1979 vid Jungfrun
Totalfosfor	µg/l	1967-2004	Från 1979 vid Jungfrun

## Resultat från varians- och regressionsanalyser

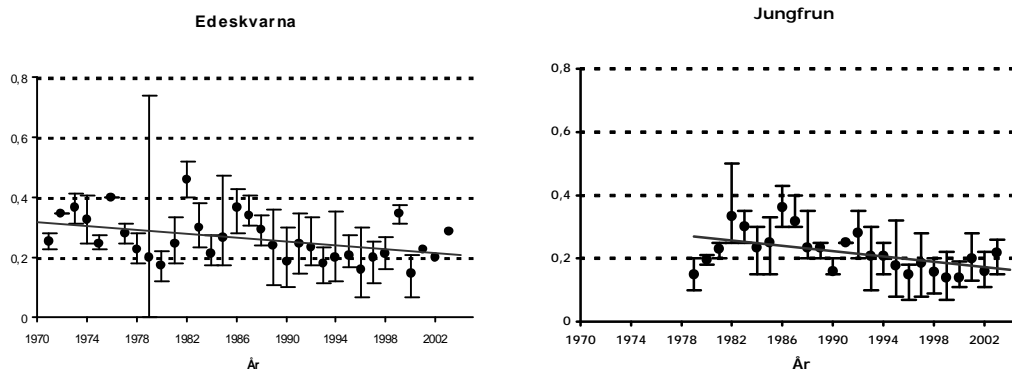
Klorid (Figur 2 och 3) visar samma trendutveckling vid båda stationerna. I båda fallen är det en ökning på nästan 50%. Både mellanårsvariationen och variationen mellan månaderna är signifikant (Tabell 3) vilket kan bero på att kloridtillskottet bland annat kommer från vägsaltningen som är säsongsberoende och sker i olika utsträckning olika år beroende på vinterväglaget. Även om mellanårsvariationen för klorid skiljer sig åt mellan stationerna är nivåerna jämförbara. Spannet mellan max- och minvärden inom åren har ökat på senare år vilket kan vara en effekt av att vägsaltningen har ökat under vinterhalvåret, eller att vägsaltningen förändrats.

**Tabell 3.** Resultat från variansanalys på vattenkemin vid Vätterns två mätstationer. Statistiskt signifikanta resultat är \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$  och \*\*\* =  $P < 0,001$ . NS = ej signifikant. Där det fanns för få mätpunkter för att genomföra analysen redovisas inget värde.

Parameter	Station	År	Månad	År*lokal	År*månad	Månad*station
Klorid	NS	***	***	*	***	NS
Totalfosfor	NS	NS	NS	NS	**	NS
Kisel	**	***	NS	**	***	NS
Siktdjup	NS	-	NS	NS	***	NS
Totalkväve	*	***	NS	NS	NS	NS
Kol (TOC)	NS	-	-	NS	**	NS
Klorofyll	NS	NS	*	NS	***	NS

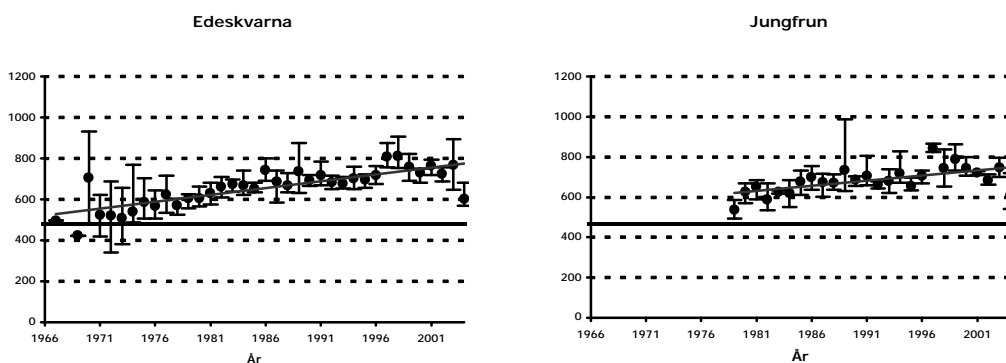


**Figur 2 och 3.** Tidsutveckling för klorid (mekv/l) i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1970-2004) och Jungfrun (1979-2004). Regressionslinjerna markerar en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden.



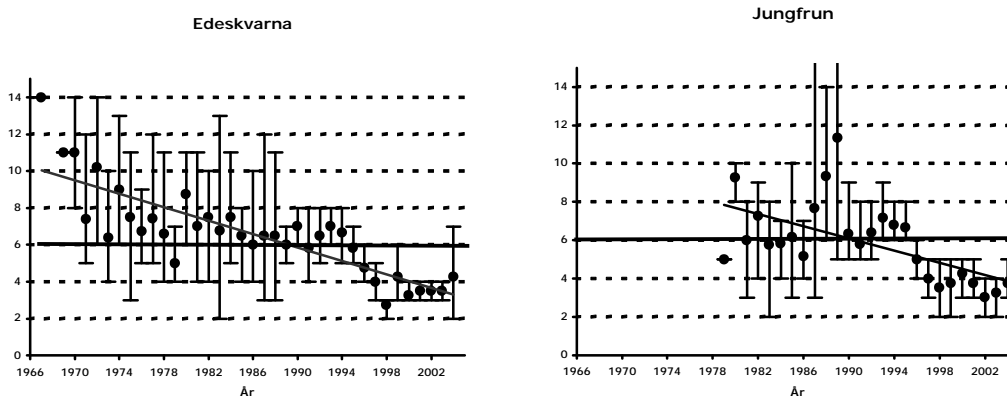
**Figur 4 och 5.** Tidsutveckling för kisel (mg/l) i Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1971-2003) och Jungfrun (1979-2003). Regressionslinjerna markerar en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden.

Även om kiselkoncentrationen, vilket är ett mått på förekomsten av kiselalger, verkar uppträda cykliskt finns det minskande, linjära trender över åren vid båda stationerna (Figur 4 och 5). Mellanårsvariationen är signifikant (Tabell 3), men har minskat något på senare år. Troligtvis är förekomsten av kiselalger till viss del klimatberoende och mellanårsvariationen kan därför förklaras av skillnader i temperatur och solinstrålning mellan åren. Även vinterklimatet kan indirekt påverka kiselalgerna, eftersom isiga och snörika vintrar ökar användandet av vägsalt vilket leder till ett ökat kloridtillskott (e.g. Kaushal m fl 2005) som i sin tur kan påverka kiselalger och andra mikroorganismer (Elshahed m fl 2004). Förändringarna över åren sker inte synkront vid de båda stationerna, men trots det och trots att variationen av kiselvärdena under åren skiljer sig åt mellan stationerna (Tabell 3) ligger de på ungefär samma nivåer. Skillnaderna mellan stationerna antyder dock på att variation och förändringar av kiselkoncentrationen kan bero på småskaliga, lokala, faktorer mer än storskaliga, klimatiska, faktorer.



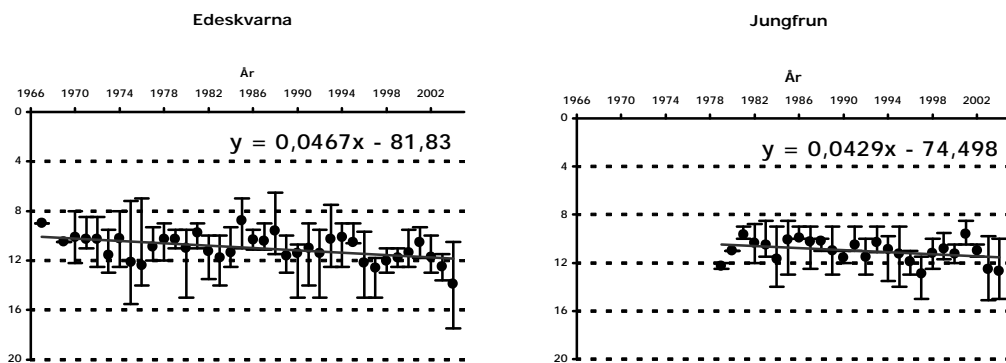
**Figur 6 och 7.** Tidsutveckling för totalkväve (µg/l) i Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1967-2004) och Jungfrun (1979-2004). Linjen markerar miljömålet på 450 µg/l. Regressionslinjerna markerar en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden.

En tydlig ökning i totalkväve har skett vid båda stationerna från provtagningens start (Figur 6 och 7). Endast det enda tagna värdet från 1969 vid Edeskvarna ligger under miljömålet som är på 450 µg/l. I övrigt ligger alla årsmedelvärdena över eller mycket över miljömålet. Även om nivåerna av totalkvävekoncentrationer vid de båda mätstationerna verkar jämförbara varierar de statistiskt olika över tidsperioden (Tabell 3). Dvs, totalkvävekoncentrationer varierar annorlunda vid Edeskvarna jämfört med vid Jungfrun. Detta kan dock bero på de olika långa mätserierna, eller att lokala faktorer har stark påverkan på kvävekoncentrationen. Trenden av ökande totalkväve är tydlig fram till mitten av 1980-talet, medan den på senare år verkar plana ut eller t o m minska. Därför beror den brantare trenden vid Edeskvarna på att mätserien startade tidigare (1967) än vid Jungfrun (1979) och vid generellt lägre värden. Mellanårsvariationen är signifikant, men sker synkront vid stationerna (Tabell 3).



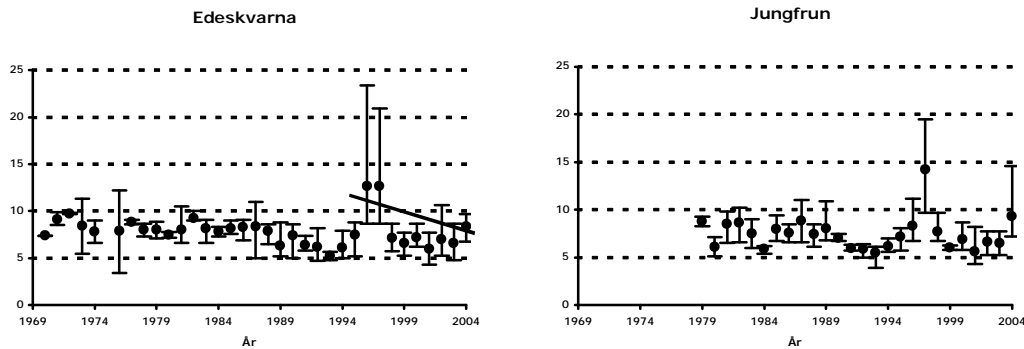
**Figur 8 och 9.** Tidsutveckling för totalfosfor (mg/l) i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1967-2004) och Jungfrun (1979-2004). Linjen markerar miljömålet på 6 µg/l. Regressionslinjerna markera en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden.

Totalfosfor har minskat och det finns ingen statistisk skillnad mellan stationerna (Tabell 3). Dessutom har skillnaden mellan max- och minvärden inom åren minskat de senaste 10-15 åren (Figur 8 och 9). Miljömålet på 6 µg/l verkar ha uppnåtts fr o m mitten av 1990-talet. Sedan dess har alla årsmedelvärden legat under miljömålet och endast enstaka maxvärden har gått över miljömålet. Totalfosfor är en av de mätparametrarna som visar på den mest stabila trenden, eftersom den inte varierar signifikant mellan år eller månad (Tabell 3). Dock är månadsvariationen olika mellan åren vilket kan bero på att provtagningsfrekvensen har varierat under åren.



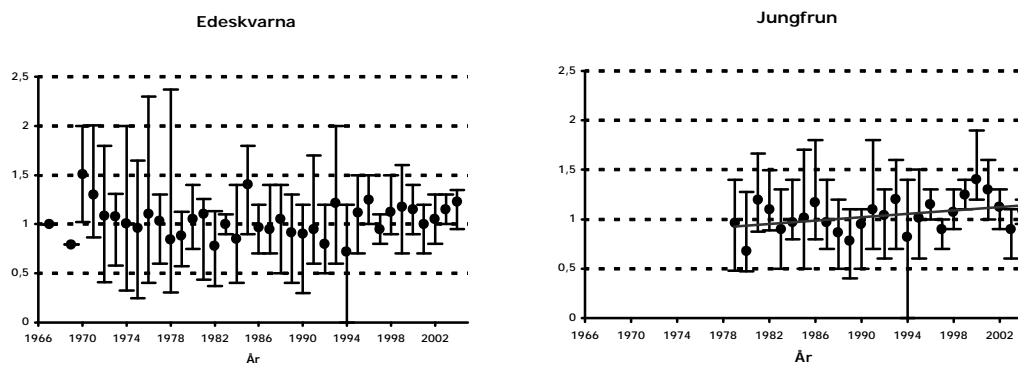
**Figur 10 och 11.** Tidsutveckling för siktdjup (m) i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1967-2004) och Jungfrun (1979-2004). Regressionslinjerna markerar en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden och linjernas ekvationer redovisas i figurerna.

Siktdjupet har ökat i genomsnitt med 4,5 cm per år och låg på ungefär samma nivåer vid båda stationerna 2004 (Figur 10 och 11). Det finns inga skillnader mellan stationerna, år eller månad, utan det är en stabil ökande trend där endast månadsvariationen skiljer sig åt mellan åren (Tabell 3). Siktdjupet visar även på en stor skillnad mellan max- och minvärden de flesta åren. Detta beror troligtvis på att sikten försämras under sommarhalvåret som följd av ökning av växt- och djurplankton.



**Figur 12 och 13.** Tidsutveckling för  $KMnO_4$ -förbrukning i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1970-2004) och Jungfrun (1979-2004). Värdena 1996-2004 är omräknade från TOC-värden ( $KMnO_4$ -förbrukning  $\approx 4,9 \cdot TOC - 6$ ).

$KMnO_4$ -förbrukningen (baserat på TOC sedan 1996) (Figur 12 och 13) är jämförbar vid båda stationerna. Det finns dock en signifikant skillnad mellan lokalerna sedan 1996 beroende på år (Tabell 3). Edeskvärna har sedan 1996 en neråtgående trend medan Jungfrun ej har någon trend. Denna trend beror dock troligtvis på de ovanligt höga värdena 1996 och 1997 (Figur 12).  $KMnO_4$ -förbrukningen verkar uppträda cykliskt över åren vilket pekar på att värdena styrs av klimatiska faktorer mer än mänskligt orsakade utsläpp av organiskt material. Även avsaknad av skillnad mellan lokalerna (Tabell 3) pekar på att klimat har större påverkan än lokala faktorer.

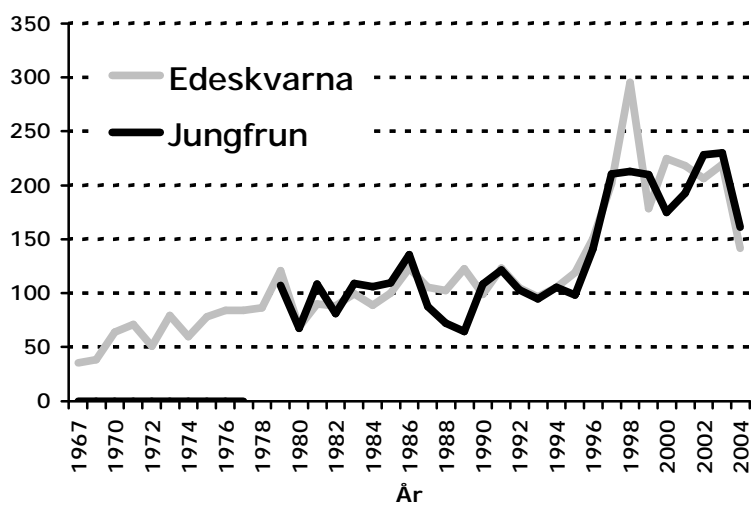


**Figur 14 och 15.** Tidsutveckling för klorofyll i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1967-2004) och Jungfrun (1979-2004). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd, linjär förändring över tidsperioden.

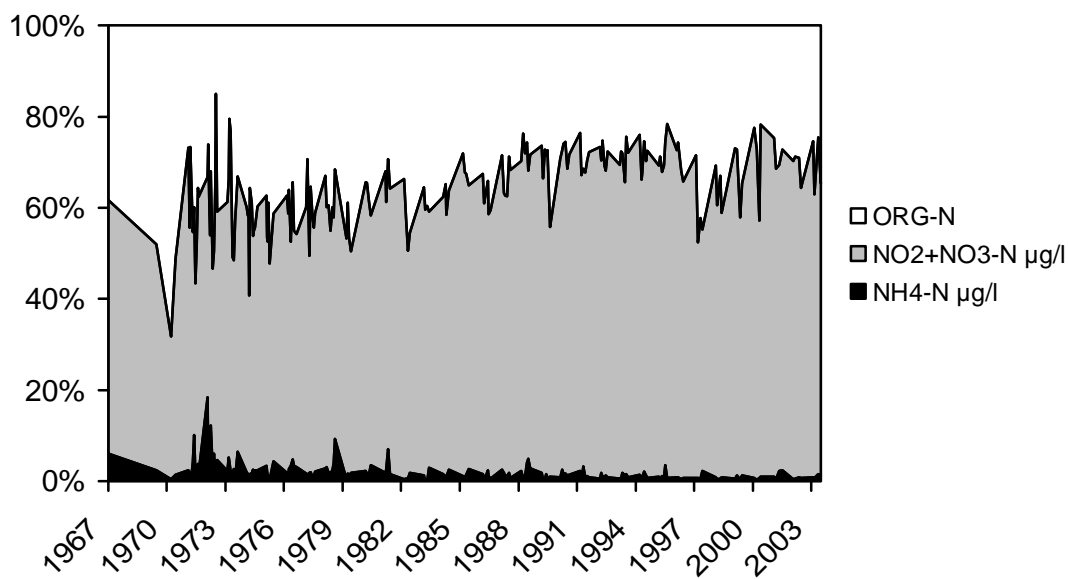
Klorofyll är säsongsb beroende vilket understryks av att månadsvariationen är signifikant (Tabell 3) och att skillnaden mellan max- och minvärden varje år är stor (Figur 14 och 15). Det är dock bara Jungfrun som uppvisar en trend över tiden – en ökning av klorofyll – medan Edeskvärna saknar en trend. Klorofyllnivåerna är dock jämförbara mellan stationerna och ligger kring  $1 \text{ mg/m}^3$ .

## Slutsatser

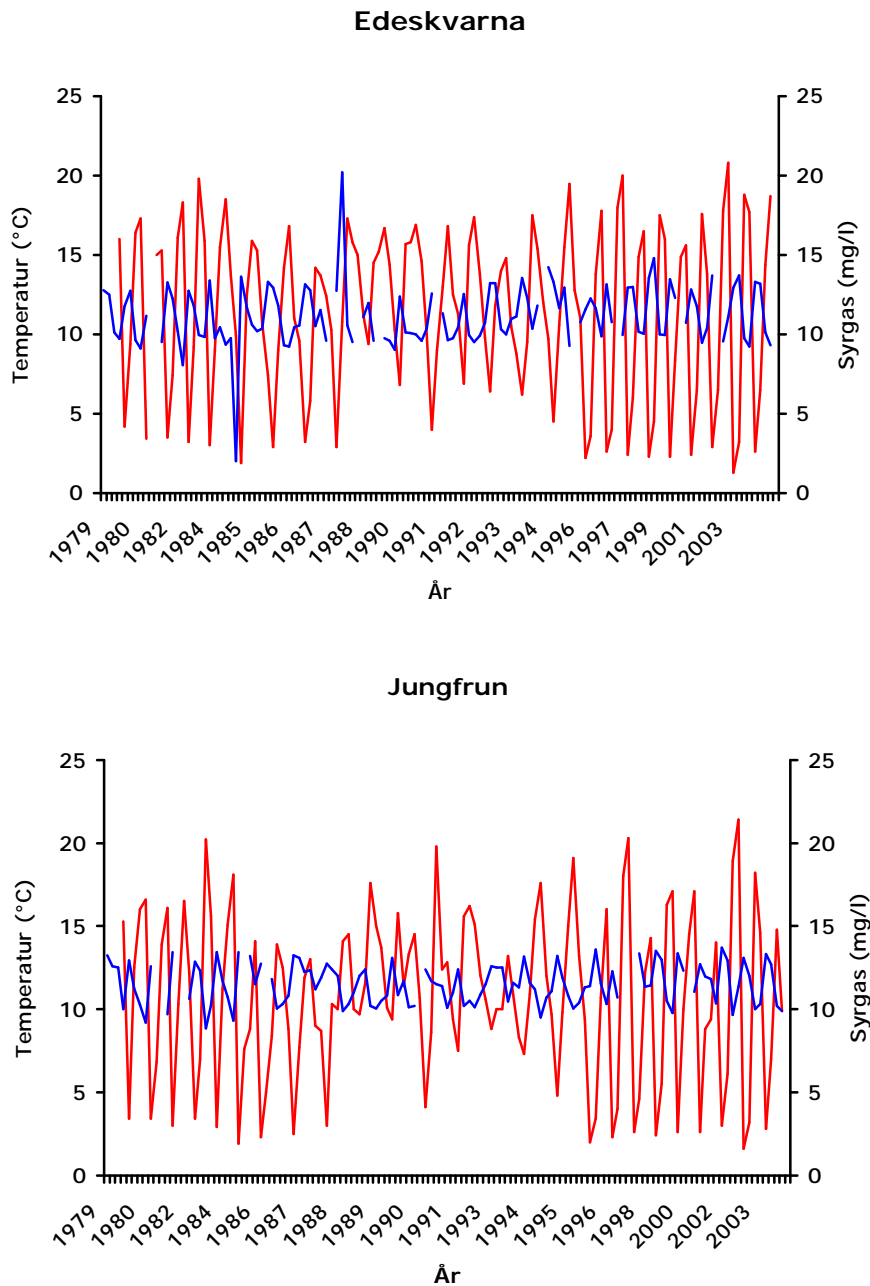
Övergödningen av Vättern genom tillförsel av kväve och fosfor från omkringliggande avrinningsområden verkar minska eller stabiliseras. Totalfosfor visar på en tydlig minskning under mätperioden där även miljömålet på  $6 \text{ } \mu\text{g/l}$  har uppnåtts fr o m mitten av 1990-talet. Även om det finns en signifikant ökning av totalkväve från ca  $500 \text{ } \mu\text{g/l}$  till nästan  $800 \text{ } \mu\text{g/l}$  under perioden 1967-2004 verkar trenden under de senare åren plana ut eller till och med minska. En fortsatt miljöövervakning kommer kunna visa om den stabiliserande, eller t o m minskande tendensen, av totalkväve är verklig. Däremot har miljömålet på  $450 \text{ } \mu\text{g/l}$  ej uppnåtts. Troligtvis krävs det ytterligare insatser för att sänka totalkvävekoncentrationen eftersom, med tanke på miljömålet, en stabilisering på lite drygt  $600 \text{ } \mu\text{g/l}$  inte är tillfredställande.



**Figur 16.** N/P-kvot för Vättern under 1967-2004 för Edeskvärna mätstation och 1979-2004 för Jungfrun mätstation.



**Figur 17.** Andelen organiskt kväve, nitrit- + nitratkväve och ammoniumkväve vid Edeskvärna mätstation under 1967-2004.



**Figur 18-19.** Vattentemperatur och syrgashalt för Vättern vid Edeskvärna och Jungfruns mätstationer 1979-2004 (ytvatten 0,5 m). Varje år har fyra mättillfällen vilket ger inomårsvariation. Röd linje representerar vattentemperatur och blå linje representerar syrgashalter. Syrgas började mätas regelbundet 1979.

Depositionen av kväve har minskat i markområdena runt Vättern (IVL Svenska Miljöinstitutet AB 2004a-d), även om det är en bit kvar till målsättningarna, så förmodligen ligger utsläpp via Vätterns tillflöden bakom den fortsatta uppgången av kvävekoncentration i Vättern. N/P-kvoten (Figur 16) har sedan början av provtagningen varit hög och eftersom totalkvävekoncentrationen fortsatt öka medan totalfosforkoncentrationen minskat har kvoten stadigt ökat. Det är framför allt nitrit- + nitratkvävekoncentrationen som ökat under mätperioden (Figur 17). Vad ökningen av just nitrit- + nitratkvävekoncentrationen kan bero på och om den har någon speciell påverkan på Vätterns ekosystem är svårt att uttala sig om. Ett akvatiskt system i balans förväntas ha en N/P-kvot på 15-30. Sedan slutet av 1990-talet ligger N/P-kvoten på minst 150. En fortsatt hög totalkvävekoncentration och en så hög N/P-kvot medför risk för överdriven algblomning och syrebrist, vilket kan få konsekvenser för hela ekosys-



temet. Syrgashalten i Vättern visar dock inga trender sedan 1979 (Figur 18-19). Den norska sjön Mjösa, som är relativt lik Vättern, hade 2003 N/P-kvoter på 44-113 och har de senaste åren haft problem med ökad förekomst av alger (Vassdragsförbundet).

KMnO<sub>4</sub>-förbrukningen (baserat på TOC sedan 1996) verkar uppträda cykliskt vilket pekar på att klimatiska faktorer kan spela en större roll och än mänsklig påverkan. Detta antyder att utsläppen av organiskt material via Vätterns tillflöden nått så pass låga nivåer att de inte påverkar koncentrationen av organiskt material i Vättern (se dock diskussionen om KMnO<sub>4</sub>-förbrukningen i Vätterns tillflöden). Siktdjupet har ökat. Klorofyll vid en av mätstationerna har också ökat. Därför beror den ökade sikten (dvs, minskad koncentration organiska partiklar) troligtvis, åtminstone delvis, på minskningen av kisel (kiselalger).

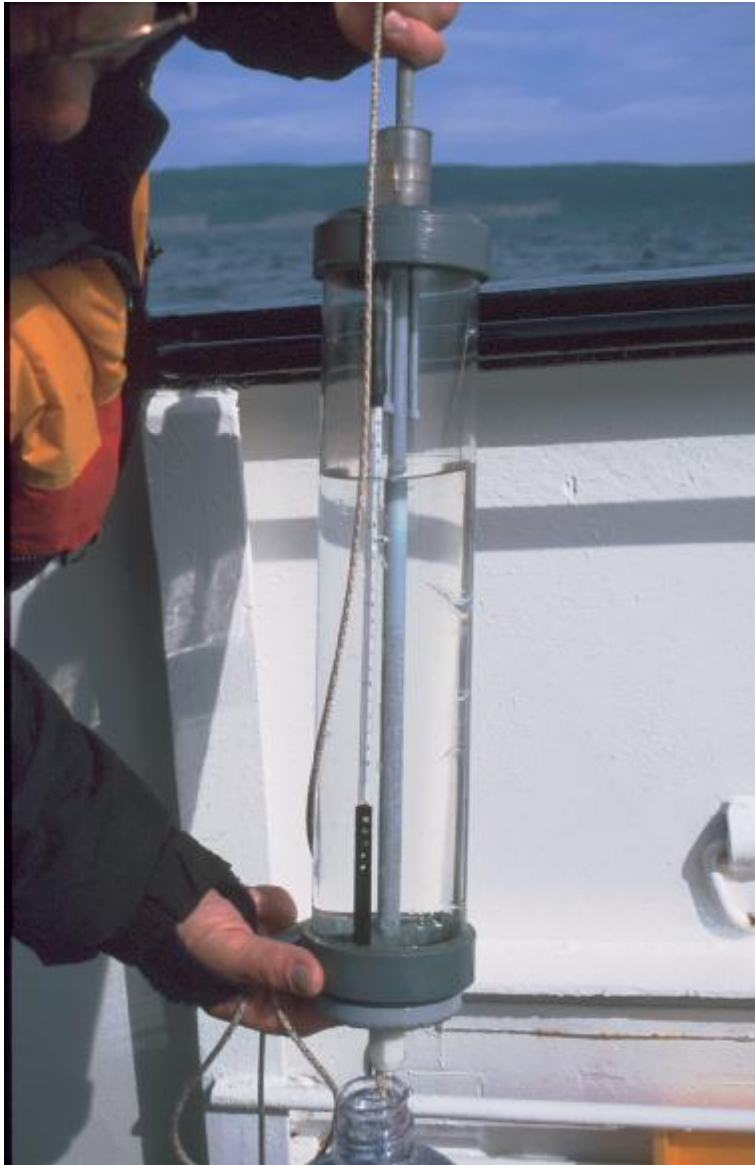
Minskningen av kisel skulle kunna bero på uppgången av klorid över mätperioden (ca 50% ökning) (e.g. Elshahed m fl 2004). Tidigare undersökningar har visat att vägsaltning kan bidra med betydande mängd klorid till akvatiska system (Vattenvårdsförbundet 2001, Kaushal m fl 2005). En stor andel av vägsaltet som under vinterhalvåret sprids på vägarna runt Vättern har visat sig transporteras via tillflöden till Vättern (Vattenvårdsförbundet 2003). Förmodligen minskar kloridkoncentrationerna under sommarhalvåret, men sådana säsongsmässiga fluktuationer kan vara särskilt skadliga för sötvattensorganismer som saknar förmågan att anpassa sina cellers osmotiska potential på kort tid (Kaushal m fl 2005). Man har funnit negativa effekter av vägsaltning redan vid relativt låga koncentrationer (30 mg/l) av klorid – främst på vegetation nära saltade vägar (Environment Canada 2001), men även på växter och djur i sjöar och vattendrag (Hart m fl 1991). Enligt Kaushal m fl (2005) bör ”försaltningen” ses som ett av de mest allvarliga hoten mot akvatiska system. Därför, även om Vätterns kloridkoncentrationer fortfarande är låga (maxvärden på 11 mg/l, omräknat från mekv-värden), kan det vara viktigt att undersöka vilka konsekvenser ökningen av kloridkoncentration kan ha på akvatiska system så att åtgärder för att minska eller förändra vägsaltningen sätts in innan negativa effekter är tydliga - särskilt med tanke på att tillflödena visar på betydligt högre kloridkoncentrationer och fortsatt stigande trender.

Om fortsatt miljöövervakning av vattenkemin i Vättern blir en kostnadsfråga skulle det gå att minska arbetsinsatsen och därmed kostnaden genom att ta bort en av mätstationerna (förslagsvis Jungfrun som har kortare mätserie). Detta är möjligt eftersom de flesta parametrarna inte skiljer sig åt mellan stationerna. Kisel och kväve, som skiljer sig åt mellan stationerna, visar på samma tidsutveckling över åren så ur miljöövervakningssynvinkel fungerar endera mätstationerna lika bra som båda två tillsammans även för dessa parametrar.

## Referenser

- Hart, B.T., Bailey, P., Edwards, R. Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C. och Swadling, K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210: 105-144.
- Elshahed, M.S., Najar, F.Z., Roe, B.A., Oren, A., Dewers, T.A. och Krumholz, L.R. 2004. Survey of Archaeal diversity reveals abundance of halophilic Archaea in a low-salt, anaerobic sulfur spring. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 2230-2239.
- Environment Canada. 2001. Priority Substances List Assessment Report for Road Salts. ISBN 0-662-31018-7. Cat. No. En40-215/63E.
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2004a. Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län – resultat till och med september 2004. Rapport B1622.
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2004b. Övervakning av luftföroreningar i Östergötlands län – resultat till och med september 2004. Rapport B1623.
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2004c. Övervakning av luftföroreningar i Västra Götalands län – resultat till och med september 2004. Rapport B1625.
- IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2004d. Övervakning av luftföroreningar i Örebro län – resultat till och med september 2004. Rapport B1626.

- Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Likens, G.E., Belt, K.T., Stack, W.P., Kelly, V.R., Band, L.E. och Fisher, G.T. 2005. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences 102: 13517-13520.
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4913.
- Vattenvårdsförbundet 2001. Trafikens belastning på Vättern. Vattenvårdsförbundet, rapport 65.
- Vattenvårdsförbundet 2003. Vägtrafikrelaterade föroreningars spridning till Vättern och dess tillflöden – med undersökning i två Vätternbäckar utmed E4:an. Vattenvårdsverket, rapport 77.
- Vassdragsförbundet. <http://vassdragsforbundet.no/>



*Vätterns klara vatten...*

## 2.3 Växtplankton

Förf: Sten Backlund, Pelagia Miljökonsult AB

### Sammanfattning

Årets växtplanktonutveckling var något rikligare jämfört med tidigare år. Vårutvecklingen dominerades av kiselalger av släktena *Aulacoseira* och *Cyclotella*. I juli dominerade kiselalger i Jungfrun och kiselalger och dinoflagellater i Edeskvarna. Under augusti dominerade dinoflagellater på station 2, Jungfrun och kiselalger på station 1, Edeskvarna. Mängden vårutvecklande kiselalger bedöms vara liten och totalvolymen av växtplankton i augusti var mycket liten.

### Inledning

Undersökningarna av växtplanktonsamhället i Vättern syftar till att beskriva artsammansättning, relativ förekomst av olika arter samt individtätethet och biomassa i den öppna vattenmassan. Denna beskrivning skall ge en kunskap om samhällets tillstånd och eventuella förändringar. Det är framför allt biologiska effekter till följd av förändringar av ljusförhållanden och näringsinnehåll 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. Detta år togs proverna 21 april, 18 maj, 20 juli, 31 augusti (Jungfrun) och 1 september (Edeskvarna). Växtplanktonprovtagningen sker på samma platser som vattenkemiproverna (tabell 1). Prov för kvantitativ bestämning tas med en ruttnerhämtare från varje tvåmetersintervall ned till 24 m och samlas till ett blandprov. Proverna konserveras med jodjodkalium-lösning och analyseras sedan med avseende på frekvens och biomassa av ingående arter. Parallellt med den kvantitativa provtagningen insamlas även ett kvalitativt håvprov (maskstorlek 25  $\mu\text{m}$ ) från 0-10 meters djup, för att möjliggöra kontroll av artbestämningar.



Plankton insamlas genom att dra en håv med fina maskor genom vattnet.

Provtagningsmetodik och nödvändig utrustning för kvantitativ och kvalitativ provtagning av växtplankton (BIN PR066 resp. BIN PR061) finns beskrivna i Naturvårdsverkets "Handbok för miljöövervakning" (<http://www.naturvardsverket.se>). Det gäller även beskrivningen av den kvantitativa analysen som har utförts med omvänt mikroskop enligt Utermöhls metod.

Tabell 1: Provtagningsstationer för växtplankton i Vättern.

Namn	x	y	Djup (m)
1, Edeskvarna	6421370	1406420	115
2, Jungfrun	6486950	1434130	75

### Resultat och diskussion

Nedan följer en redovisning av ett urval av resultaten från provtagningarna. Mer information och samtliga rådata finns på hemsidan för Institutionen för miljöanalys, SLU [www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se).

Växtplanktonfloran i Vättern karaktäriseras av kiselalger, guldalger, rekylalger och dinoflagellater (figur 1 och 2). Artantalet är stort, men ofta saknas tydliga dominanter och totalvolymerna är genomgående låga.

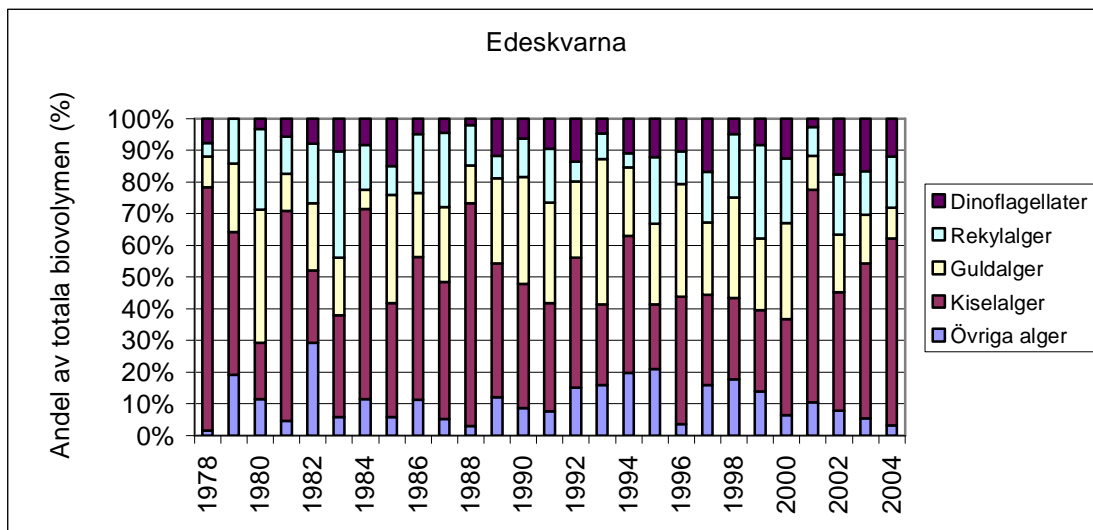
Vid Jungfrun, i den norra delen av Vättern, var den totala växtplanktonbiovolymen genomsnittligt högre än tidigare år, om man bortser från år 1978 (figur 3). Kiselalgvolymer under april och maj utgjorde ca två tredjedelar av den totala biovolymen. *Nitzschia sp.* (45 %) dominerade under april och i maj dominerade *Aulacoseira islandica* (35 %). Även i juli dominerade kiselalger (47 %) växtplanktonsamhället sett utifrån den totala biovolymen. I augusti när den totala biovolymen var som störst (0,421 mm<sup>3</sup>/l) dominerade dinoflagellater (49 %) samhället främst genom förekomsten av *Ceratium hirundinella* (47 %).

Växtplanktonbiovolymerna vid Edeskvärna var under 2004 högre än under tidigare år med undantag av år 1978. Liksom vid Jungfrun dominerades planktonsamhället av kiselalger (75 %) under våren (figur 2). I april var *Aulacoseira italica* (26 %) den vanligast förekommande och i maj *Cyclotella spp.* (41 %). I juli dominerade dinoflagellater (32 %) och kiselalger (31 %). I juli uppmättes också den högsta totala biovolymen (0,333 mm<sup>3</sup>/l) under året. I augusti dominerade kiselalgerna (62 %) och då särskilt genom *Cyclotella spp.* (47 %).

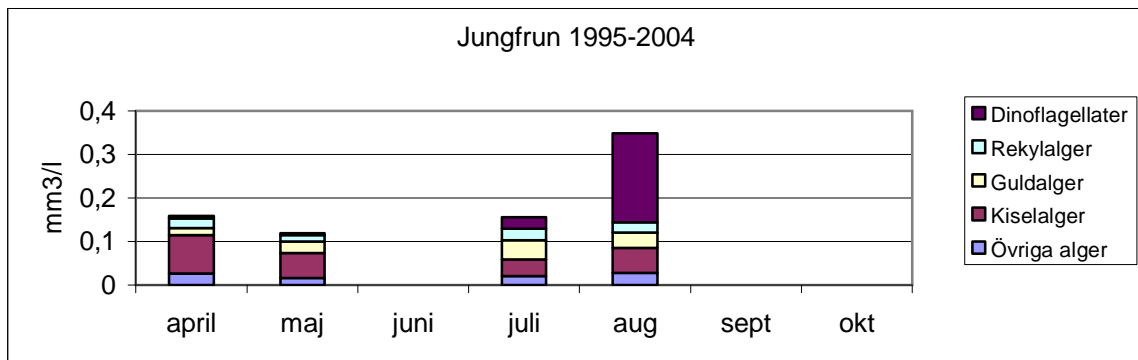
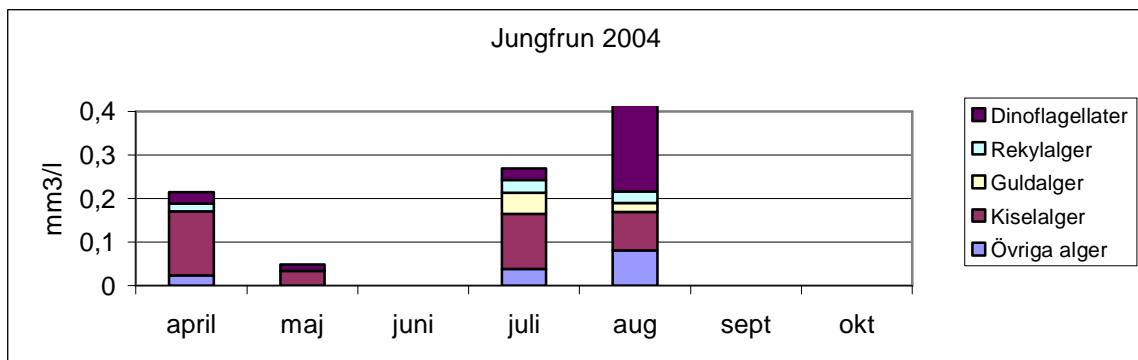
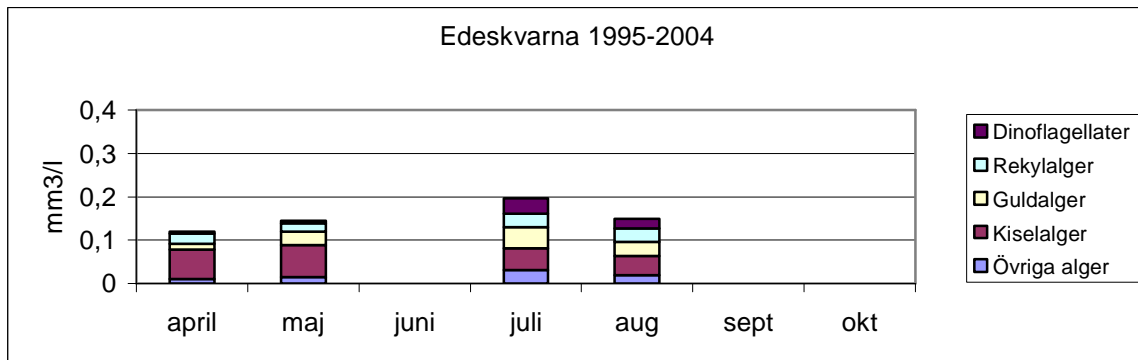
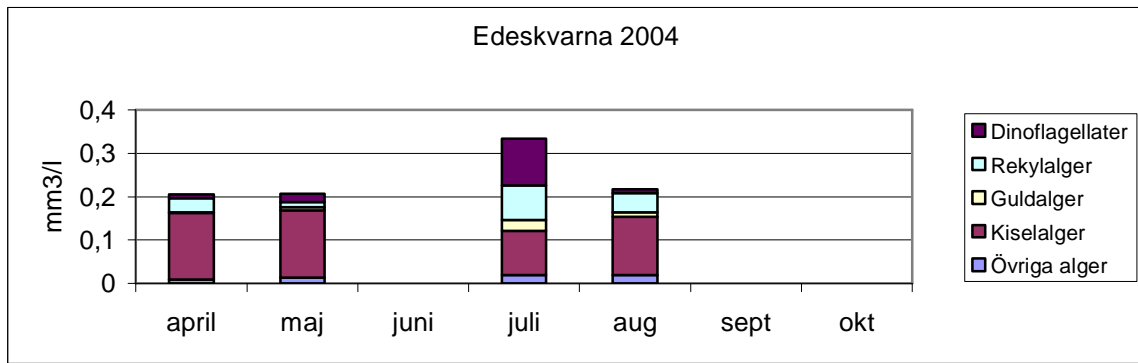
Totalvolymen av samtliga växtplankton i augusti och volymen kiselalger i maj är några av de parametrar som kan användas för att bedöma miljötillståndet i sjöar (Naturvårdsverket 2000). Underlaget för tillståndsbedömning bör utgöras av medelvärdet av 3 års undersökningar. Vid en sådan bedömning för åren 2002-2004 framgår att kiselalgernas biovolym på våren var liten (bedömningsklass 2), medan totalvolymen i augusti var mycket liten (bedömningsklass 1) vid båda stationerna (tabell 2).

Tabell 2: Bedömning av miljötillståndet vid två stationer i Vättern 2002-2004 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).

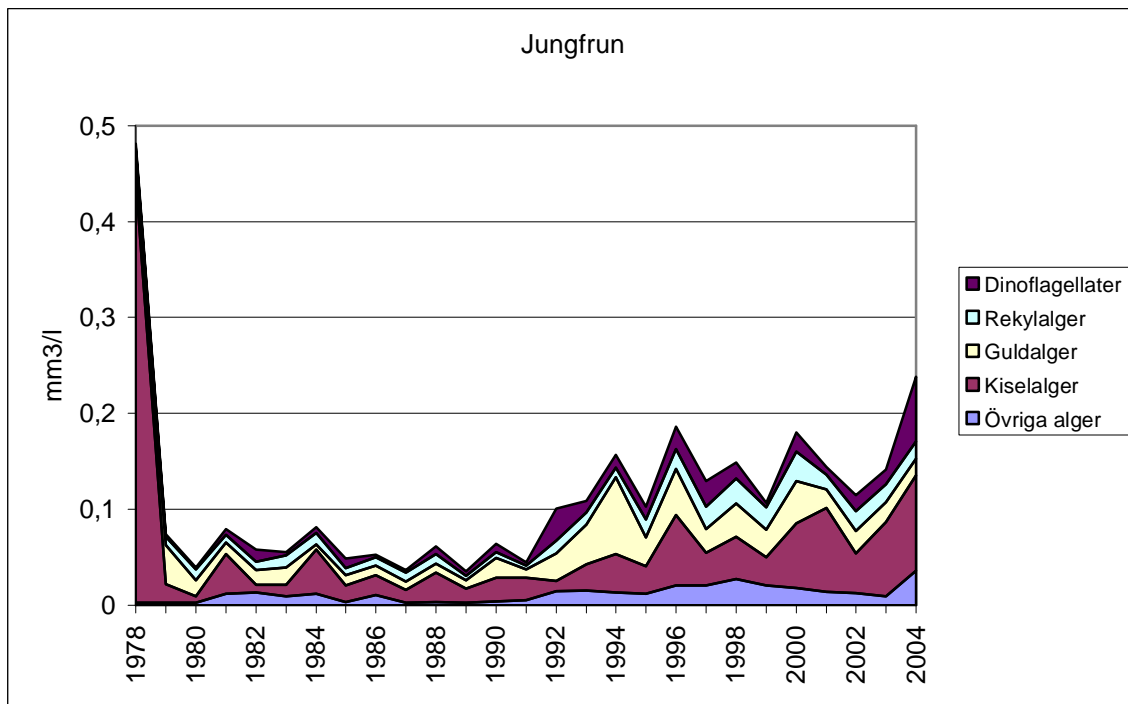
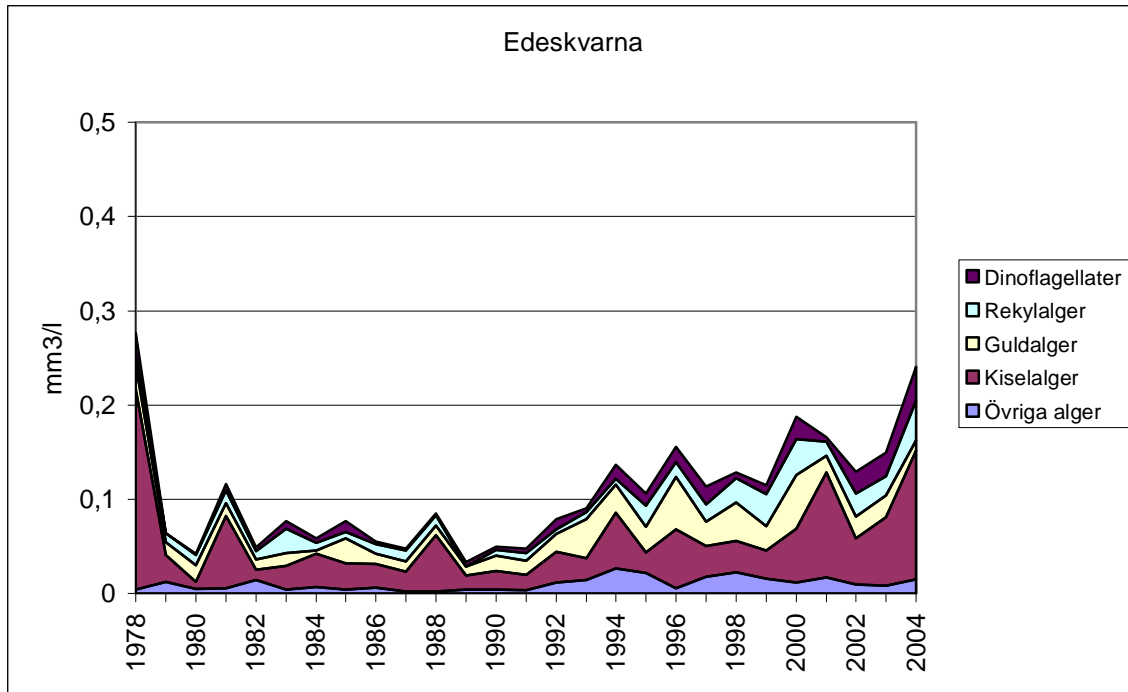
Station	Volym av kiselalger i maj (mm <sup>3</sup> /l)	Totalvolymen i augusti (mm <sup>3</sup> /l)
1, Edeskvärna	Liten (medel = 0,10; 2004 = 0,16)	Mycket liten (medel = 0,17; 2004 = 0,22)
2, Jungfrun	Liten (medel = 0,06; 2004 = 0,03)	Mycket liten (medel = 0,24; 2004 = 0,42)



*Figur 1a och 1b: De viktigaste växtplanktongruppernas procentuella andel av biovolymen i Vättern under perioden 1978-2004 på station 1, Edeskvärna och station 2, Jungfrun. Andelarna baseras på säsongmedelvärden av biovolymen.*



Figur 2a, b, c och d: Växtplanktonbiovolym (mm<sup>3</sup>/l) under säsongen 2004 samt månadsmedelvärden 1995-2004 för Vättern vid station 1, Edeskvarna och station 2, Jungfrun.



Figur 3a och b: Säsongsmedelvärden av biovolymen ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ) för dominerande växtplanktongrupper 1978-2004 i Vättern vid station 1, Edeskvärna och station 2, Jungfrun.

## 2.4 Djurplankton

Förf: Krister Mattsån, Pelagia Miljökonsult AB

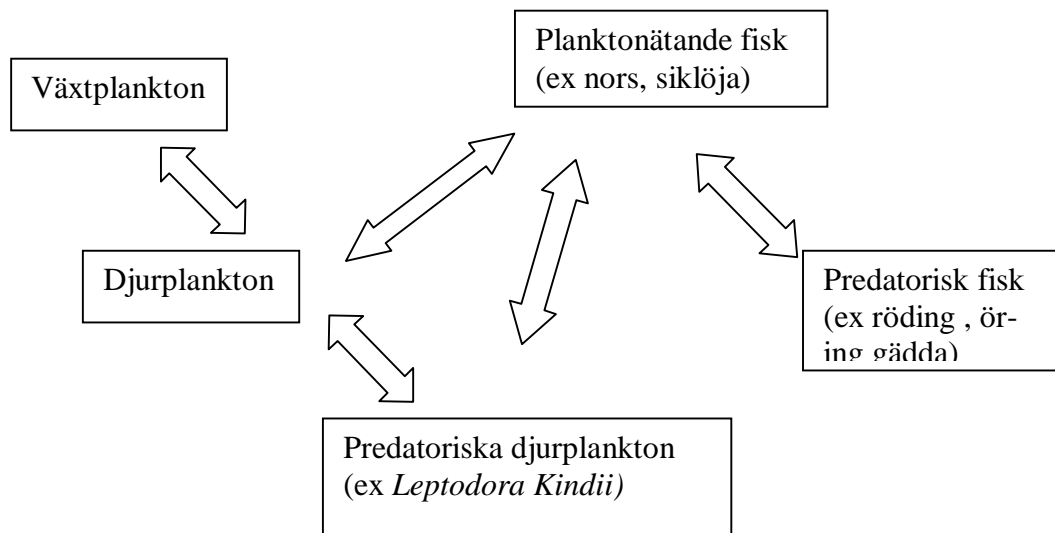
### Sammanfattning

Djurplanktonsamhället i Vättern 2004 visar tydliga tecken på att vara påverkat av ett ovanligt starkt predationstryck. Predationskänsliga taxa som den tidigare vanligt förekommande *Leptodora kindtii* och andra större pelagiska djurplankton återfinns i låga tätheter eller saknas helt i proverna detta år. Dominerande taxa under juli var *Bosmina longispina* och cyclopoida hoppkräftor. Under augusti utgjorde även *Daphnia cristata* och de calanoida hoppkräftorna *Eurytemora lacustris* och *Eudiaptomus gracilis* en betydande del av djurplanktonbiomassan. Dominerande taxa i gruppen hjuldjur var *Keratella cochlearis*.

### Inledning

Djurplankton är en viktig del av den pelagiska födoväven, varför övervakning av denna organismgrupp är nödvändig för att få förståelse för ekosystemets funktion och tillstånd. De flesta djurplanktonarter är beroende av växtplankton som födoresurs, varför förändringar i djurplanktonsammansättningen även kan medföra långtgående förändringar på växtplanktonsamhällets artsammansättning och biovolym. Det motsatta förhållandet gäller också för förändringar i primärproduktionen, då skiftande dominans i växtplanktonsamhället också påverkar djurplanktonsamhällets struktur och artsammansättning. (Figur 1). Även skiftande jämviktsförhållanden mellan växtplankton och olika former av filamentösa alger har stor påverkan på djurplanktonsamhället, då filamentösa alger är oätliga för de flesta djurplanktongrupper.

Samtliga fiskarter i Vättern är under delar av sitt liv beroende av djurplankton som födoresurs. Man kan därför vänta liknande tvåvägsinteraktioner mellan fisk och djurplankton som tidigare beskrivits för djur- och växtplankton. (Figur 1)



Figur 1: Schematisk bild över den pelagiska födoväven i Vättern.

Syftet med undersökningarna av djurplanktonsamhället är att möjliggöra tolkningar av förändringar hos andra organismgrupper och trofinivåer. Djurplanktonundersökningarna innefattar taxa hjuldjur (phylum *Rotatoria*), hinnkräftor (ordning *Cladocera*), och hoppkräftor (ordning *Copepoda*),



## Material och metod

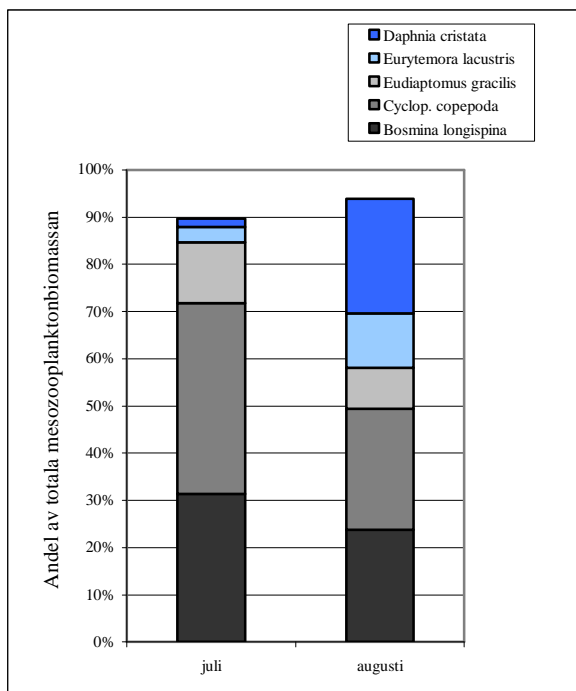
Provtagningsstationerna är de samma som för vattenkemiprovtagningen: Station 1, Edeskvärna (X 642137;Y 140062), har provtagits regelbundet sedan 1996, och station 2, Jungfrun (X 648695;Y 143413), har provtagits sedan 1978. Stationerna provtas två gånger årligen, normalt i juli och i augusti. Prover tas från tre djupnivåer på varje station; 0-10 m, 10-20 m och 20-40 m. En förslutbar håv med 90 µm maskvidd användes för provtagning av mesozooplankton. För provtagning av mindre taxa togs tre volymer från varje nivå med ruttnerhämtare (2 l). Dessa volymer sammanfördes till en volym och koncentreras genom filtrering med 41 µ filter. Proverna konserverades med Lugols lösning.

Proverna analyserades i inverterat ljusmikroskop. I de fall det fanns vara nödvändigt, subsamlades proverna för snabbare analys i enlighet med Bottrell et al. (1976). De variabler som skattades vid undersökningen av djurplanktonsamhället var artsammansättning, storleksstruktur, individtäthet och biomassa. Sedan djurplanktonprovtagningarna i Vättern påbörjades, har biovolym använts för att uttrycka tätheten av djurplankton. Det finns dock vissa fördelar med att istället uttrycka tätheter som biomassa, då detta speglar organismens ekologiska egenskaper på ett bättre sätt än biovolym. Som exempel korrelerar biomassa bättre med näringsinnehåll och metabolism än vad biovolym gör. För att möjliggöra en jämförelse med tätheter från tidigare år kommer dock de båda uttrycken att användas parallellt i denna rapport.

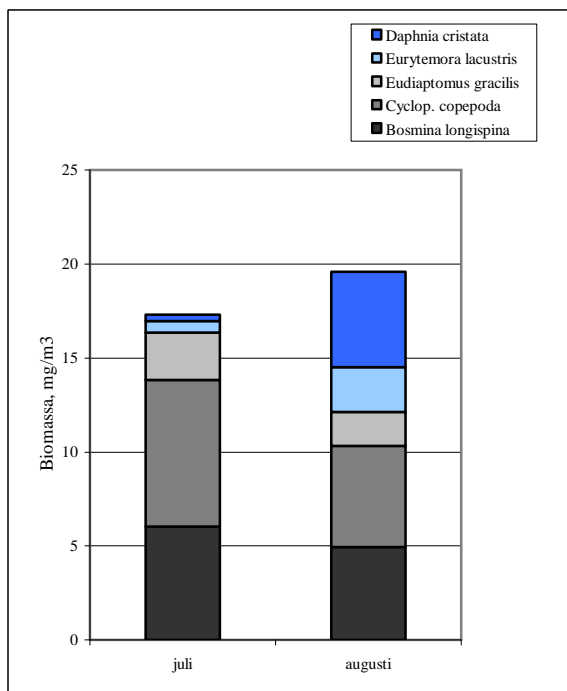
## Resultat

Biomassan inom ordningen hoppkräftor i juli månad var högre (11,72 mg/m<sup>3</sup>) än femårsmedlet för motsvarande period. Detta framförallt beroende på hög medelstorlek (4,14 µg/ind). Därefter minskade biomassan till låga nivåer inom intervallet för femårsmedelvärdet för augusti månad (10,53 mg/m<sup>3</sup>). Detta är en följd av minskade individtätheter i de ytnära skikten. Cyclopoida hoppkräftor dominerade såväl biomassa (7,80 mg/m<sup>3</sup> i juli, 5,37 mg/m<sup>3</sup> i augusti) som numerär (4,93 N/l i juli 3,22 N/l i augusti) vid båda provtagningstidpunkterna. Proverna innehöll även betydande biomassor av de calanoida hoppkräftorna *Eurytemora lacustris* (0,67 mg/m<sup>3</sup> i juli, 2,39 mg/m<sup>3</sup> i augusti) och *Eudiaptomus gracilis* (2,50 mg/m<sup>3</sup> i juli, 1,81 mg/m<sup>3</sup> i augusti). (Figur 2-4; a, b)

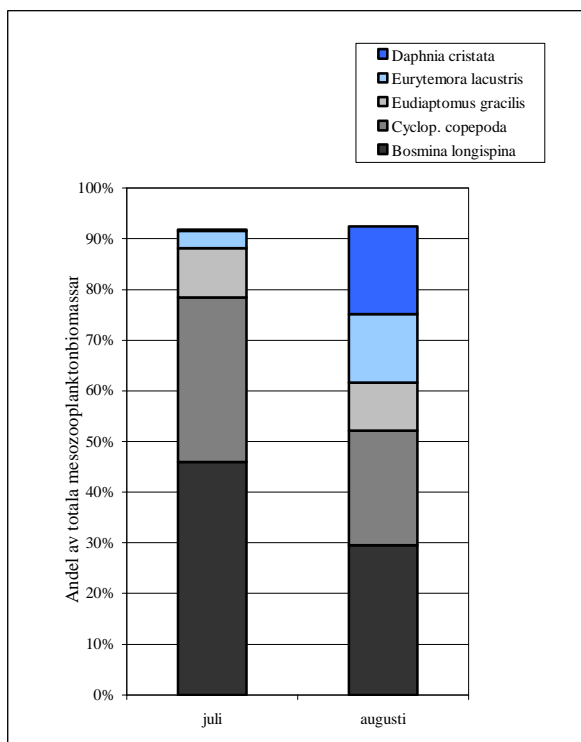
Ordningen hinnkräftor uppvisade biomassor nära femårsmedlen för de aktuella provtagningstidpunkterna (7,46 mg/m<sup>3</sup> i juli, 10,33 mg/m<sup>3</sup> i augusti). Medelstorleken vid båda provtagningstidpunkterna var avsevärt lägre än femårsmedlen (1,44 µg/ind i juli 1,31 µg/ind i augusti). Individtätheterna för juli månad var väsentligt högre än femårsmedlet månaden (3,43 N/l). Även individtätheterna i augusti var något förhöjda inom intervallet för femårsmedlet för månaden (6,98 N/l). Ordningen hinnkräftor dominerades av *Bosmina longispina* beträffande såväl biomassa (6,04 mg/m<sup>3</sup> i juli, 4,95 mg/m<sup>3</sup> i augusti) som numerär (2,66 N/l i juli, 2,17 N/l i augusti) vid båda provtagningstidpunkterna. Under augusti månad utgjorde även *Daphnia cristata* en betydande del av biomassan (5,07 mg/m<sup>3</sup>) och numerären (4,70 N/l). Den art som dominerade gruppen under föregående år, den predatoriska *Leptodora kindtii*, förekommer detta år i relativt begränsade tätheter. (Figur 2-4; a, b)



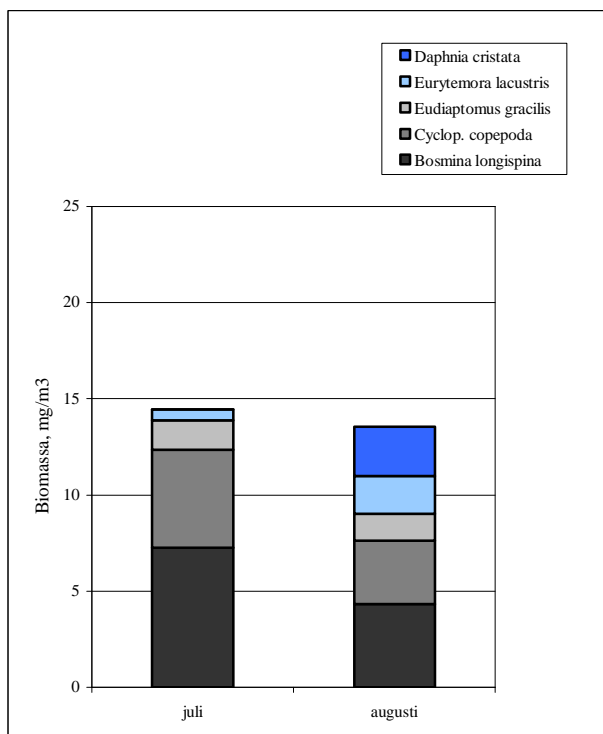
**Figur 2a:** Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton i Vättern (totalt för station 1, Edeskarvarna, och station 2, Jungfrun) under juli och augusti 2004.



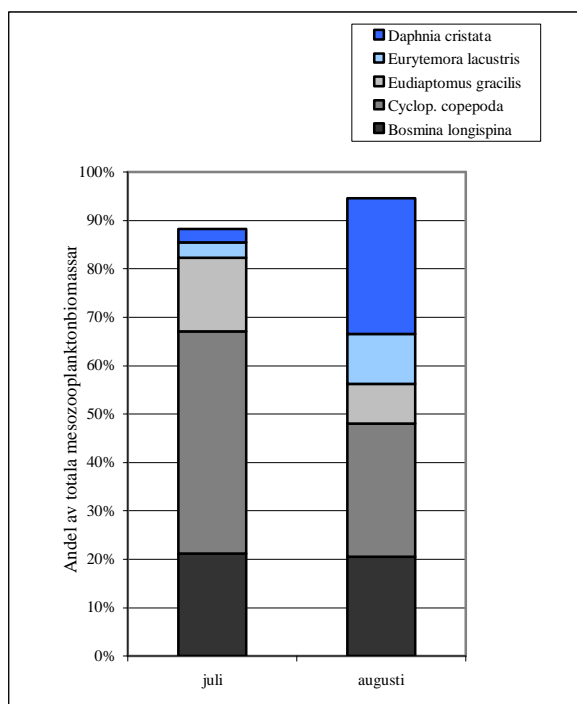
**Figur 2b:** Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton i Vättern (totalt för station 1, Edeskarvarna, och station 2, Jungfrun) under juli och augusti 2004.



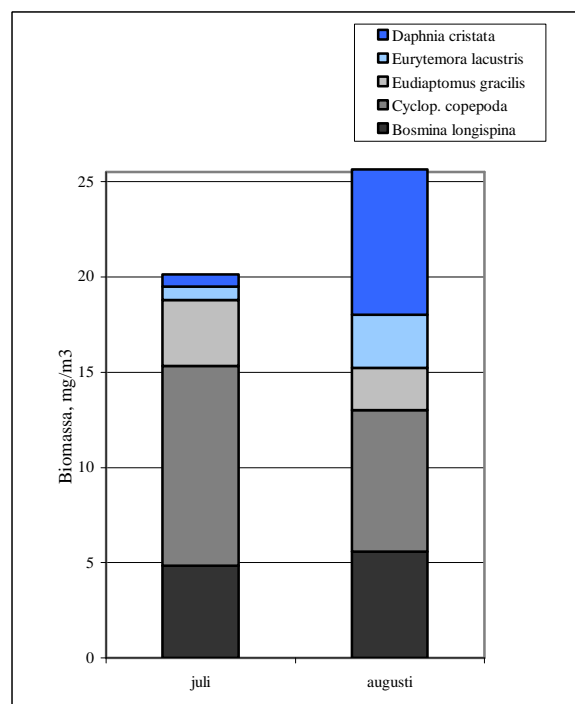
**Figur 3a:** Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton på station 1, Edeskarvarna under juli och augusti 2004.



**Figur 3b:** Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton på station 1, Edeskarvarna under juli och augusti 2004.



Figur 4a: Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton på station 2, Jungfrun under juli och augusti 2004.

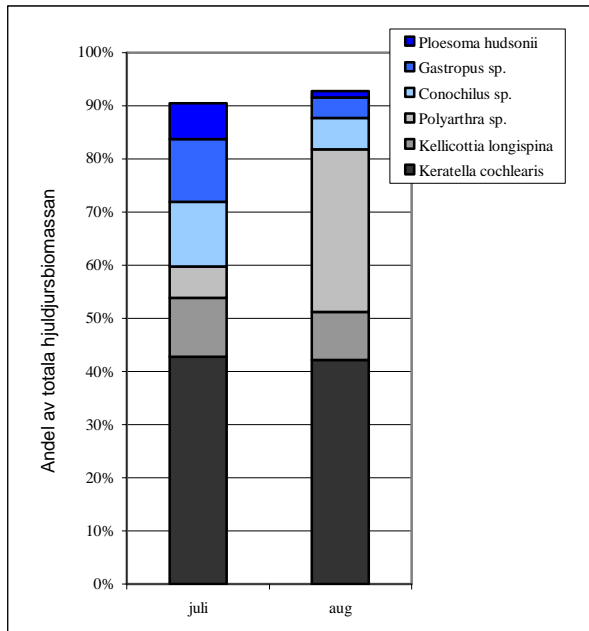


Figur 4b: Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen mesozooplankton på station 2, Jungfrun under juli och augusti 2004.

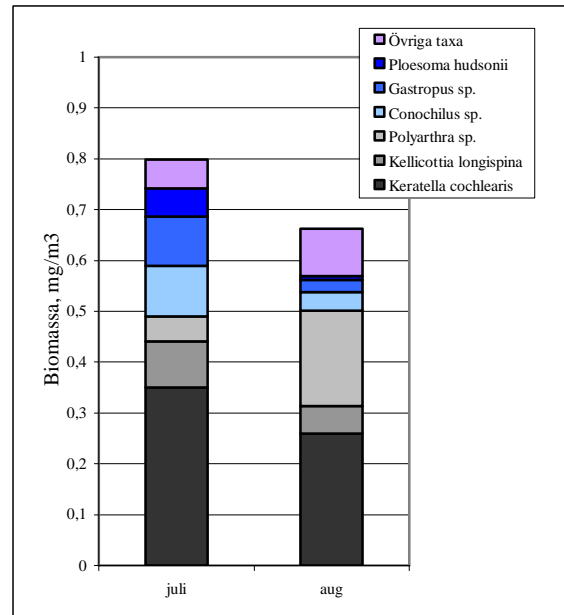
Biovolymerna inom gruppen hjuldjur var fortsatt låga (figur 8-13). Totala biovolym för gruppen som helhet var  $8,38 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  i juli och  $7,28 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  i augusti. Detta beror på fortsatt låga tätheter av *Asplanchna priodonta*.

*Keratella cochlearis* var den dominerande arten med hänsyn till såväl biomassa ( $0,35 \text{ mg}/\text{m}^3$  i juli och  $0,26 \text{ mg}/\text{m}^3$  i augusti) som numerär ( $40,53 \text{ N}/\text{l}$  i juli, och  $28,35 \text{ N}/\text{l}$  i augusti). Andra betydande arter var *Kellicottia longispina* som nådde höga tätheter under juli ( $6,94 \text{ N}/\text{l}$ ), och släktet *Polyarthra sp.* som förekom i höga tätheter under augustiprovtagningen ( $6,31 \text{ N}/\text{l}$ ). De högsta individtätheterna av *Polyarthra sp.* observerades vid station 1, Edesvarna ( $9,46 \text{ N}/\text{l}$ ).

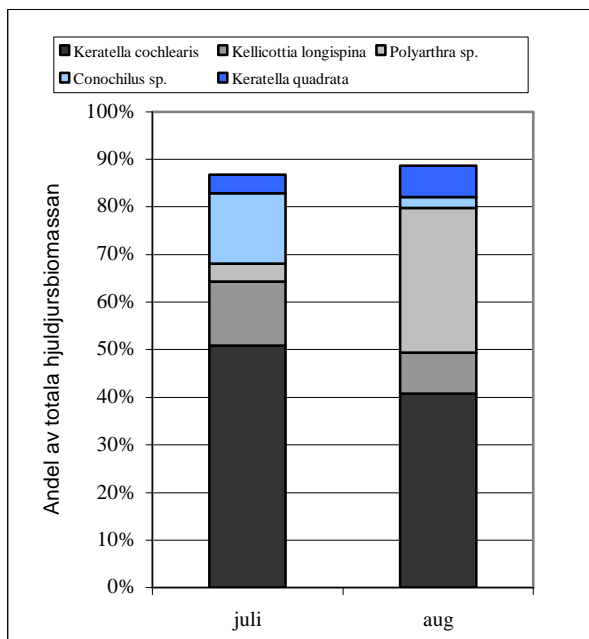
Hjuldjurstätheterna under augusti på station 2, Jungfrun, var lägre ( $25,17 \text{ N}/\text{l}$ ) än femårsmedlet för den aktuella månaden på stationen. Denna nedgång kan härledas till låga individtätheter av samtliga taxa inom gruppen. Den största minskningen observerades hos *Keratella cochlearis*, vars individtäthet minskat till en tredjedel av julivärdet. (Figur 5-7; a, b)



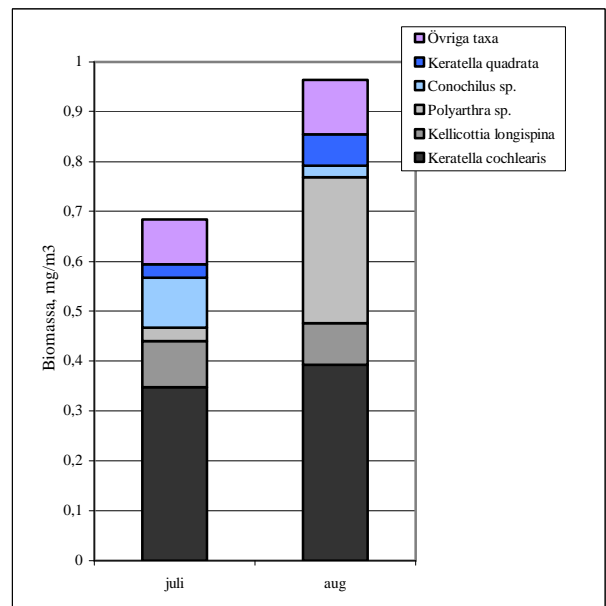
Figur 5a: Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur i Vättern (totalt för station 1, Edeskvarna, och station 2, Jungfrun) under juli och augusti 2004.



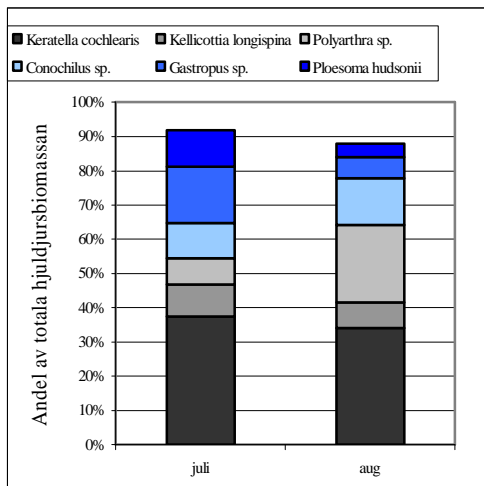
Figur 5b: Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur i Vättern (totalt för station 1, Edeskvarna, och station 2, Jungfrun) under juli och augusti 2004.



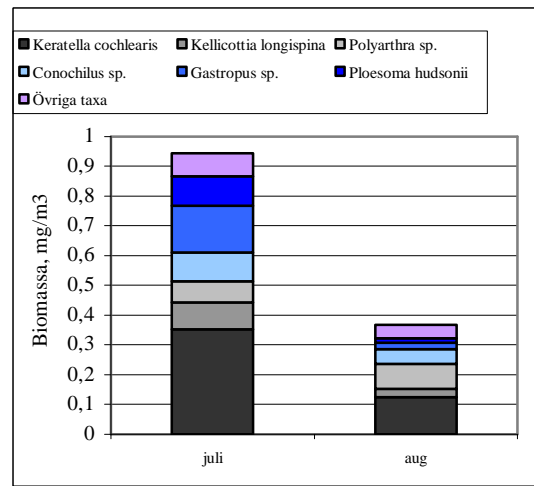
Figur 6a: Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur på station 1, Edeskvarna under juli och augusti 2004.



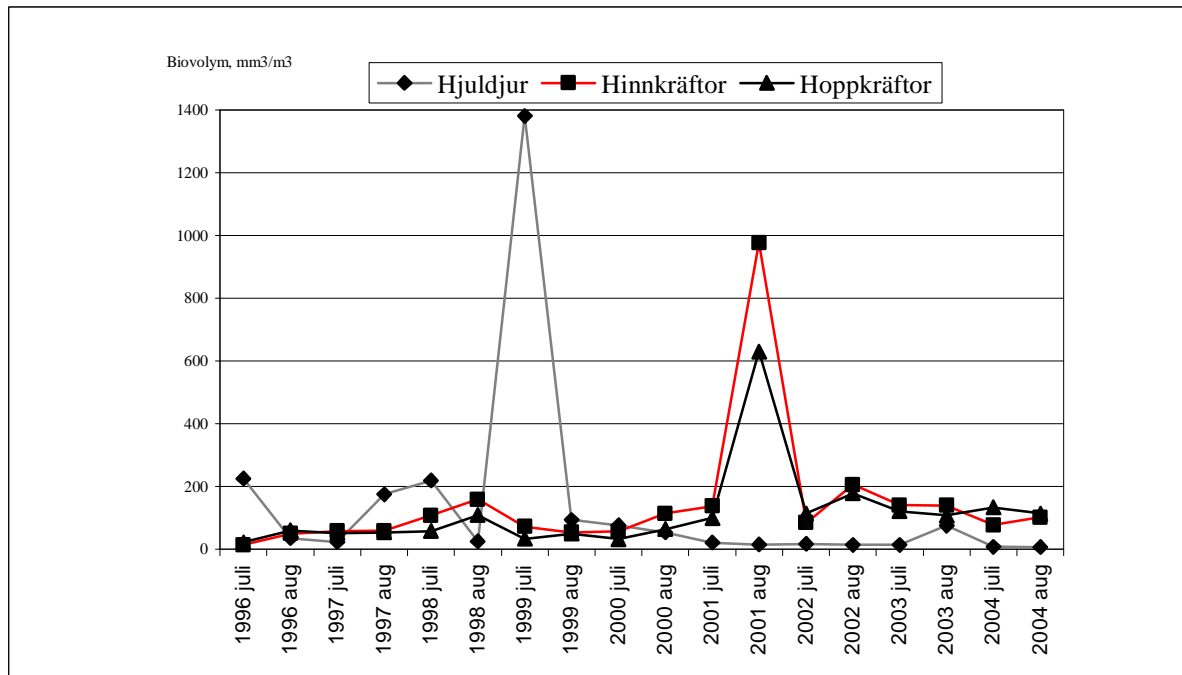
Figur 6b: Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur på station 1, Edeskvarna under juli och augusti 2004.



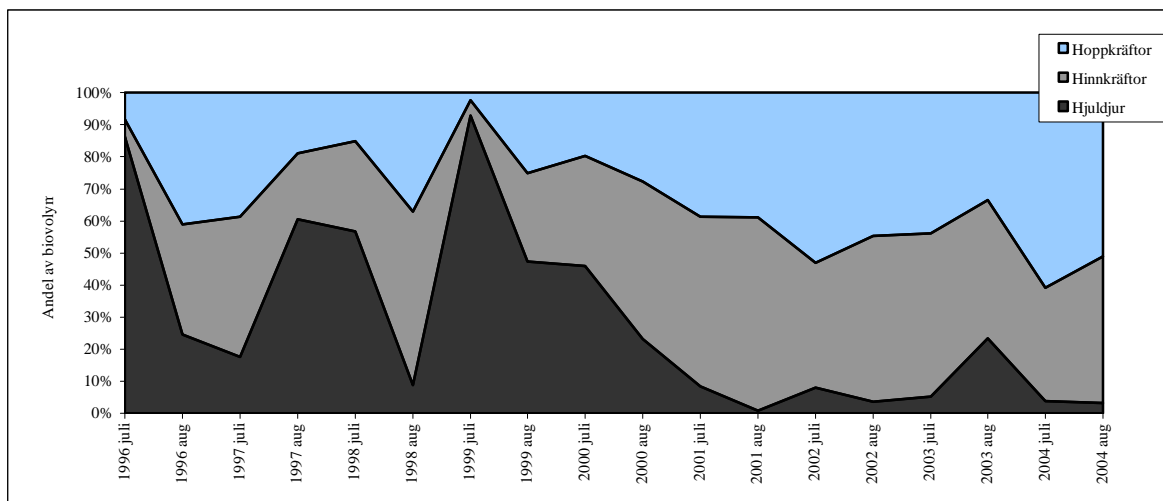
Figur 7a: Fördelning av biomassa hos de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur på station 2, Jungfrun under juli och augusti 2004.



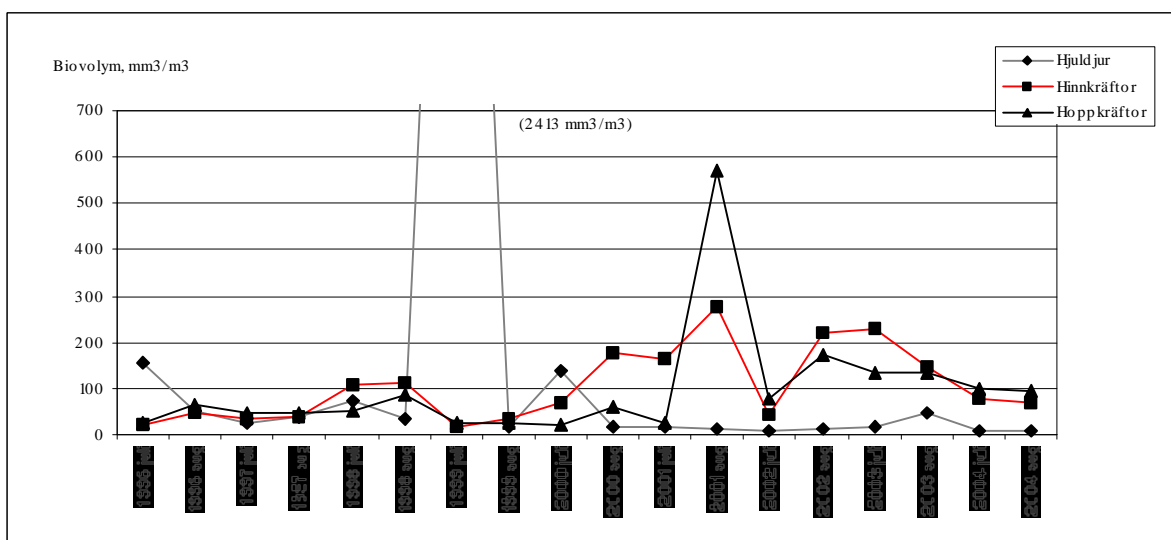
Figur 7b: Biomassa av de vanligaste taxa i gruppen hjuldjur på station 2, Jungfrun under juli och augusti 2004



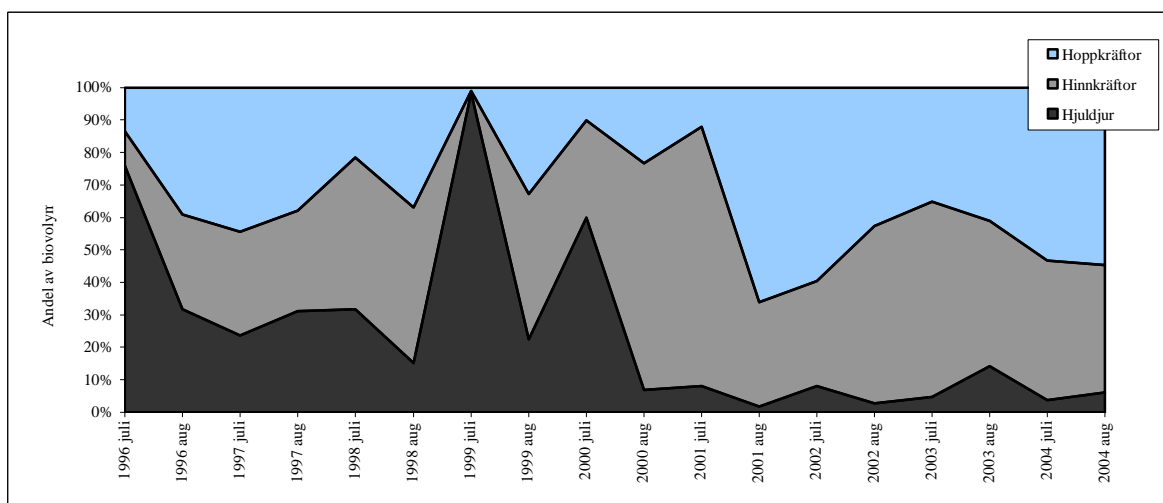
Figur 8: Biovolym för grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor i Vättern (totalt för station 1, Edeskvarna, och station 2, Jungfrun) under perioden 1996-2004.



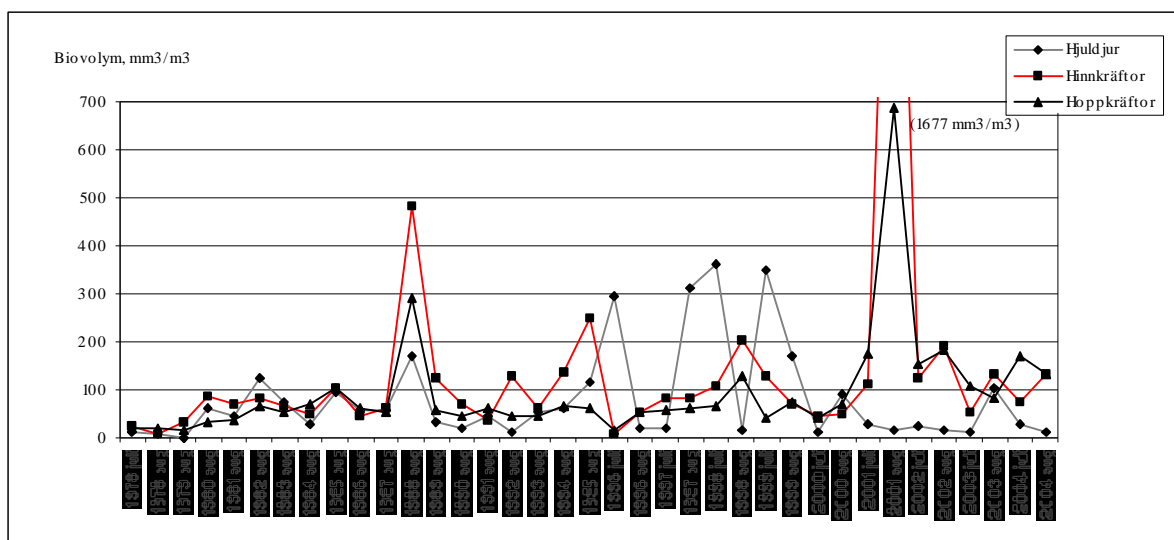
Figur 9: Biovolymfördelning för djurgrupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor i Vättern (totalt för station 1, Edesvarna, och station 2, Jungfrun) under juli och augusti, perioden 1996-2004.



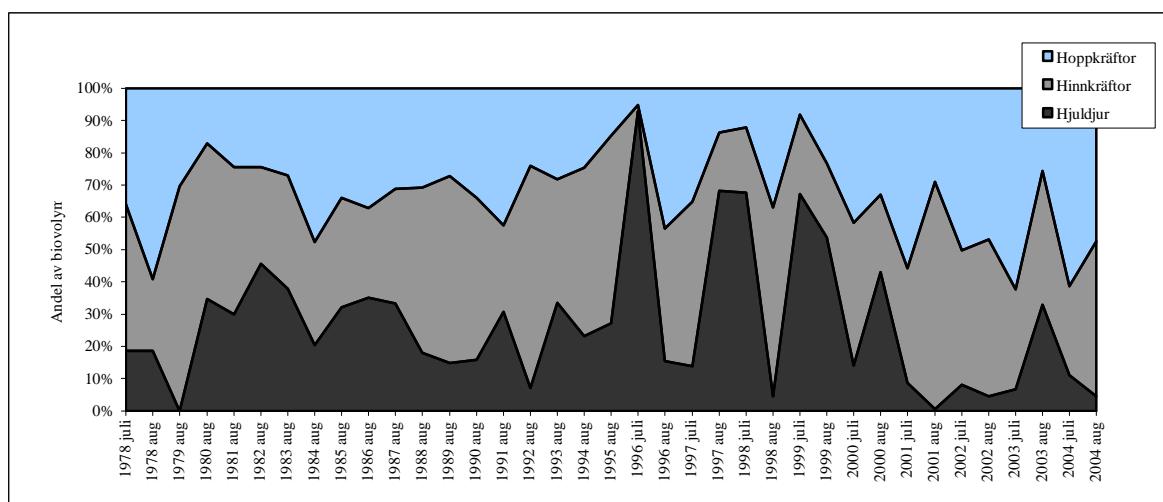
Figur 10: Biovolym för grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor på station 1, Edesvarna, under perioden 1996-2004.



Figur 11: Biovolymfördelning för djurgrupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor station 1, Edesvarna, under juli och augusti, perioden 1996-2004.



Figur 12: Biovolym för grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor på station 2, Jungfrun, under perioden 1978-2004.



Figur 13: Biovolymfördelning för djurgrupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor på station 2, Jungfrun, under juli och augusti, perioden 1978-2004.

Biomassans fördelning i vattenprofilen följde samma mönster under båda provtagningstidpunkterna på de båda stationerna. Den största delen av biomassan koncentrerades till de tio metrarna närmast ytan, och därefter avtog tätheterna dramatiskt nedåt i vattenvolymen. Dock utnyttjades de djupare vattenvolymerna i större omfattning på station 2, Jungfrun, vid tidpunkten för augustiprovtagningen.

### Sammanfattande diskussion

Djurplanktonsamhället i Vättern 2004 karaktäriseras av fortsatt moderata biomassor inom gruppen mesozooplankton (hinnkräftor och hoppkräftor), och fortsatt låga biovolymerna inom gruppen hjuldjur.

Ordningen hoppkräftor hade under 2004 en konstant hög medelstorlek och en individtäthet som föll till en ovanligt låg nivå fram mot slutet av sommaren. Det är tyvärr svårt att uttala sig om orsaken till den förhöjda medelstorleken, då artdistinktion inom gruppen saknas för tidigare år. Detsamma gäller för ordningen hinnkräftor, där indikationer från Vätternvårdsförbundet (2004) dock gör gällande att *Leptodora kindtii*, en storvuxen predatorisk hinnkräfta, utgjort en väsentlig del av gruppen under föregående säsong. Man kan därför misstänka att den minskade medelkroppsstorleken i detta fall delvis

kan härledas till förändringar i artsammansättningen. En annan förklaring till den minskade individstorleken hos hinnkräftorna, som möjligen även kan sprida ljus över de låga tätheterna av hoppkräftorna, är ett hårt predationstryck.

Juvenil fisk, dvs fisk som är kläck samma år – sk 0+, spelar ofta en avgörande roll i beskattningen av djurplanktonresursen. Data över de pelagiska bytesfiskbestånden som publicerats i Vätternvårdsförbundets årsrapport 2003, visar på en stark reproduktionspuls år 2002 hos både nors (*Osmerus eperlanus*) och siklöja (*Coregonus albula*). Dessa fiskar kom under säsongen 2003 att helt dominera bytesfiskbestånden. Antalet juveniler vid provfisket i augusti 2003 var förhållandevis litet, vilket sannolikt har sin orsak i den skeva åldersfördelningen och det därav reducerade antalet vuxen och könsmogna individer. Samtidigt bör överlevnaden hos den juvenila norsen och siklöjan ha begränsats av det starka predationstryck som den ettåriga fisken utsatte den för. Låga tätheter av juvenil fisk torde ha medfört en låg födokonkurrens under hösten och vintern 2003-2004, vilket i kombination med ett förhållandevis stort bestånd av könsmogen fisk leda till goda förutsättningar för ännu en stark reproduktionspuls år 2004. Det predationstryck som denna årsklass utövade på djurplanktonsamhället kan vara förklaringen till de tätheter och den art- och storlekssammansättning vi sett hos djurplanktonsamhället under 2004.

*Mysis relicta*, har i många sammanhang framhållits som en viktig predator på djurplankton. *Mysis relicta* prefererar hinnkräftor framför hoppkräftor och sänker medelstorleken hos bytesdjuren mer än vad som är fallet när enbart planktonätande fisk beskattar djurplanktonbestånden (Jane et al. 1996). Detta kan möjligen förklara varför storleksfördelningen hos hinnkräftorna tycks ha påverkats i högre grad än hos hoppkräftorna. Då det i dagsläget inte finns något kontrollprogram för *Mysis relicta* i Vättern är det svårt att avgöra hur stor del av predationstrycket som härrör från planktonätande fisk och hur stor del man kan härleda till *Mysis relicta*.

Biovolymerna inom gruppen hjuldjur har varit relativt låga sedan 2001 (Vätternvårdsförbundet 2002) (figur 8-13). Detta beroende på avsaknad eller låga tätheter av *Asplanchna priodonta*. Karaktäristiskt för detta predatoriska hjuldjur är dess stora, genomskinliga kropp. Dess höga vatteninnehåll gör att den har en relativt låg torrsvikt-volymkvot, varför genomslaget per individ blir större uttryckt som biovolym än som biomassa. Detta gör att minskningen i hjuldjurstäthet inte blir lika drastisk om den uttrycks som biomassa.

## Referenser

- Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson P. och Weglenska, T. 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology. 24: 419-456.
- Institutionen för miljöanalys, SLU. 2005-05-30: Miljöövervakningsdata, sjöar och vattendrag; sötvatten <http://www.ma.slu.se/>
- Jane, M., Almond, R., Bentzen, E., Taylor, W. D. 1996: Size structure and species composition of plankton communities in deep Ontario lakes with and without *Mysis relicta* and planktivorous fish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 53: 315-325.
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 2002: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 69. 42-45
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 2003: De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern 2002. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 79. 82-84.
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 2003: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 79. 48-50.
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 2004: De pelagiska bytesfiskbestånden i Vättern. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 84. 87-89.
- Vätternvårdsförbundets årsskrift 2004: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 84. 47-50.



## 2.5 Bottendjur

Förf: Erik Sjöström, Pelagia Miljökonsult AB

### Sammanfattning

Bottendjursbeståndet dominerades som tidigare år av vitmärlor och i mindre utsträckning av glattmaskar. Tätheten av glattmaskar vid Visingsö var dock ovanligt låg liksom tätheten av fjädermyggselarver på samtliga stationer. Fjädermyggselarten *Heterotrissocladius subpilosus* saknades helt.

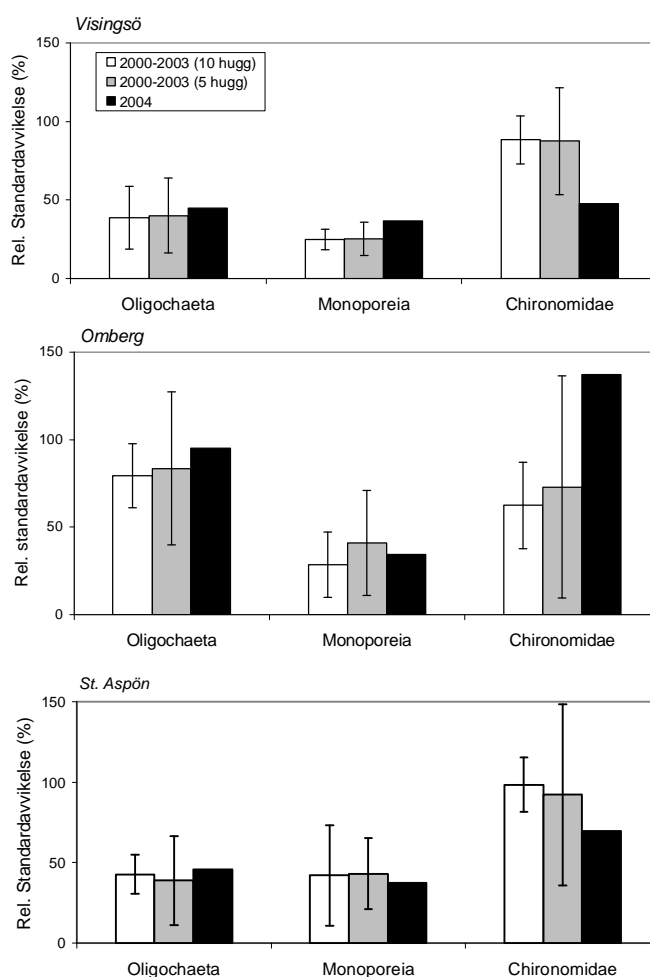
### Inledning och resultat

Årets provtagning utfördes den 30 augusti och 1 september. Nytt för i år är att det togs 5 prover per station med Van Veen-hämtare (total area 0,535 m<sup>2</sup>; 0,107 m<sup>2</sup>/hugg), jämfört med 10 prover per station med Ekmanhämtare (total area 0,250 m<sup>2</sup>; 0,025 m<sup>2</sup>/hugg) tidigare år. Dessutom blev provtagningen vid station 3, Visingsö, flyttad några hundra meter mot sydöst eftersom vajern till Van Veen-hämtaren inte räckte ner till 109 meters djup. Provtagningsdjupet var istället 99-106 meter.



Figur 1. Van Veen-huggare.

Figur 2. Bytet av provtagningsmetod för bottenfaunan som den avspeglas i den relativa standardavvikelsen för täthetsskattningarna (standardavvikelsens procentuella storlek i förhållande till medelvärdet) för tre framträdande djurgrupper.



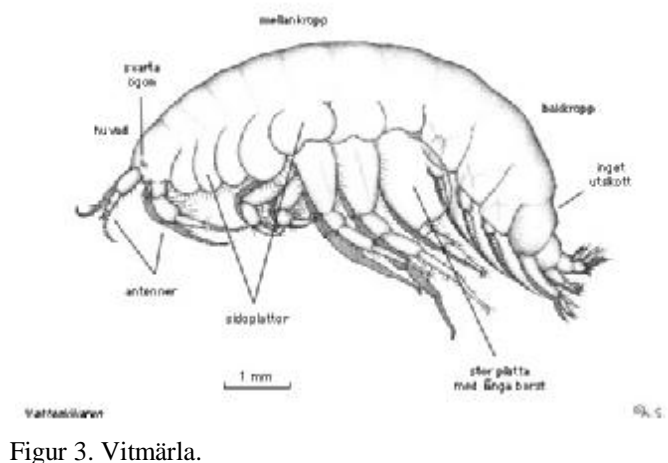
Bytet av provtagningsmetod verkar inte ha påverkat skattningen av tätheterna av dominerande djurgrupper nämnvärt, eftersom täthetsskattningarnas standardavvikelser 2004 i de flesta fall ligger i nivå med de tre föregående årens (figur 1). Provtagningen med Van Veen-hämtare måste dock fortgå ytterligare minst två säsonger innan detta resultat kan statistiskt säkerställas.

Bottenfaunans sammansättning 2004 visar god överensstämmelse med tidigare år där vitmärla och glattmaskar dominerar på samtliga stationer (tabell 1). Den totala individtätheten 2004 ligger i nivå med medeltätheten för perioden 1977- 2003.

## Glacialrelikter

Av glacialrelikterna förutom vitmärla påträffades märkräftan *Pallasea quadrospinosa* på två stationer (1 individ vardera vid Visingsö och St. Aspön). Pungräkan *Mysis relicta* påträffades endast vid Visingsö (1 individ) och skorv, *Saduria entomon* (4 individer) och märkräftan *Relictacanthus lacustris* (1 individ) endast vid St. Aspön.

Det har sällan påträffats annat än enstaka individer av glacialrelikterna under de dryga 30 år som provtagningsprogrammet varit igång. Därför är det svårt att göra tillförlitliga täthetskattningar och därmed att kunna se långsiktiga förändringar för dessa djur. Det är olyckligt då glacialrelikterna utgör en viktig del av naturvärdet i Vätterns fauna. Bytet av provtagningsutrustning, från Ekmanhämtare till Van Veen-huggare, resulterade inte i ett större antal fångade glacialrelikter. Tidigare erfarenheter har dock visat att Van Veen-huggare är att föredra vid provtagning av dessa arter (Leonardsson & Sparrevik, 1995).

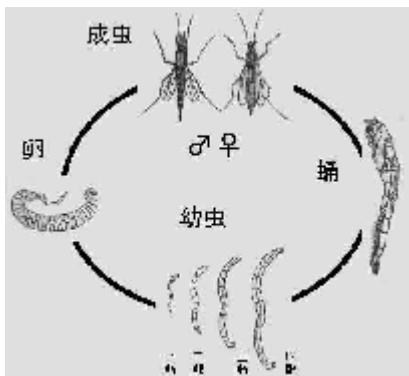


Figur 3. Vitmärla.

## Fjädermyggor

Tätheterna av fjädermyggslarver var ovanligt låga 2004, speciellt vid St. Aspön och Omberg. Det är troligt att förklaringen är en tidig utkläckning av larverna till vuxna myggor (se nedan). En viktig indikatorart i Vättern, *Heterotrissocladius subpilosus*, saknades helt i proverna. Detta påverkar beräkningen av biologiskt kvalitetsindex (BQI) som normalt brukar variera mellan 4 och 5 i Vättern. I år ligger BQI på 4,0 på samtliga stationer och bygger på förekomsten av *Paracladopelma* sp., *Micropsectra* sp. och *Heterotrissocladius* sp.. BQI 4,0 indikerar att belastningen av föroreningar är låg, vilket innebär bedömningsklass 1, ingen eller obetydlig mänsklig påverkan på organismsamhället, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2000).

Tätheterna av fjädermyggslarver har i allmänhet varit låga vid augustiprovtagningarna vilket troligen beror på utkläckning av fjädermyggslarverna till vuxna myggor under sommaren. Vid provtagningarna i maj, som pågick fram till 1995, har tätheterna däremot oftast varit tämligen höga (procentuellt över samtliga stationer). Vid station 4, Omberg, låg medeltätheten av fjädermyggslarver på 159 ind./m<sup>2</sup> (standardavvikelse 74) i maj, jämfört med 61 ind./m<sup>2</sup> (40) i augusti, under perioden 1977- 1995. Om man ser specifikt på indikatorarten *Heterotrissocladius subpilosus*, har den saknats helt i augustiprovtagningarna 5 gånger vid Omberg, 6 gånger vid Visingsö och 2 gånger vid St. Aspön perioden 1977- 2003, medan den har saknats endast vid ett tillfälle i maj sedan provtagningarna startade 1971.



Figur 4. Fjädermyggans livscykel.

Tätheten av vitmärlor har varit tydligt lägre i maj, 1102 ind./m<sup>2</sup> (standardavvikelse 728), jämfört med augusti, 1922 ind./m<sup>2</sup> (1249), under perioden 1977- 1995. Däremot har arten aldrig saknats i maj men saknats 2 gånger i augusti under samma period, bägge gångerna vid Visingsö. När det gäller övriga glacialrelikter har skillnaderna varit små mellan maj och augusti.

## Glattmaskar

En generell trend verkar vara att andelen glattmaskar minskar och vitmärlor ökar (figur 7). Under 2004 var tätheten av glattmaskar ovanligt låg på station 3, Visingsö. Det skulle kunna sättas i samband med att provtagningen flyttades till en ny provpunkt några hundra meter från den tidigare. Tätheten av glattmaskar har dock varierat betydligt mellan åren på denna station och den låga tätheten som observerades 2004 ligger inom denna variation (figur 2).

Höga tätheter glattmaskar indikerar organiska föroreningar, varför en minskning av tätheten kan betyda att föroreningsbelastningen i Vättern minskar.



Arten Stylo-drilus heringianus (Oligochaeta: Lumbriculidae), som dominerade vid Visingsö och Omberg, anses vara bland de mer syrekrävande. Limnodrilus sp. (Oligochaeta: Tubificidae), som visade en svag men ändå dominans vid St. Aspön, anses tåligare. Tätheten av S. heringianus var trots dominansen av Limnodrilus sp. högre vid St. Aspön än på de andra stationerna vilket gör resultaten svårtolkade.

Figur 5. Glattmask.

## Slutsatser

Eftersom sammansättningen av fjädermygglarver är en viktig spegel av miljötillståndet i Vättern (BQI-index), bör man överväga att ändra provtagningstidpunkt från augusti till maj. I maj är sannolikheten betydligt större att fånga in den viktiga indikatorarten Heterotrissocladius subpilosus.

Bytet till Van Veen-huggare fungerade som väntat bra beträffande dominerande djurgrupper. Däremot fångades inte fler glaciala kräftdjur än tidigare. Liksom tidigare år påträffades endast enstaka individer.

En gemensam trend för samtliga stationer är att andelen vitmärla ökar medan andelen glattmaskar minskar – Vättern verkar må allt bättre!

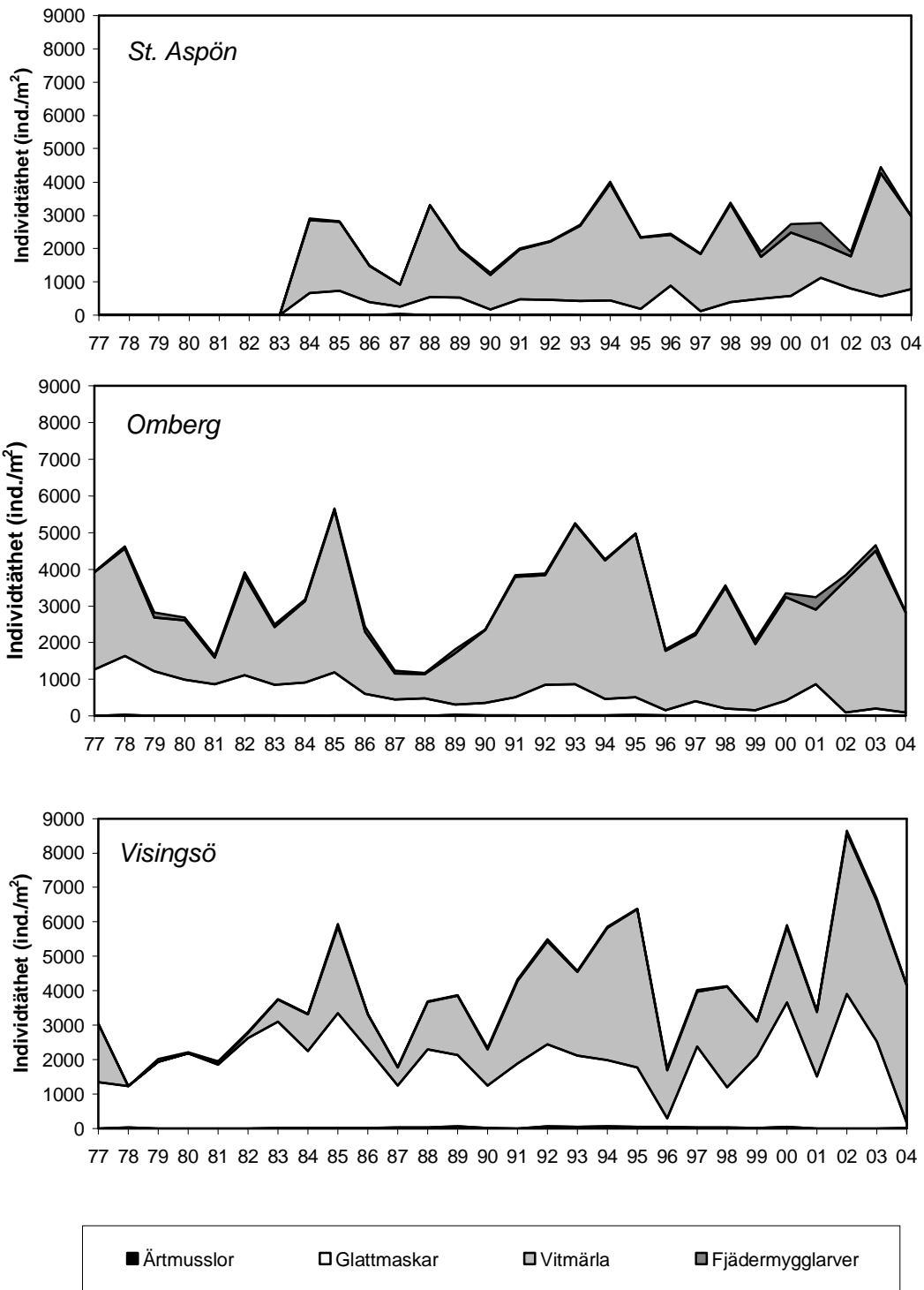
## Litteraturhänvisning

Leonardsson, K. & Sparrevik, E. 1995. Metoder för insamling och övervakning av glaciala kräftdjur. I: Vätternvårdsförbundet, Rapport 36. s. 157-171.

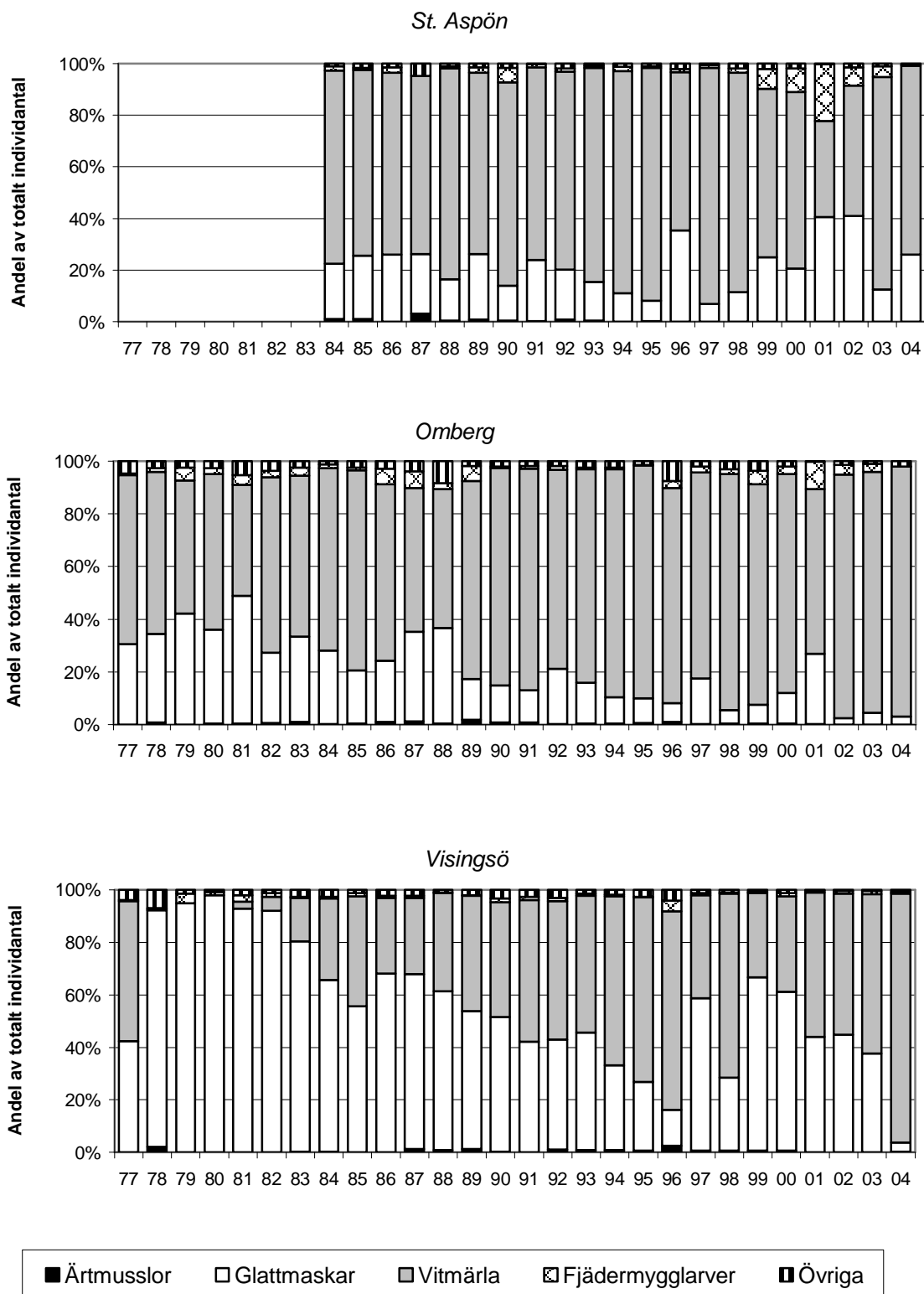
Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4913.

Tabell 1. Individtäthet (ind./m<sup>2</sup>) av de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid provtagning i Vättern augusti 2004. Som jämförelse anges också medeltätheter för augustiprovtagningar under perioden 1977-2003. Inom parentes anges standardavvikelsen.

Provplats/ djurgrupp	Individtäthet 04 (ind./m <sup>2</sup> )	% av totala	Individtäthet 77-03 (ind./m <sup>2</sup> )
<b>St. Aspön</b>			
Glattmaskar	779(358)	26(7)	505(246)
Vitmärla	2 193(819)	73(7)	1 869(839)
Fjädermyggslarver	11(8)	0(1)	93(139)
Ärtmusslor	0	0	8(10)
Övrigt	13(5)	0	33(16)
<b>Totalt</b>	<b>2 996(1039)</b>		<b>2 507(886)</b>
<b>Omberg</b>			
Glattmaskar	90(85)	3(2)	649(401)
Vitmärla	2 742(945)	96(3)	2 479(1 170)
Fjädermyggslarver	4(5)	0	80(65)
Ärtmusslor	0	0	15(11)
Övrigt	56(65)	1(2)	83(42)
<b>Totalt</b>	<b>2 892(1076)</b>		<b>3 307(1 250)</b>
<b>Visingsö</b>			
Glattmaskar	151(68)	4(3)	2 084(800)
Vitmärla	3 987(1467)	94(3)	1 770(1 397)
Fjädermyggslarver	22(11)	0	37(24)
Ärtmusslor	7(17)	0	21(21)
Övrigt	32(17)	0	69(43)
<b>Totalt</b>	<b>4 200(1498)</b>		<b>3 981(1 809)</b>



Figur 6. Individiätthet (ind./m<sup>2</sup>) för de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid augustiprovtagningar 1977- 2004 vid tre stationer i Vättern. Inga provtagningar utfördes vid St. Aspön 1977- 1983.



Figur 7. De viktigaste bottenfaunagruppernas procentuella andel av det totala antalet individer i augusti/september 1977-2004.

## 2.6 Vattenkvalitet i Vätterns tillflöden och utlopp

Förf: Micael Jonsson, Pelagia Miljökonsult AB

### Vattenföring

#### Sammanfattning

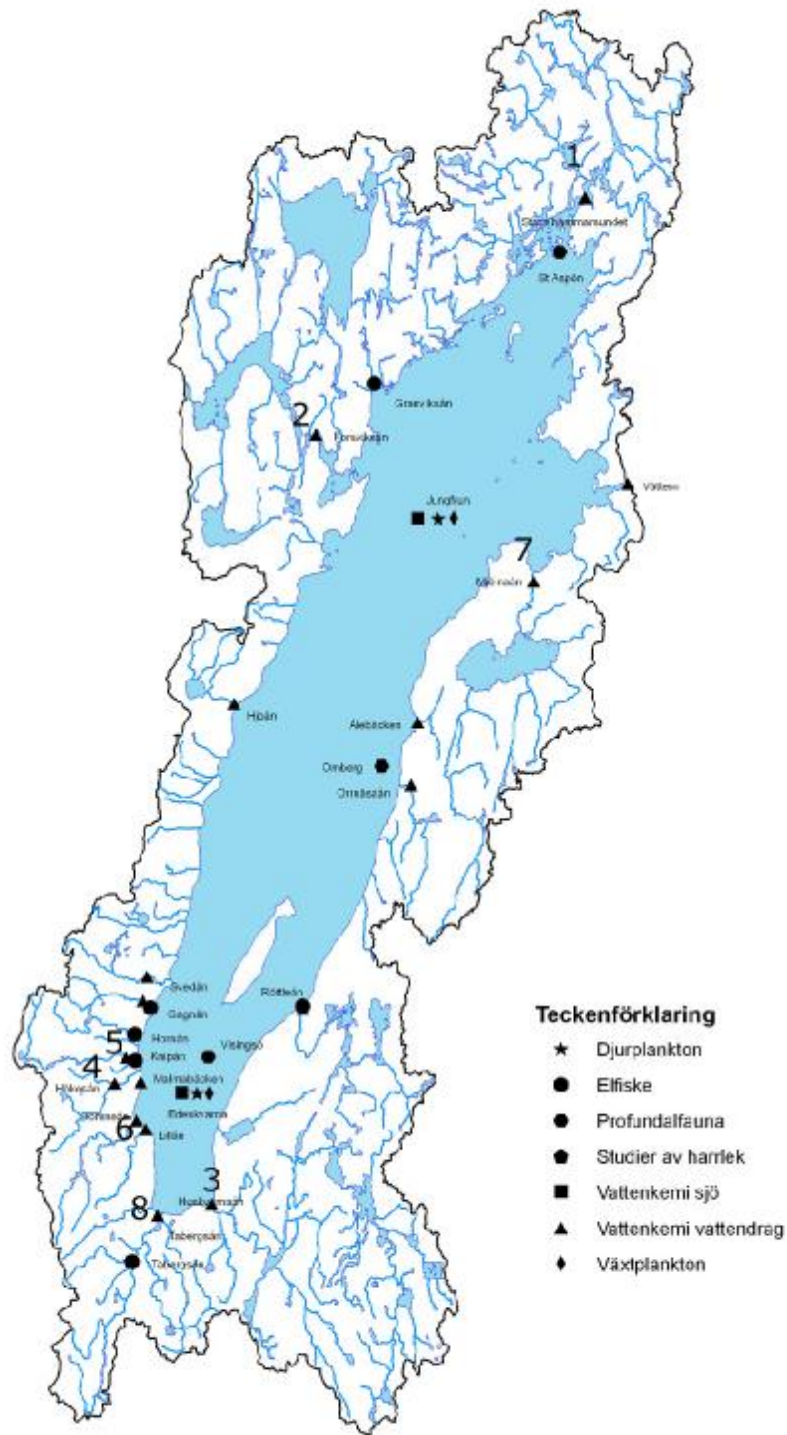
*Rent generellt var vattenföringen i Vätterns tillflöden under 2004 genomsnittlig jämfört med tidigare år. Månadsmedelvattenföringen följde väl tidigare års månadsmedelvärden även om några av de mindre vattendragen (Hökesån, Knipån, Lillån och Tabergsån) och Huskvarnaån visade på vattenföringstoppar under juli, augusti eller september – månader som vanligtvis har låg vattenföring. Huskvarnaån, Lillån och Tabergsån hade en årsmedelvattenföring under 2004 som var ganska nära tidigare års toppnoteringarna. För de övriga vattendragen hamnade årsmedelvattenföringen under 2004 mitt mellan tidigare topp- och bottenår.*

#### Metod

Vattenföringsdata på åtta av Vätterns tillflöden redovisas i detta avsnitt (Figur 1). För att jämföra 2004 års vattenföring med tidigare år beräknades års- och månadsmedelvärden för perioden innan årets provtagningar. Dock, eftersom datamaterialet bestod av veckovärden, redovisas vattenföringen för varje fyraveckorsperiod under året vilket blir 13 medelvärden och är jämförbart med månadsmedelvärden (och kommer hädanefter att kallas månadsmedelvärden). Huskvarnaån hade dock 12 månadsvärden varför vattenföringen presenteras för varje månad för det vattendraget. Årsmedelvärdena för varje vattendrag är rankade från lägsta till högsta där 2004 års värde är markerat med svart stapel. Data erhöles från Länsstyrelsen i Jönköping ([www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)) och från Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala ([www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)).



Figur 1. De flesta av Vätterns tillflöden är förhållandevis små. (Tv Ålebäcken, th Mjölnaån)



**Figur 1.** Karta över provpunkterna för vattenföring i Vätterns tillflöden: Alsundet (1), Forsviksån (2), Huskvarnaån (3), Hökesån (4), Knipån (5), Lillån (6), Mjölnaån (7) och Tabergsån (8).



## Resultat

### *Månadsmedelvattenföring*

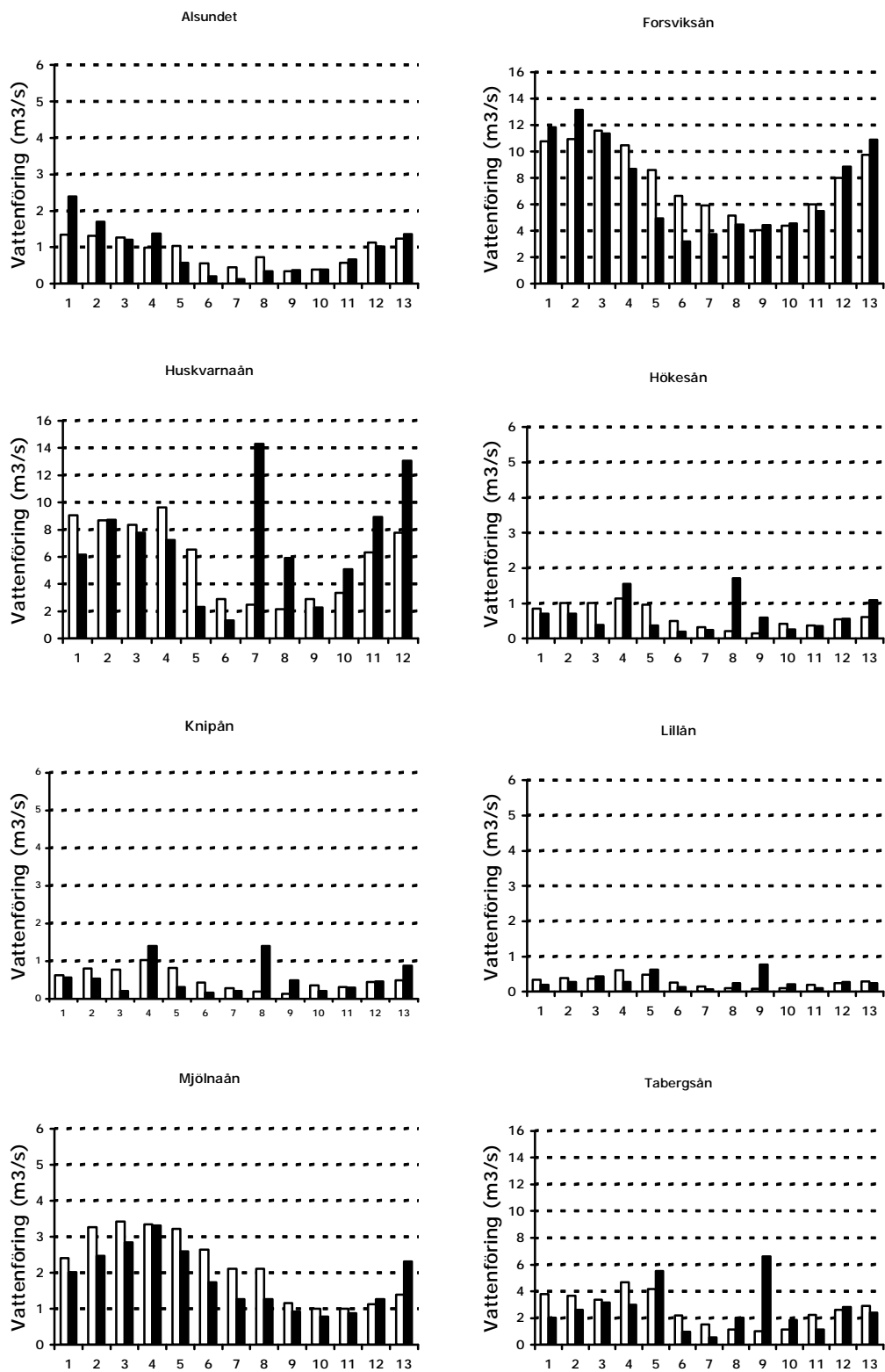
Månadsmedelvärdena (Figur 2-9) visar att Alsundet, Forsviksån och Mjölnaån i stort följde tidigare års mönster med hög vattenföring januari till maj, följt av låg vattenföring juni till oktober/november, för att sedan öka mot slutet av året. De andra fem vattendragen, som inte följer tidigare års medelvärden väl, har toppar som till och med var årshögstanoteringar för 2004, i juli, augusti eller september. Samma vattendrag visar även något lägre vattenföring under årets fyra första månader. Den avvikande vattenföringen i dessa fem vattendrag kan bero på skillnader i mätperiodens längd, eftersom medelvärden baserade på en kort tidsperiod före 2004 sämre representerar genomsnittlig vattenföring för ett vattendrag än en längre mätperiod.

Storleken på vattendragen kan också vara av betydelse för hur väl de följer den genomsnittliga vattenföringen. Effekten av nederbörd kan vara hastig, men kortvarig i mindre vattendrag vilket skulle kunna leda till avvikande vattenföring en viss månad under ett år. Hökesån, Knipån, Lillån och Tabergsån som hade toppar i vattenföring som avvek från genomsnittet tidigare år hör till de mindre vattendragen med normalt låg vattenföring. Nederbörd kan därför ha påverkat dessa vattendrag annorlunda jämfört med de större vattendragen som har en större tröghet i sina system.

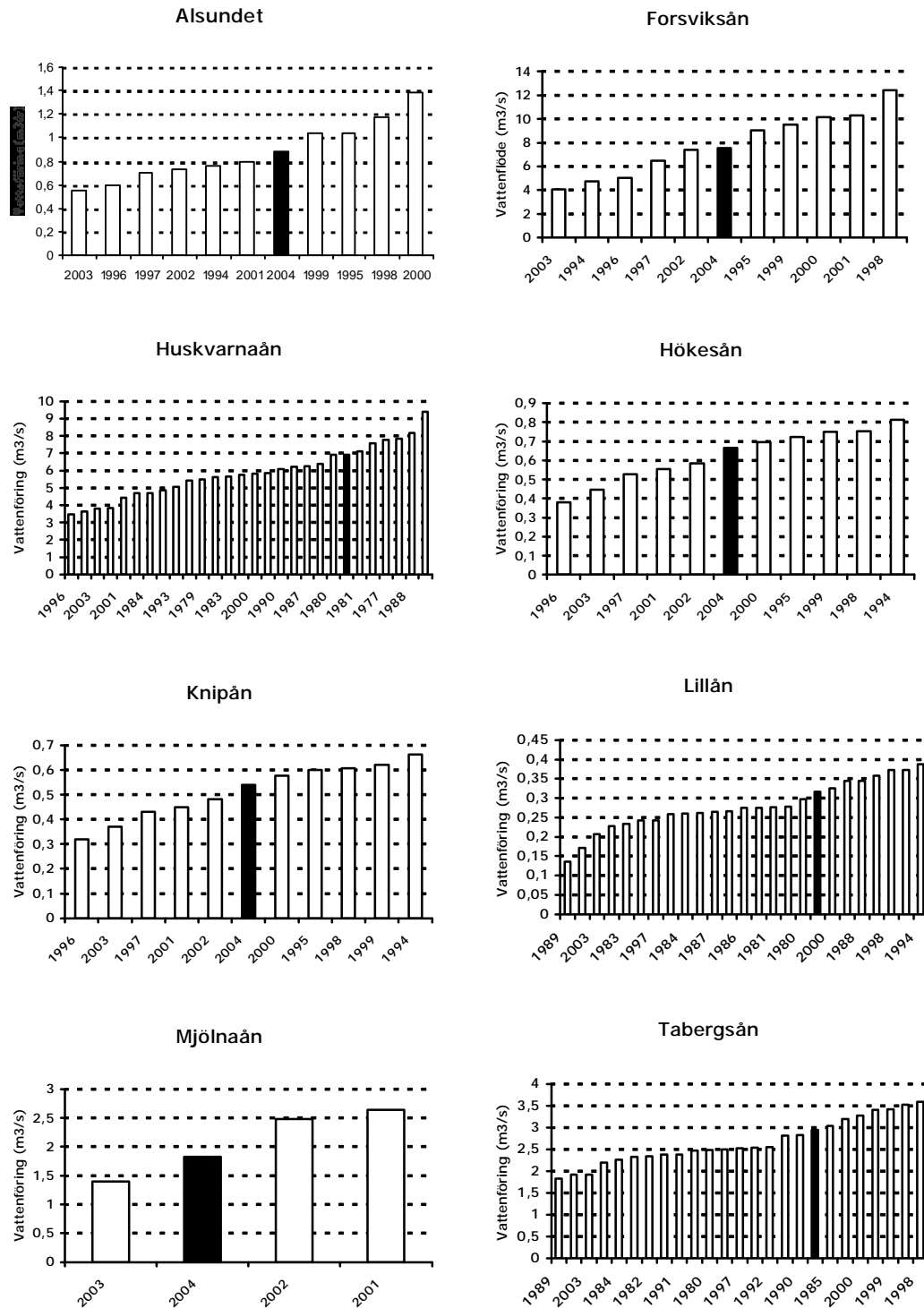
### *Årsmedelvattenföring*

De åtta vattendragen skiljer sig åt i årsmedelvattenföring under 2004 (Figur 10-17). Högst vattenföring hade Forsviksån och Huskvarnaån med 8 respektive 7 m<sup>3</sup>/s. Därefter kommer Tabergsån och Mjölnaån på 3 respektive 2 m<sup>3</sup>/s. De övriga fyra vattendragen (Alsundet, Hökesån, Knipån och Lillån) hade vattenföring på < 1 m<sup>3</sup>/s. Alla vattendrag visar en mellanårsvariation på minst 100% under mätperioden. Det vill säga, toppåret har minst dubbelt så hög vattenföring som året med lägst värden.

I jämförelse med tidigare års medelvärden hade dock inget av vattendragen ett år av extremt låg eller hög vattenföring under 2004. Huskvarnaån, Lillån och Tabergsån hade under 2004 ett år som var bland de högre i vattenföring jämfört med tidigare år. Detta kan bero dels på att det var ett år med hög nederbörd i avrinningsområdena för dessa vattendrag, men också på att de har de längsta mätserierna som då bättre representerar "normal" vattenföring. De andra vattendragen behöver möjligtvis längre mätserier för att man ska kunna jämföra årsmedelvattenföringen med genomsnittet. Rent generellt går det dock inte att se någon ökning av vattenföringen som följd av ökad nederbörd under de senare åren, eftersom år med låg eller hög vattenföring finns representerade av år både tidigt och sent under mätperioderna.



**Figur 2-9.** Medelvärden per fyraveckorsperiod för tillflöden till Vättern (utom Huskvarnaån som har månadsmedelvärden). Vita staplar är medelvärden på tidigare års vattenföring, medan svarta staplar är 2004 års värden. Mätperioder: Alsundet, Forsviksån, Hökesån och Knipån 1994-2004; Huskvarnaån 1977-2004; Lillån och Tabergsån 1980-2004; Mjölnaån 2001-2004.



**Figur 10-17.** Årsmedelvattenföring för tillflöden till Vättern. Värdena är rankade från högst till lägst med 2004 års årsmedel markerat med svart stapel. Mätperioder: Alsundet, Forsviksån, Hökesån och Knipån 1994-2004; Huskvarnaån 1997-2004; Lillån och Tabergsån 1980-2004; Mjölnaån 2001-2004.

## Vattenkemi

### Sammanfattning

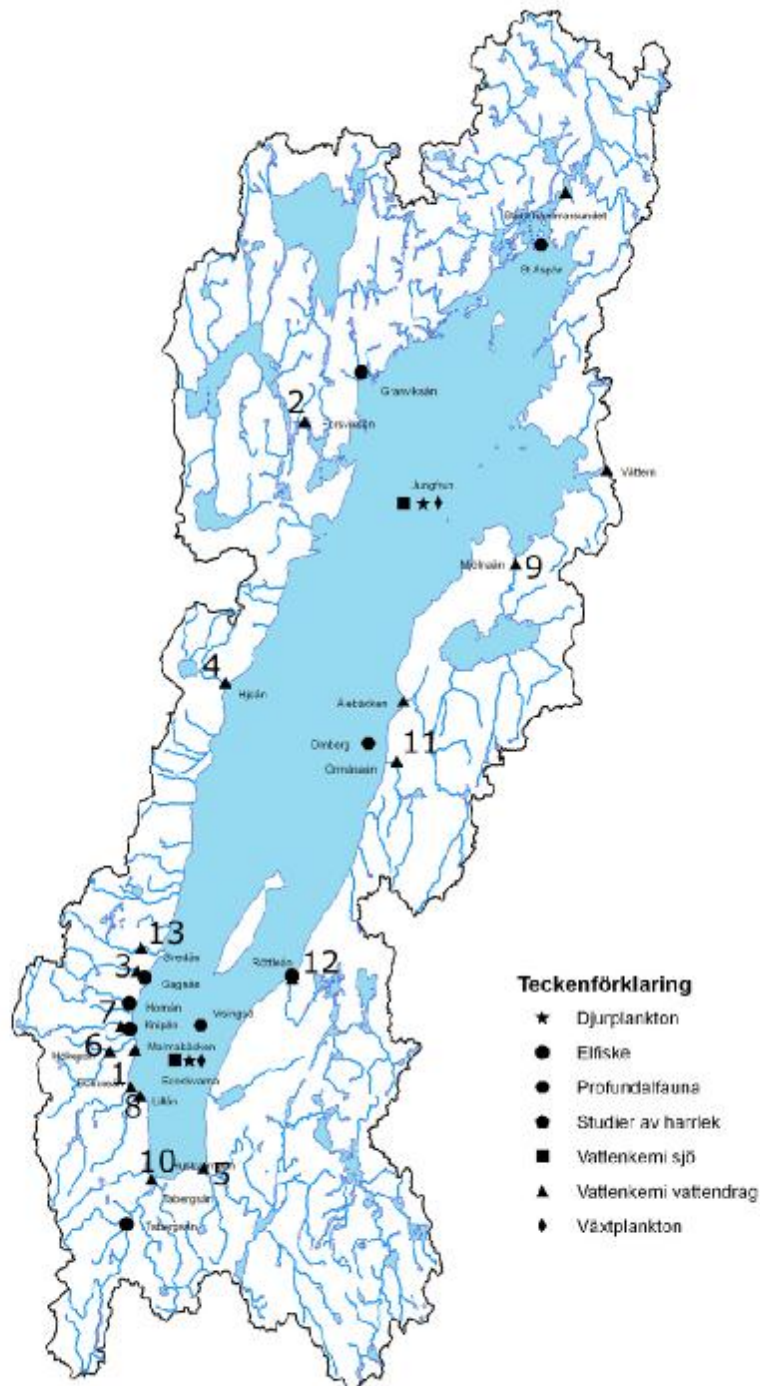
Medelkloridkoncentrationerna under 2004 varierade med en tiopotens bland vattendragen där Svedån hade lägst på 0,1 mekv/l och Lillån hade högst på 1,0 mekv/l och ett maxvärde på 1,3 (Tabell 1). Domneån, Forsviksån, Gagnån, Hökesån, Mjölnaån, Orrnäsån och Svedån har uppåtgående trender i klorid över åren medan Munksjöns utlopp har en nedåtgående trend (Tabell 2). Totalfosfor minskade över åren i Forsviksån, Huskvarnaån, Hökesån, Knipån, Lillån, Röttleån och Svedån medan Mjölnaån visade på en ökning. Under 2004 hade alla vattendrag relativt låga medelkoncentrationer av totalfosfor ( $< 35 \mu\text{g/l}$ ) utom Röttleån och Lillån som hade 75 respektive  $64 \mu\text{g/l}$  (Tabell 1). Gagnån, Huskvarnaån, Hökesån, Knipån, Munksjöns utlopp, Röttleån och Svedån hade nedåtgående trender av kisel (Tabell 2) och årets medelvärden varierade mellan 0,6 (Forsviksån) och 5,0 mg/l (Lillån). Det fanns stora skillnader i totalkvävekoncentrationer mellan vattendragen under 2004. Lillån hade högst medelkoncentration på  $5867 \mu\text{g/l}$  och Svedån hade lägst på  $409 \mu\text{g/l}$ . Domneån, Forsviksån, Gagnån, Hökesån, Lillån och Mjölnaån har uppåtgående trender av totalkväve under mätperioden, medan Huskvarnaån och Munksjöns utlopp har nedåtgående trender. Nivåerna på  $\text{KMnO}_4$ -förbrukningen varierade mellan vattendragen under 2004 - fem vattendrag hade  $< 40 \text{ mg/l}$  medan resterande hade  $> 50 \text{ mg/l}$ . Hökesån låg högst på  $89 \text{ mg/l}$  och Svedån låg lägst på  $33 \text{ mg/l}$  (Tabell 1). Generellt visar de vattendrag som under hela mätperioden legat på låg förbrukning på ökande trender av  $\text{KMnO}_4$ -förbrukning, medan vattendrag med hög förbrukning inte har några trender. De vattendrag som avviker från det generella mönstret var Lillån som hade låg förbrukning men ingen trend, Orrnäsån som hade en hög förbrukning fast ändå en ökande trend och Munksjöns utlopp som har en nedåtgående trend – dock baserat på en kort mätserie (1996-2004). Inget vattendrag hade signifikanta förändringar över åren för alla parametrar.

Tungmetallhalterna för de fyra vattendragen som redovisas i denna rapport ligger alla inom klass 1 eller 2, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2000), utom Munksjöns utlopp som under 2004 hade zinkhalter som klassas som 3. Alla metallhalter i Svedån under 2004 klassas som 1. För kadmium låg Svedån, Munksjöns utlopp och Huskvarnaån inom klass 1 ( $< 0,01 \mu\text{g Cd/l}$ ), medan Lillån hade halter som klassas som 2 trots ett betydligt lägre värde under 2004 ( $0,013 \mu\text{g/l}$ ) jämfört med medelhalten för tidigare år ( $0,033 \mu\text{g/l}$ ). Svedån hade kromhalter som klassas som 1 ( $< 0,3 \mu\text{g Cr/l}$ ), medan de andra vattendragens kromhalter klassas som 2. Munksjöns utlopp hade dessutom en något högre kromhalt under 2004 jämfört med medelhalten för tidigare år. Även koppar visade halter där Svedån klassas som 1 ( $< 0,5 \mu\text{g Cu/l}$ ) medan de andra vattendragen klassas som 2. Lillåns medelhalt för tidigare år klassas dock som 3 ( $> 3,0 \mu\text{g Cu/l}$ ). Svedån har mycket låga halter ( $<< 0,7 \mu\text{g/l}$ , klass 1) även av nickel, medan de andra vattendragen ligger högre ( $1,1 - 3,3 \mu\text{g/l}$ , klass 2). Samma mönster, med låga halter i Svedån ( $< 0,2 \mu\text{g/l}$ , klass 1), återfinns för bly. Även Lillån hade under 2004 blyhalter inom klass 1 vilket är betydligt lägre än tidigare års medelhalt ( $0,63 \mu\text{g/l}$ , klass 2). Blyhalterna för Munksjöns utlopp och Huskvarnaån ligger inom klass 2, trots att Munksjöns utlopp under 2004 hade en blyhalt ( $0,46 \mu\text{g/l}$ ) som ligger mycket över tidigare års medelhalt ( $0,27 \mu\text{g/l}$ ). Svedåns och Huskvarnaåns nickelhalter klassas som 1 ( $< 5 \mu\text{g/l}$ ), medan Lillån ligger strax över gränsen för klass 1 och Munksjöns utlopp har en nickelhalt av klass 3 ( $> 20 \mu\text{g/l}$ ).

### Metod

Vattenkemidata från 16 vattendrag (Figur 18) som mynnar ut i Vättern sammanställdes och analyserades för 2004 samt för en varierande tidsperiod före 2004. Vattenkemiparametrarna är totalfosfor, kisel, klorid, totalkväve (nitrit- + nitratkväve + Kjeldahl-kväve) och  $\text{KMnO}_4$  (baserat på TOC sedan 1996). Regressionsanalyser på trendutveckling över åren genomfördes på dessa parametrar, medan figurer redovisas endast för totalfosfor, totalkväve och  $\text{KMnO}_4$ . Hammarsundet, Malmabäcken och Ålebäcken som hade mätperioder  $\leq 4$  år uteslöts ur rapporten eftersom mätperioden är för kort för att visa på trender. I figurerna är axeln med parametervärdet gjord i samma skala för varje parametertyp så att, förutom trenderna, även nivåerna är möjliga att visuellt jämföra mellan vattendragen. Regressionsanalyser genomfördes på mätvärdena så att eventuella trender över åren kunde säkerställas statistiskt. Metallhalter för sex tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn) redovisas i figurer för de fyra vattendra-

gen (Huskvarnaån, Lillån, Munksjöns utlopp och Svedån) med mätserier fram t o m 2004. I dessa figurer jämförs medelvärden för mätperioden 1996-2003 med 2004 års medelvärden och klassas med hjälp av Naturvårdsverkets (2004) bedömningsgrunder för vattendrags miljötillstånd med avseende på metaller. Parametervärdena för vattendragen erhöles från Länsstyrelsen i Jönköping ([www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)) och från Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala ([www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)).



**Figur 18.** Karta över provpunkterna för vattenkemi i Vätterns tillflöden: Domneån (1), Forsviksån (2), Gagnån (3), Hjoån (4), Huskvarnaån (5), Hökesån (6), Knipån (7), Lillån (8), Mjölneån (9), Munksjöns utlopp (10), Ornäsan (11), Röttleån (12) och Svedån (13).

## Resultat

**Tabell 1.** Medel-, max- och minvärden i vattendragen för de redovisade parametrarna under 2004.

Vattendrag	Cl (mekv/l)	Tot-P (µg/l)	Si (mg/l)	Tot-N (µg/l)	KMnO <sub>4</sub>
Domneån	0,3 (0,5;0,2)	29,4 (49;19)	3,4 (5,1;2,0)	1153 (1592;918)	74 (127;20)
Forsviksån	0,2 (0,2;0,2)	9,3 (11;8)	0,6 (1,1;0,5)	432 (637;280)	38 (48;24)
Gagnån	0,2 (0,2;0,1)	20,0 (25;11)	3,8 (5,4;2,5)	540 (658;420)	88 (244;22)
Hjoån	0,3 (0,4;0,3)	33,0 (51;17)	3,0 (3,7;1,6)	1155 (2210;600)	62 (72;41)
Huskvarnaån	0,4 (0,4;0,4)	32,6 (43;24)	2,3 (2,6;2,0)	1811 (2055;1533)	55 (58;52)
Hökesån	0,3 (0,4;0,3)	28,3 (42;18)	4,4 (6,1;2,8)	1055 (1477;710)	89 (200;30)
Knipån	0,2 (0,3;0,2)	23,7 (40;11)	3,2 (4,1;1,7)	822 (1523;580)	72 (92;34)
Lillån	1,0 (1,3;0,8)	64,4 (130;34)	5,0 (5,8;4,3)	5867 (8600;2900)	39 (72;22)
Mjölnaån	0,5 (0,6;0,4)	34,3 (40;27)	0,8 (2,1;0,4)	2473 (5131;700)	62 (87;47)
Munksjöns utl.	0,5 (0,6;0,4)	23,0 (27;20)	2,1 (2,4;1,9)	2035 (2289;1856)	37 (47;30)
Orrnäsan	0,4 (0,4;0,3)	14,3 (16;11)	2,9 (3,2;2,4)	1450 (1718;1269)	89 (94;84)
Röttleån	0,6 (0,7;0,4)	74,7 (101;56)	3,2 (3,8;2,6)	4561 (5333;4044)	37 (79;10)
Svedån	0,1 (0,2;0,1)	9,5 (14;6)	3,3 (5,4;1,6)	409 (769;233)	33 (72;22)

**Tabell 2.** Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) på vattendrag runt Vättern. Statistiskt säkerställda tidsutvecklingar är \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$  och \*\*\* =  $P < 0,001$ . NS = ej signifikant. Pilarna visar i vilken riktning utvecklingen skett.

Lokal	Klorid	Tot-P	Kisel	Tot-N	KMnO <sub>4</sub> (TOC)
Domneån	*** ↑	NS	NS	*** ↑	NS
Forsviksån	*** ↑	*** ↓	NS	* ↑	** ↑
Gagnån	*** ↑	NS	** ↓	** ↑	NS
Hjoån	NS	NS	NS	NS	* ↑
Huskvarnaån	NS	*** ↓	* ↓	** ↓	* ↑
Hökesån	*** ↑	*** ↓	* ↓	*** ↑	NS
Knipån	NS	** ↓	** ↓	NS	* ↑
Lillån	NS	* ↓	NS	** ↑	NS
Mjölnaån	*** ↑	** ↑	NS	* ↑	NS
Munksjöns utlopp	* ↓	NS	* ↓	** ↓	** ↓
Orrnäsan	*** ↑	NS	NS	NS	* ↑
Röttleån	NS	*** ↓	** ↓	NS	NS
Svedån	*** ↑	*** ↓	*** ↓	NS	NS

## Totalkväve

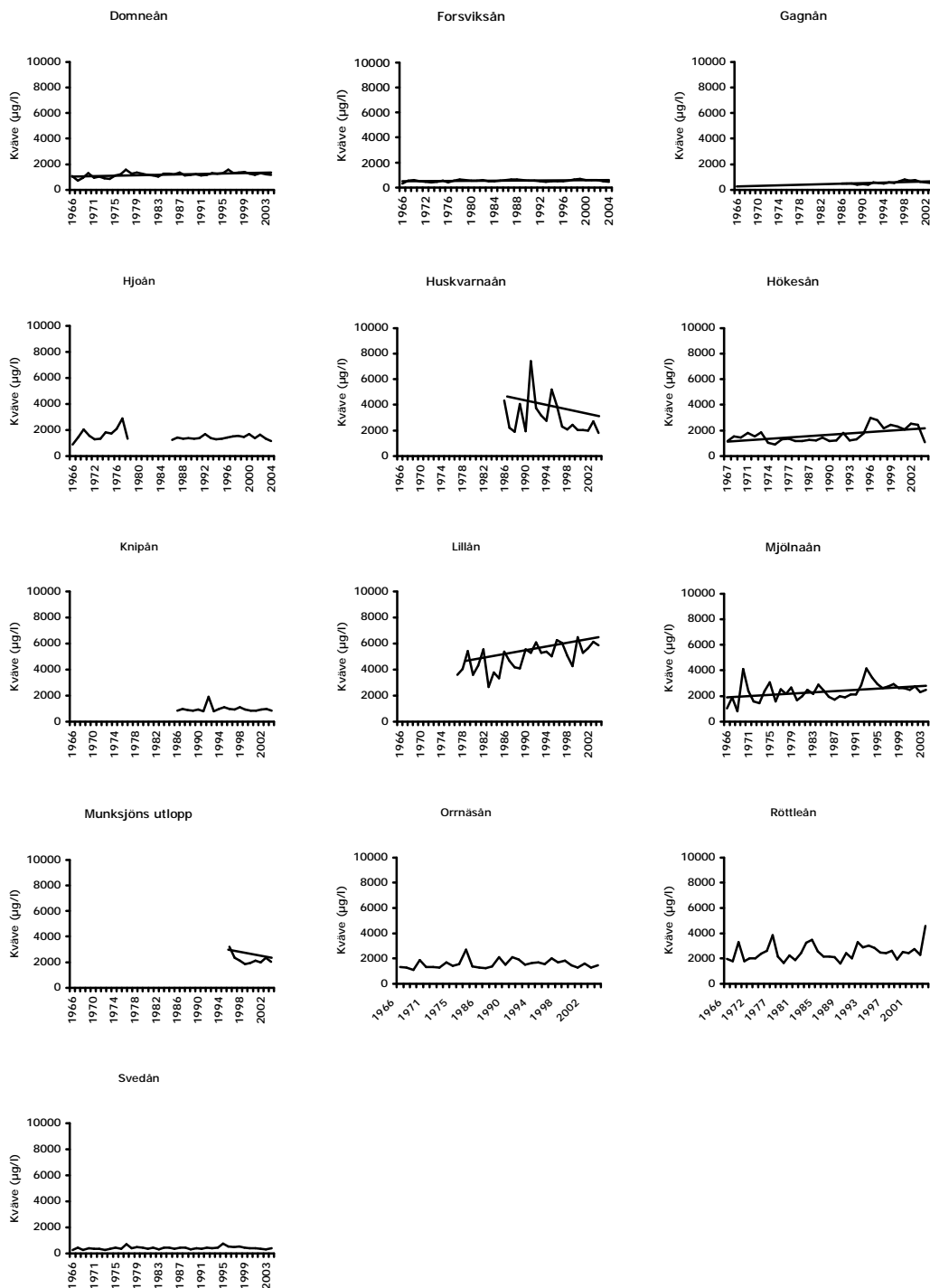
Domneån, Forsviksån och Gagnån visar på ökande trender av totalkväve, men hade lägst medelkoncentrationer som låg mellan 400 och 1100 µg/l (Figur 19-31). Knipån och Svedån hade liknande låga medelkoncentrationer, men visade inte på några trender. Högst medelkoncentrationer av totalkväve, med värden på mellan 2000 och 7400 µg/l, hade Huskvarnaån och Lillån, men för Huskvarnaån finns det en signifikant nedåtgående trend. Av de sex vattendragen med medelhöga till totalkvävekoncentrationer visade Hökesån och Mjölnaån på uppåtgående trender medan Munksjöns utlopp hade en minskade medelkoncentration (dock baserat på en förhållandevis kort mätserie).

## Totalfosfor

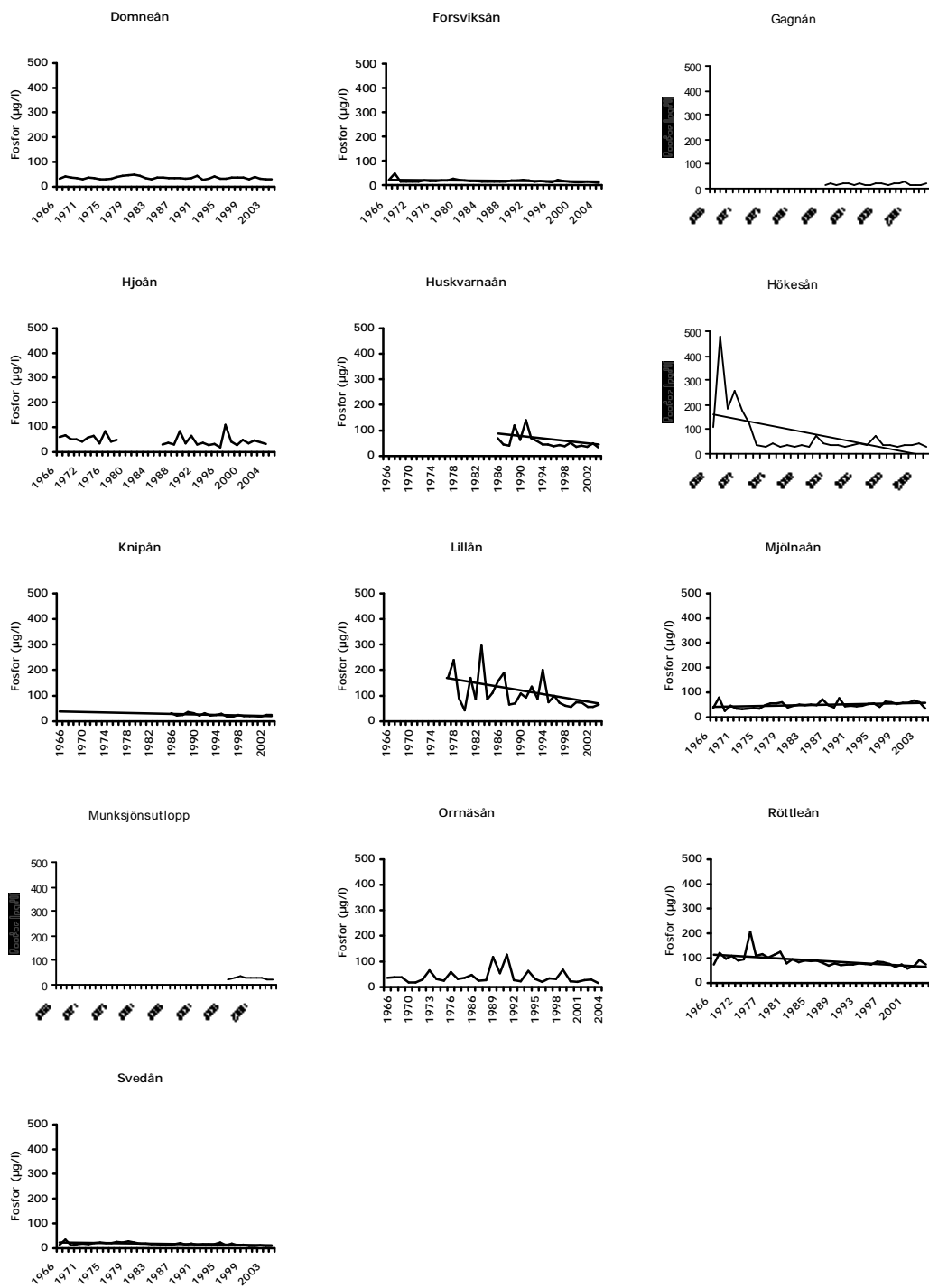
Domneån, Forsviksån, Gagnån, Knipån, Munksjöns utlopp och Svedån har lägst medelkoncentrationer av totalfosfor (< 50 µg/l) (Figur 32-44). Forsviksån, Knipån och Svedån visar dessutom på nedåtgående trender. Hökesån och Lillån hade tidigare i mätperioden höga medelkoncentrationer av totalfosfor (475 respektive 300 µg/l), men Hökesån hade en nedgång av totalfosforkoncentration i början av 1970-talet, medan en nedgång i Lillån uppträdde i mitten av 1990-talet. Av de fem vattendragen med medelhöga koncentrationer av totalfosfor visar Huskvarnaån och Röttleån på nedåtgående trender, Mjölnaån på en uppåtgående trend, medan Hjoån och Orrnäsan inte har någon trendutveckling över åren.

## KMnO<sub>4</sub>/TOC

Organiskt kol (TOC) har en kortare mätperiod (1996-2004) än de andra vattenkemiska parametrarna. Därför presenteras KMnO<sub>4</sub>-värden (från 1996 baserade på TOC). Domneån, Gagnån, Hökesån, Mjölnaån och Orrnäsan har höga förbrukningar (60-100 mg/l) även om Mjölnaån ligger relativt lågt förutom en topp i slutet av 1990-talet. De andra vattendragen har förbrukningar som ligger på eller under 60 mg/l (Figur 45-57). Förutom Lillån som inte visar någon trend och Munksjöns utlopp som visar en nedåtgående trend (baserat på en kort mätperiod) har alla vattendrag med låga KMnO<sub>4</sub>-förbrukningar (< 60 mg/l) stigande trender. Vattendragen med höga förbrukningar visar inga trender utom Orrnäsan som har en ökande trend.

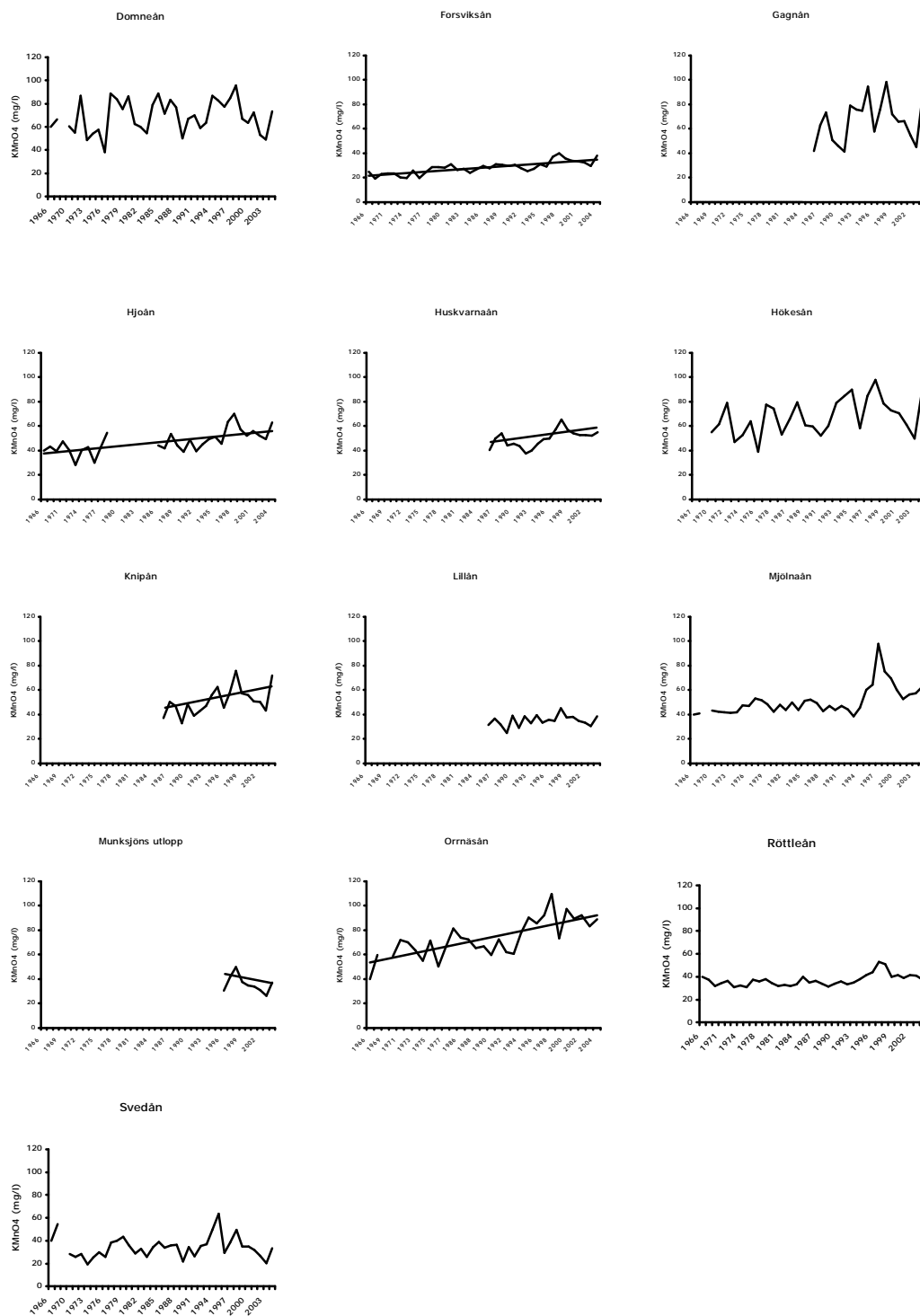


**Figur 19-31.** Tidsutveckling för totalkväve i tillflöden till Vättern. Regressionslinje markerar statistiskt säkerställda, linjära trender över åren.



**Figur 32-44.** Tidsuteckling för totalfosfor i tillflöden till Vättern. Regressionslinje markerar statistiskt säkerställda, linjära trender över åren.





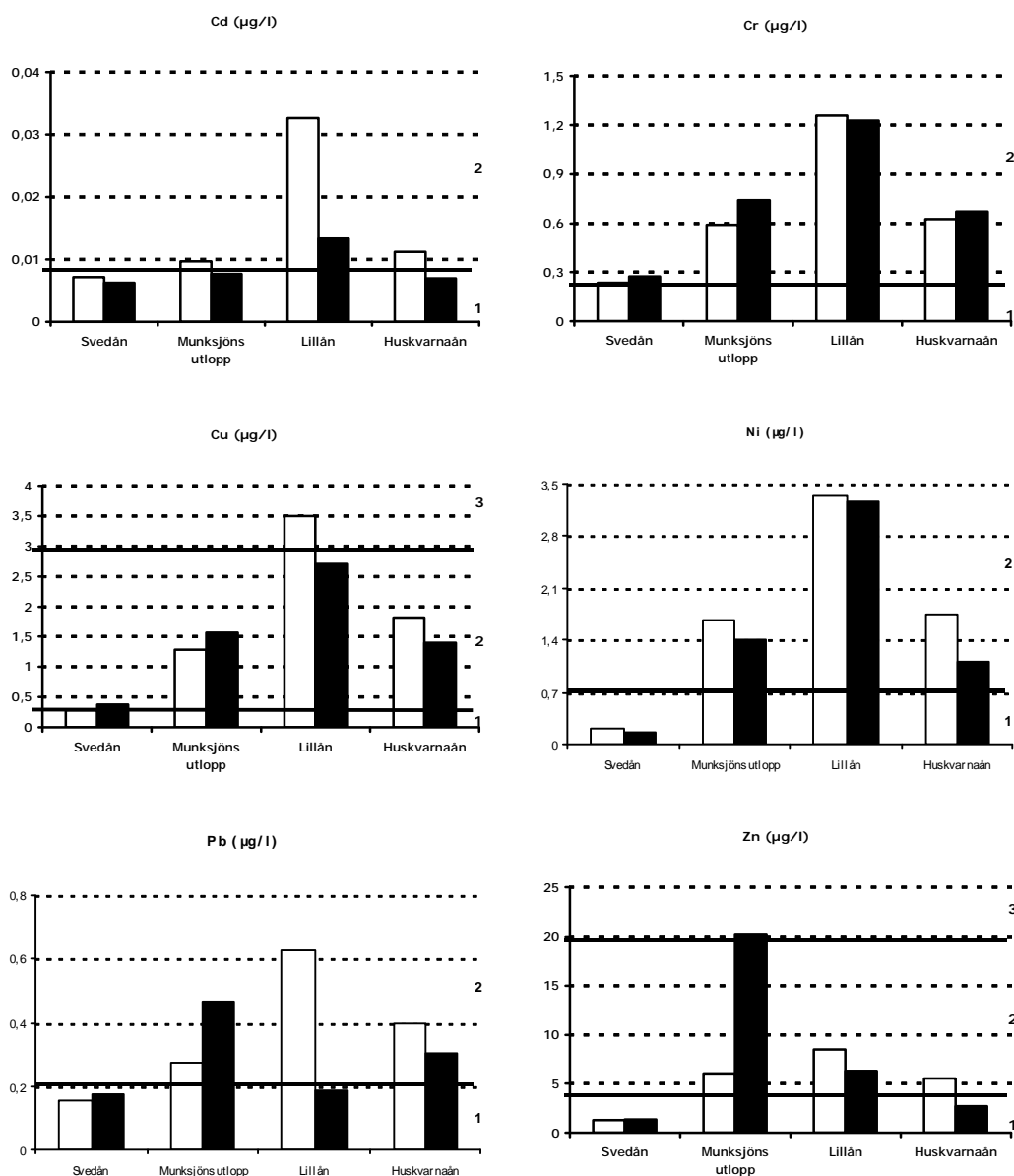
**Figur 45-57.** Tidsutveckling för  $KMnO_4$ -förbrukningen (baserat på TOC 1996-2004.  $KMnO_4$ -förbrukning  $\approx 4,9 \cdot TOC - 6$ ) i tillflöden till Vättern. Regressionslinje markerar statistiskt säkert ställda, linjära trender över åren.

## Metaller

Tungmetaller kan ha en negativ effekt på organismer eftersom de är stabila ämnen som inte bryts ner utan istället lagras. Detta medför, t ex, att tungmetallhalterna byggs på högre upp i näringskedjan. Organismer påverkas av tungmetaller främst genom försämrad reproduktion och sämre överlevnad i tidiga livsstadier. Enligt Naturvårdsverkets (2000) bedömningsgrunder finns ingen eller liten risk för bio-

logiska effekter av metallhalter inom klass 1 och 2, medan halter av klass 3 och uppåt ökar risken för biologiska effekter. Om ett system uppvisar värden inom klass 3 eller mer rekommenderas uppföljande biologiska undersökningar av systemet.

Under 2004 visade alla vattendrag på metallhalter vilket innebär ingen eller liten risk för biologiska effekter, utom Munksjöns utlopp som hade zinkhalter inom klass 3 (Figur 57-62). Denna zinkhalt, på > 20 µg/l, är mycket över tidigare års medelhalt på 6 µg/l. Generellt låg metallhalterna ungefär lika med, eller lägre än, medelhalterna för tidigare år och i vissa fall (Huskvarnaån – kadmium och zink, Lillån – koppar och Lillån – bly) var 2004 års halter en klass lägre än medelhalterna för tidigare år. Högre halter under 2004, jämfört med tidigare år, återfanns i Munksjöns utlopp för krom, koppar, bly och zink.



Figur 58-63. Medelmetallhalter för fyra av Vätterns tillflöden under 2004 (svart stapel) och för perioden 1996-2003 (vit stapel). De heldragna linjerna visar klassindelningar enligt Naturvårdsverkets (2000) bedömningsgrunder där klass 1 och 2 innebär liten eller ingen risk för biologiska effekter medan klass 3 och uppåt innebär ökande risk för biologiska effekter.

## Slutsatser

Vattenkemin i Vätterns tillflöden överensstämmer väl med utvecklingen av vattenkemin i Vättern. Man kan därför dra slutsatsen att vattendragen till stor del bestämmer Vätterns miljö och förändringar av denna över tiden. Generellt ökade klorid över åren medan kisel och organiskt kol minskade. Eventuella effekter från ökningen av kloridkoncentrationer i vattendragen, vilket medför ökat tillskott till Vättern, är något som bör undersökas. Tidigare studier har visat på negativa effekter av klorid på både terrestra (Environment Canada 2001) och akvatiska (Hart m fl 1991) system. Markkoncentrationer på 30 mg klorid per liter har visat sig skada växtlighet (Environment Canada 2001). Sex av 13 tillflöden i denna rapport har visat maxvärden av kloridkoncentration på 30 mg/l eller mer (omräknat från mekvärden). Sju av 13 vattendrag visar på fortsatt ökande kloridkoncentrationer. Därför bör en större kunskap om eventuella negativa effekter av ökade kloridkoncentrationer på akvatiska miljöer införskaffas och åtgärder sättas in så att kloridutvecklingen kan bromsas eller vändas (e.g. Kaushal m fl 2005).

Trenderna för  $\text{KMnO}_4$ -förbrukning i vattendragen varierar beroende på om värdena är låga eller höga. Generellt har vattendrag med låga värden en ökande trend medan vattendrag med höga värden inte visar på några förändringar över tiden. Eftersom vattendrag med låga förbrukningar generellt har mindre effekt på den totala utsläppsmängden av organiskt material är ökningarna där kanske inte så oroande.  $\text{KMnO}_4$ -förbrukningen i Vättern ligger därför också relativt stabil. Ökningar i flera vattendrag med låg förbrukning, eller om ökningarna till slut hamnar på höga värden, kan dock leda till effekter även på Vätterns  $\text{KMnO}_4$ -förbrukning. Det kan därför vara av intresse att bromsa ökningarna i vattendragen med låg förbrukning eller minska nivåerna i vattendragen som redan har höga förbrukningsvärden. Dessutom visar  $\text{KMnO}_4$ -förbrukningen i vattendragen inte samma cykliska mönster som i Vättern vilket kan betyda att mängden organiskt material i vattendragen i högre utsträckning påverkas av mänskliga utsläpp än av klimatiska faktorer.

Liksom i Vättern fanns det i vattendragen generellt en minskning av totalfosfor och en ökning av totalkväve över åren. De flesta vattendragen hade dock relativt låga koncentrationer av både totalkväve och totalfosfor. Endast Huskvarnaån, Hökesån och Lillån har avvikande höga koncentrationer av totalkväve eller totalfosfor (Lillån både kväve och fosfor). Huskvarnaån (totalkväve) och Mjölnaån (totalfosfor) visar båda på neråtgående trender till lägre koncentrationer. Även Lillån visar på en minskning av totalfosfor, men totalkvävekoncentrationen har en uppåtgående trend trots att koncentrationen redan är hög. Lillån har dock låg vattenföring och bidrar därför med jämförelsevis små mängder totalkväve (1039 ton) och totalfosfor (12 ton) till Vättern (se avsnittet på årstransport).

Eftersom vattenföringen i vattendragen till stor del bestämmer tillförseln av mängden kemiska substanser till Vättern bör den, förutom koncentrationerna, beaktas vid undersökningar av hur stora mängder kemiska substanser varje enskilt vattendrag tillför Vättern. Dock, även om vissa vattendrag inte bidrar med större mängder bör alla vattendrag som visar på höga koncentrationer och som dessutom inte visar på en neråtgående trend undersökas närmare. Även vattendrag som har låga koncentrationer men uppåtgående trender bör undersökas närmare så att orsaker till ökningarna kan identifieras och åtgärder för att bromsa eller vända trenden kan sättas in i god tid.

Generellt är metallhalterna för de fyra vattendragen som redovisas så låga att risken för biologiska effekter är ringa (Naturvårdsverket 2000). Dock visar Munksjöns utlopp under 2004 på zinkhalter inom klass 3 vilket innebär risk för biologiska effekter och rekommendation om uppföljande biologiska undersökningar. Munksjöns utlopp har dessutom, under 2004, halter av krom, koppar och bly som ligger över tidigare års medelhalter. De övriga vattendragen har under 2004 medelhalter för alla metaller som ligger ungefär lika med eller under tidigare års medelhalter. Därför bör orsaker till de, till synes, uppåtgående trenderna av krom, koppar, bly och zink i Munksjöns utlopp följas upp så att omfattande biologiska effekter kan undvikas.

## Årstransport och arealspecifik förlust av totalfosfor och totalkväve

### Sammanfattning

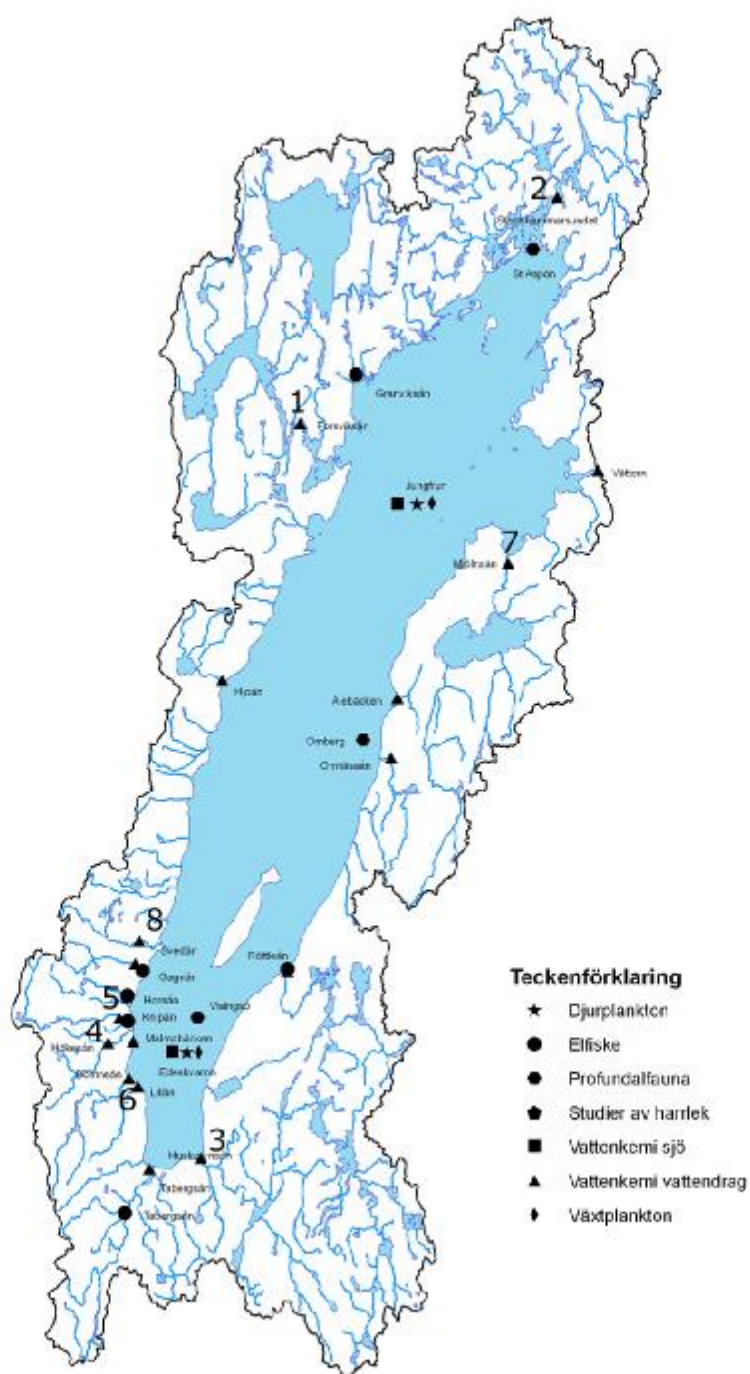
Av vattendragen som redovisas i denna rapport dominerade Huskvarnaån årstransporten av totalfosfor och totalkväve under 2004. Jämfört med de andra vattendragen var årstransporten av totalfosfor i Huskvarnaån 298% högre och årstransporten av totalkväve 141% högre. Ensam bidrog Huskvarnaån med 53% av den totala transporten av fosfor och 46% av den totala transporten av kväve till Vättern. Lillån visade på arealspecifika förluster av både totalfosfor och totalkväve som klassas som "mycket höga". Huskvarnaån hade "höga" förluster av totalfosfor och totalkväve. Mjölnaån och Hökesån hade "höga" förluster av totalkväve, medan förlusten av totalfosfor var "måttligt hög" respektive "låg". Knipån hade "måttligt höga" förluster av både totalfosfor och totalkväve. De övriga vattendragen hade förluster som var "låga" eller "mycket låga".

### Metod

Årstransport och arealspecifik förlust av totalfosfor och totalkväve beräknades för åtta vattendrag (Figur 63). Eftersom det endast fanns månadsvärden på totalfosfor- och totalkvävekonzentrationen och veckovärden på vattenföringen (utom Svedån som hade dagsvärden) utfördes linjär integrering av värden för resterande dagar under 2004 – både för vattenkemin (totalfosfor och totalkväve) och vattenföringen. Detta var nödvändigt för att kunna beräkna årstransporten. För att illustrera hur mycket totalfosfor och totalkväve varje vattendrag bidrog med till Vättern under 2004 presenteras årstransporten och den arealspecifika förlustern för vattendragen i fallande skala i figurerna. Den totala årstransporten i ton kunde beräknas genom att både koncentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ) av fosfor och kväve och vattenföringen ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) var känd. Data erhöles från Länsstyrelsen i Jönköping ([www.f.lst.se](http://www.f.lst.se)) och från Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala ([www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)). Den arealspecifika förlusten ( $\text{ton}/\text{år}/\text{km}^2$ ) beräknades genom att dela årstransporten med ytan för respektive avrinningsområde. De erhållna värdena på arealspecifik förlust och information om de dominerande marktyperna i respektive avrinningsområde (Figur 64-70) kan jämföras med Naturvårdeverkets klassificering på normalt läckage för olika marktyper (Tabell 3).

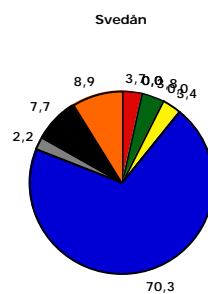
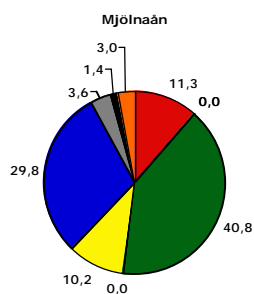
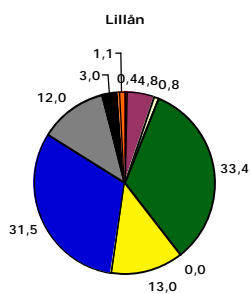
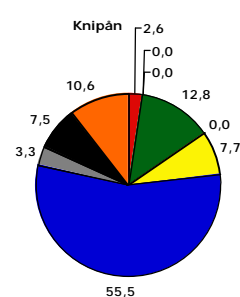
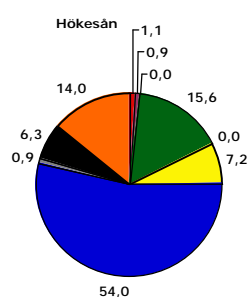
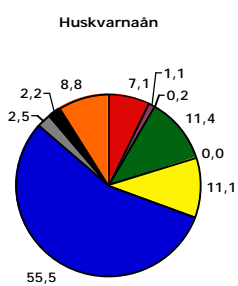
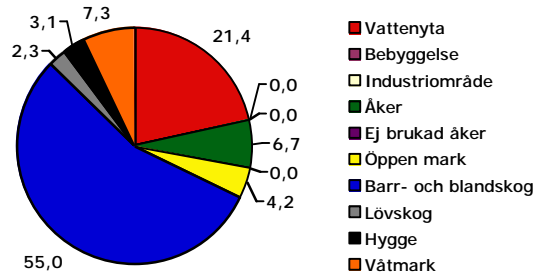


*Forsviksån är här störst enskild vattenföring av tillflödena till Vättern.*



Figur 63. Karta över Vätterns tillflöden där beräkningar av årsrtransport och arealspecifik förlust av totalkväve och totalfosfor gjorts. Forsviksån (1), Stora Hammarstundet (2), Huskvarnaån (3), Hökesån (4), Knipån (5), Lillån (6), Mjölnaån (7) och Svedån (8). För Stora Hammarstundet gjordes bara beräkningar av årstransporten eftersom det är svårt att beräkna avrinningsområdets storlek.

Forsviksån



Figur 64-70. Procentuell fördelning av marktyper för sju av Vätterns tillflöden. Data för marktyper i Hammarsundets avrinningsområde saknas.

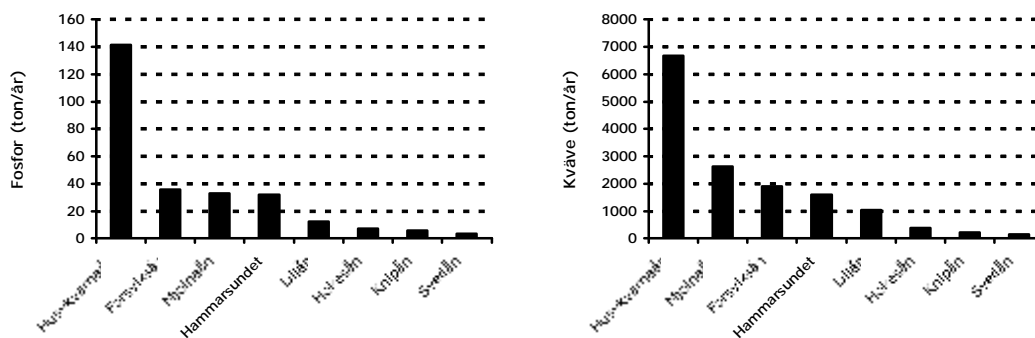
**Tabell 3.** Klassificering av vattendrags tillstånd med avseende på arealspecifika förluster av totalfosfor och totalkväve (Naturvårdsverket 2000).

Klass	Benämning	Förlust	Normalt läckage - olika marktyper
<b>Fosfor</b>			
1	Mycket låga	< 0,04	Opåverkad skogsmark
2	Låga	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
3	Måttligt höga	0,08 – 0,12	Hyggen, myr-/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark
4	Höga	0,12 – 0,16	Åkermark i öppet bruk
5	Mycket höga	> 0,16	Erosionsbenägen åkermark
<b>Kväve</b>			
1	Mycket låga	< 1,0	Fjällhed, fattiga skogsmarker
2	Låga	1,0 - 2,0	Icke kvävemättad skogsmark
3	Måttligt höga	2,0 - 4,0	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall
4	Höga	4,0 – 16,0	Åkermark i slättbygd
5	Mycket höga	> 16,0	Odlade sandjordar, ofta med djurhållning

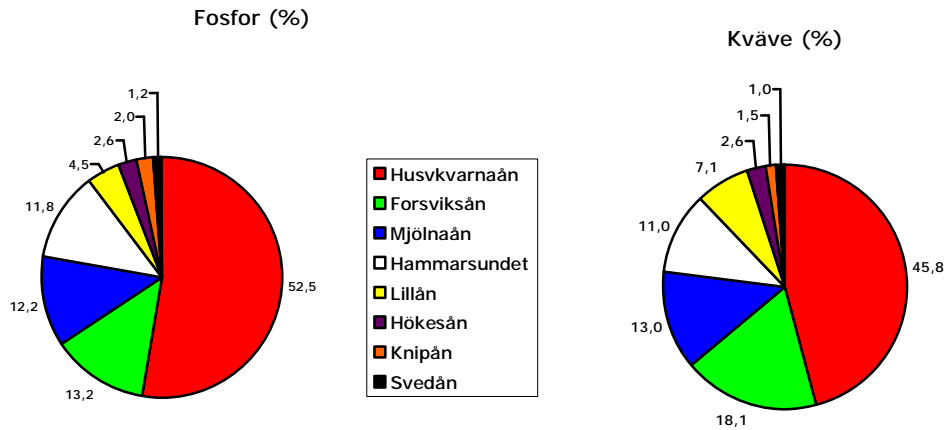
## Resultat

### Årstransport

Av de åtta vattendragen visade Huskvarnaån på högsta årstransporter av både totalfosfor och totalkväve (140 ton respektive 6700 ton) (Figur 71 och 72). Huskvarnaåns årstransport av totalfosfor var 298% högre än något annat vattendrag medan årstransporten av totalkväve var 141% högre. Forsviksån, Hammarsundet och Mjölnaån utgjorde en grupp med medellåg årstransport på drygt 30 ton för totalfosfor och ca 2000 ton för totalkväve, medan Hökesån, Knipån, Lillån och Svedån hade låga årstransporter av både totalfosfor (< 12 ton) och totalkväve (< 140 ton). Dessa resultat visar att tillskotten av totalfosfor och totalkväve till stor del kommer från ett vattendrag – Huskvarnaån – som ensamt utgjorde 53% av årstransporten av totalfosfor och 46% av totalkväve till Vättern (Figur 73 och 74).



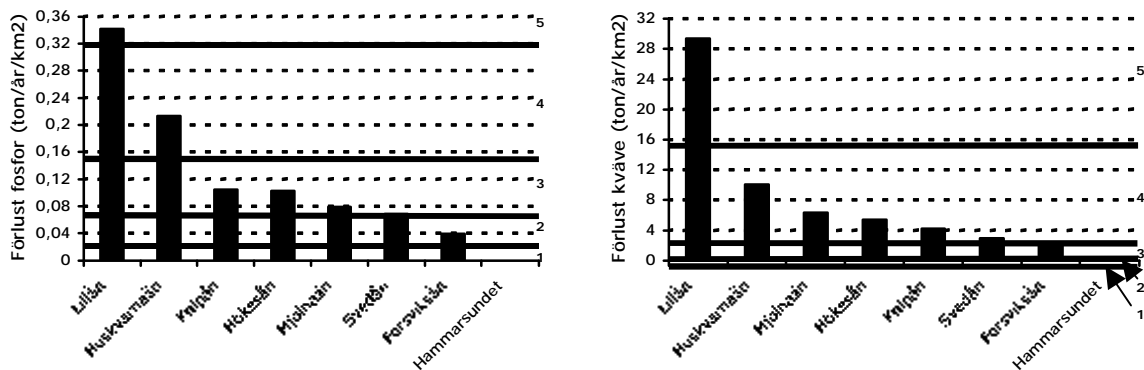
**Figur 71 och 72.** Årstransport av totalfosfor och totalkväve under 2004, rankade från högsta till lägsta, för åtta av Vätterns tillflöden.



**Figur 73 och 74.** Procentfördelning mellan vattendragen av årstransport av totalfosfor och totalkväve.

### Arealspecifik förlust

Lillån hade högst arealspecifik förlust av både totalfosfor och totalkväve (Figur 75 och 76). Båda dessa förluster klassas som ”mycket höga” (Tabell 3), men så höga förluster inom Lillåns avrinningsområde är kanske inte så förvånande eftersom det domineras av åkermark (Figur 70) samt att Bankeryds avloppsreningsverk ligger 100 meter uppströms provtagningspunkten. Huskvarnaån förlustvärde av totalfosfor klassas som ”hög” (Figur 75). Så högt förlustvärde från Huskvarnaåns avrinningsområde kan tyckas förvånande eftersom den dominerande marktynen i avrinningsområdet är barr- och blandskog, men Huskvarna avloppsreningsverk ligger 100 meter uppströms provtagningspunkten vilket förklarar den höga förlusten. Den arealspecifika förlusten av totalkväve i Huskvarnaåns avrinningsområde (Figur 76) klassas också som ”hög”. De övriga vattendragen visade på lägre till mycket lägre arealspecifika förluster (Figur 75-76). Knipån och Hökesån hade ”måttligt höga” förluster av totalfosfor, Mjölnaån och Svedån hade ”låga” och Forsviksån ”mycket låga”.



**Figur 75-76.** Arealspecifik förlust av totalfosfor och totalkväve under 2004, rankade från högsta till lägsta, för åtta tillflöden till Vättern. Linjerna nerifrån och upp klassgränserna för arealspecifik förlust (mycket låg, låg, måttligt hög, hög och mycket hög, Tabell 3). Avrinningsområdets storlek fanns ej tillgängligt för Hammarsundet.

Förutom Huskvarnaån hade Mjölnaån, Hökesån och Knipån arealspecifika förluster av totalkväve som klassas som ”hög”. De övriga vattendragen hade totalkväveförluster som klassas som ”måttligt höga”. Trots att de flesta avrinningsområdena domineras av barr- och blandskog (Figur 64-70) och därför enligt Naturvårdsverket (Tabell 3) borde ha ”låga” förlustvärden för både totalfosfor och totalkväve



finns det inget vattendrag som visar på så låga förluster av totalkväve, medan det för totalfosfor är tre vattendrag som visar på låga värden. Därför kan man anta att uppströmsliggande avloppsreningsverk påverkar förlustvärdena.

## **Slutsatser**

Med tanke på att Huskvarnaån har den högsta årstransporten av både totalfosfor och totalkväve skulle en insats för att minska koncentrationerna i Huskvarnaån kunna ha större effekt på tillförseln av fosfor och kväve till Vättern än lyckade insatser på något annat av de åtta vattendragen skulle ha. Det är delvis Huskvarnaåns höga vattenföring (Figur 2-9) som gör att årstransporten blir hög. Dock, även om det inte är möjligt att förändra vattenföringen, bör det vara intressant att sätta in resurser för att minska övergödningen där de kan ha störst effekt.

Dessutom har Forsviksån, som generellt har högre vattenföring än Huskvarnaån, betydligt lägre årstransporter av både totalfosfor och totalkväve vilket visar att inte endast vattenföringen är av betydelse för årstransportvärdena och därför kan man minska, eller vända, de höga värdena även i Huskvarnaån. Som resultaten på vattendragens vattenkemi, och även resultaten på Vätterns vattenkemi, visar är det främst kväve som är ett problem eftersom värdena i Vättern ligger långt över utsatta miljömål vilket innebär risk för övergödning, algblooming och syrebrist med efterföljande konsekvenser på hela ekosystem. Eftersom årstransporterna av totalkväve i Vätterns tillflöden är fortsatt höga kommer troligtvis den höga koncentrationen av kväve i Vättern bestå även inom en överskådlig framtid. Det är dock ytterst viktigt att man försöker överkomma svårigheterna med att minska kvävekoncentrationerna i Vätterns tillflöden.

Att de arealspecifika förlusterna av totalfosfor och totalkväve var höga från avrinningsområden som domineras av åkermark är inte så överraskande, men även skogsdominerade avrinningsområden visade på höga arealspecifika förluster. Dock ligger provtagningspunkterna för dessa vattendrag (Huskvarnaån och Lillån) strax nedströms avloppsreningsverk vilket förklarar de höga förlustvärdena. Effekten av atmosfäriskt kvävenedfall på kvävekoncentrationerna i Vättern och Vätterns tillflöden är troligtvis relativt liten eftersom depositionen minskat på senare år i alla län som omger Vättern (IVL Svenska Miljöinstitutet 2004).

## 3. Nederbördskemi

### 3.1 Nederbördskemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö

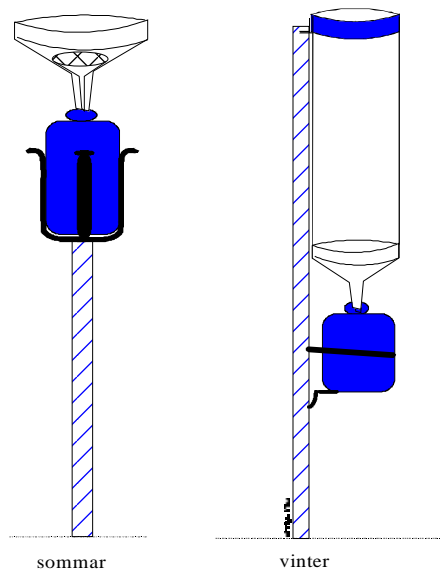
IVL Svenska Miljöinstitutet,  
Anna Liljergren & Olle Westling

#### Inledning

Våtdeposition på öppet fält mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL, Svenska Miljöinstitutet AB, i Göteborg på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Nedfallet av tungmetaller undersöks på samma plats och redovisas i separat artikel (Anna Liljergren och Olle Westling, 2005). Under januari 1993 till december 2001 har mätningarna gjorts i Säby på öns norra halva. Sedan januari 2002 görs mätningarna i Kumlaby 3 km söder om Säby. Den nya lokalen är inte lika vindexponerad som den gamla, vilket minskar risken för störd nederbördsinsamling i samband med starka vindar.

#### Metoder

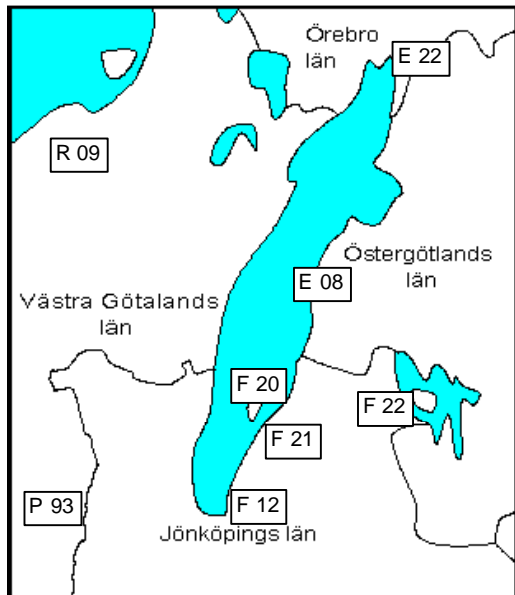
Nederbörd insamlas sommartid med hjälp av tratt och dunk (5 l) som under vinterperioden ersätts av snösäck med dunk (5 l). Utrustningen är placerad på ett öppet fält, på en stolpe 1,5-2 m över marken, se figur 1. Insamlaren töms en gång per månad av provtagaren Britta Fredriksson. Insamlad volym noteras och provet skickas till IVL i Göteborg 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 användes tidigare uppmätta resultat från öppet fält stationer i kringliggande län. Dessa är sedan 01/02 ersatta av modellberäknade data som tas fram genom ett samarbete mellan Jönköpings läns Luftvårdsförbund, Östergötlands Luftvårdsförbund, Länsstyrelsen i Västra Götaland, IVL och SMHI. Då det modellberäknade datat inte finns framme när föreliggande redovisning färdigställs, kan jämförelse mellan uppmätta och modellberäknade värden inte göras för det senaste hydrologiska året utan endast fram till föregående år. Samtliga årsdata från Visingsö och modellberäknade data från 01/02 till 03/04 redovisas i tabell 1 respektive 2.



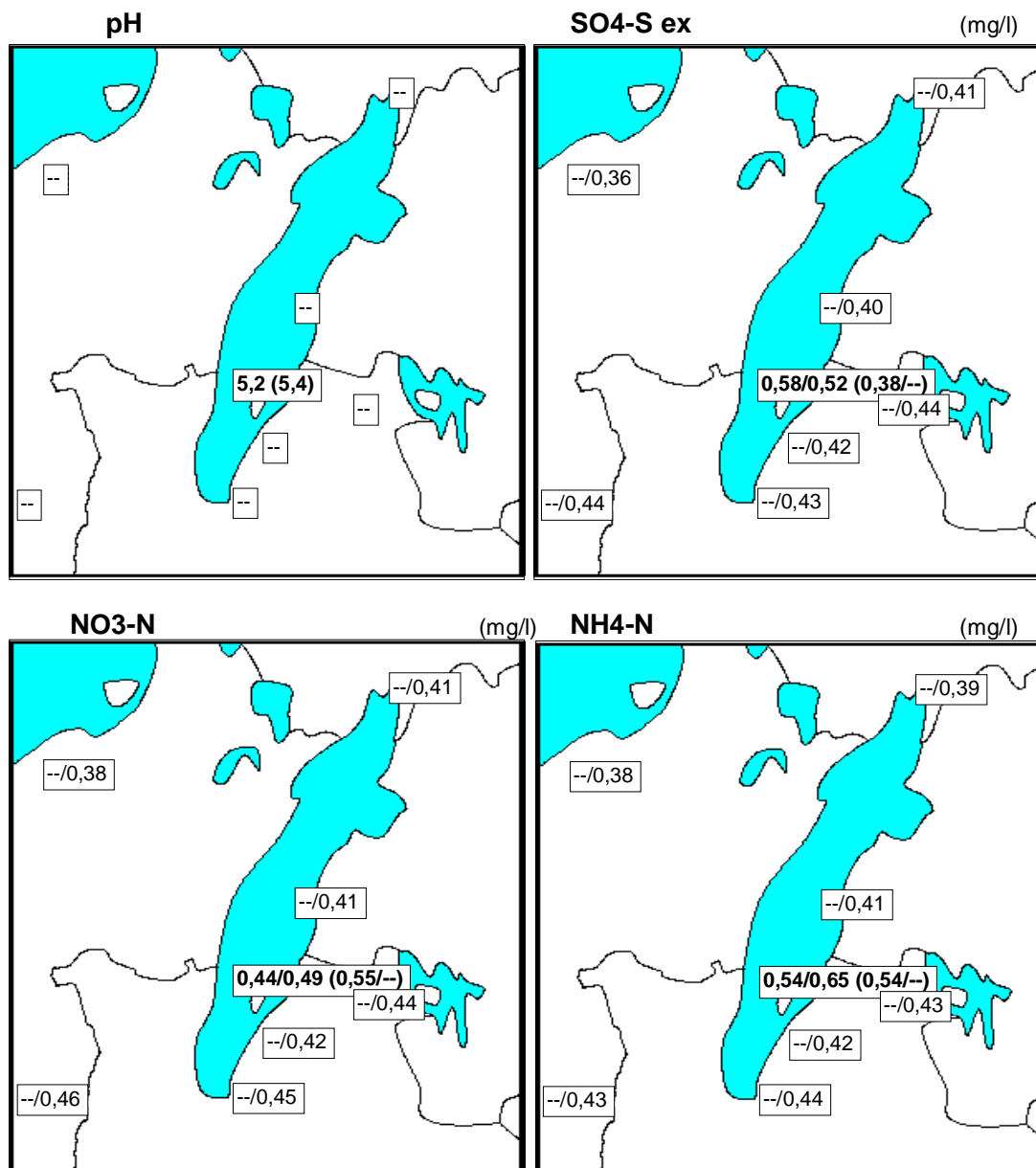
E 08, Omberg	Gran
E 22, Höka	Tall
F 12 Värnvik	Gran
F 20, Visingsö	-
F 21, Gyngö	Tall
F 22, Bordsjö	Gran
P 93, Humlered	Tall
R 09, Stora Ek	Gran

Figur 2. Visingsö och jämförelselokaler 2003/04. På jämförelselokalerna görs mätningar av nedfall via krondropp medan mätningarna på öppet fält, våtdeposition, har ersatts av modellberäkningar.

## Koncentration

Figur 3 visar jämförelse modellberäknade data från 02/03 med det årets, samt senaste årets uppmätta data från Visingsö inom parantes. Anledningen att förra årets modellberäknade data används redovisas är att modellberäknade data för året inte finns framme vid denna rapportens framtagande. I figuren framgår att nederbördens uppmätta pH-värde som genomsnitt under perioden oktober 2003 till september 2004 var 5,4, vilket är högre och indikerar mindre sur nederbörd än tidigare år, detta avspeglar sig också i svavelhalten som var lägre (0,38 mg/l) än året innan (0,54 mg/l). Halterna av ammoniumkväve var på samma nivå som föregående år (0,54 mg/l) medan halterna av nitratkväve var något högre, 0,55 mg/l. Under föregående hydrologiska år (oktober 2002 till september 2003) visade både uppmätt och modellberäknad svavelkoncentration och ammoniumkoncentration vid Visingsö högre värden än på omkringliggande lokaler, medan motsvarande värden för nitratkväve i princip låg i nivå med de övriga lokalernas modellberäknade värden. 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.

Tidigare år (då resultaten från Visingsö har kunnat jämföras med relativt näraliggande lokaler) har generellt visat högre halter på Visingsö än på kringliggande lokaler. Orsakerna till detta är oklara, men provtagningstekniska skäl kan inte uteslutas. Nederbörd på öppet fält 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. Ju mer lokalen är utsatt för vindpåverkan desto större risk för förhöjd 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 nederbörds mängder 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. Risken för detta bör vara mindre på den nya insamlingsplatsen, eftersom den inte är lika vindexponerad som den gamla.

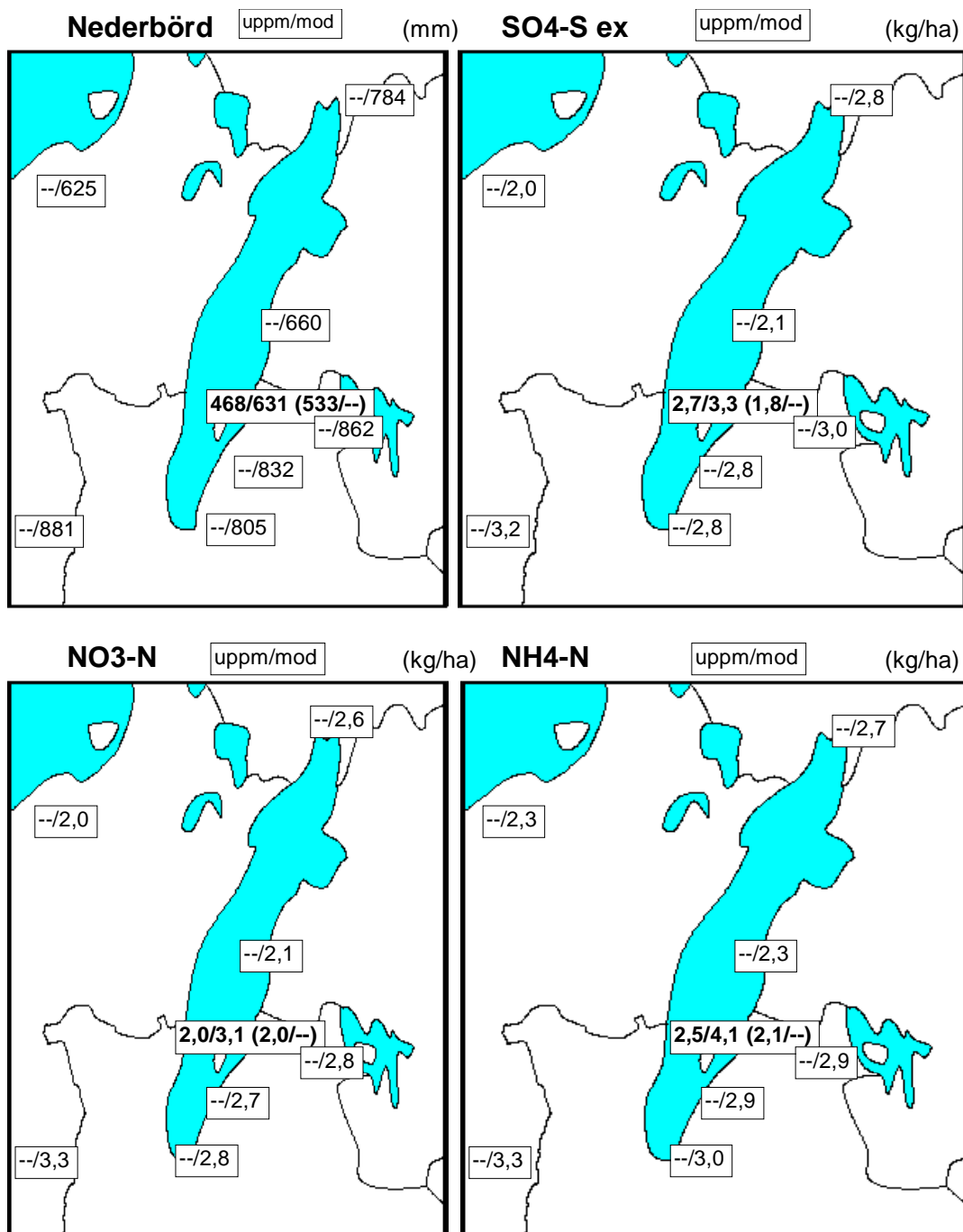


Figur 3. Nederbördens genomsnittliga surhetsgrad (pH) samt koncentration av sulfatsvavel ( $SO_4-S_{ex}$ ),<sup>1</sup> nitratkväve ( $NO_3-N$ ) och ammoniumkväve ( $NH_4-N$ ) under oktober 2003 till september 2004. Syftet med figuren är att jämföra uppmätta värden från Visingsö (till vänster om snedstreck) med modellberäknade värden (till höger om snedstreck) från både Visingsö och övriga lokaler. På samtliga jämförelselokaler har de nederbördskemiska mätningarna ersatts av modellberäkningar. **Obs!** Modellberäknade data för 2003/04 är ännu inte tillgängliga och saknas därför i figuren, dock redovisas uppmätta data för Visingsö 2003/04 inom parantes.

## Deposition

Nedfallet av olika ämnen bestäms av nederbördens mängd och dess innehåll av olika ämnen. Figur 4 visar 533 mm nederbörd på Visingsö under perioden oktober 2003 till september 2004. Detta är cirka 15 % mer än närmast föregående år, och högre än SMHIs långtidsmedelvärde från Visingsö under perioden 1961-1990; 477 mm/år (SMHI 1991).

<sup>1</sup>  $SO_4-S_{ex}$  innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.



Figur 4. Nederbördsmängd samt våtdeposition av sulfatsvavel ( $SO_4-S_{ex}$ ),<sup>2</sup> nitratkväve ( $NO_3-N$ ) och ammoniumkväve ( $NH_4-N$ ) i kg per hektar under hydrologiska året oktober 2002 till september 2003. På samma sätt som för koncentration är syftet med figuren är att jämföra uppmätta värden från Visingsö (till vänster om snedstreck) med modellberäknade värden (till höger om snedstreck) från både Visingsö och övriga lokaler. På samtliga jämförelselokaler har de nederbördskemiska mätningarna ersatts av modellberäkningar. Obs! Modellberäknade data för 2003/04 finns ännu inte tillgängliga och saknas därför i figuren, dock redovisas uppmätta data för Visingsö 2003/04 inom parantes.

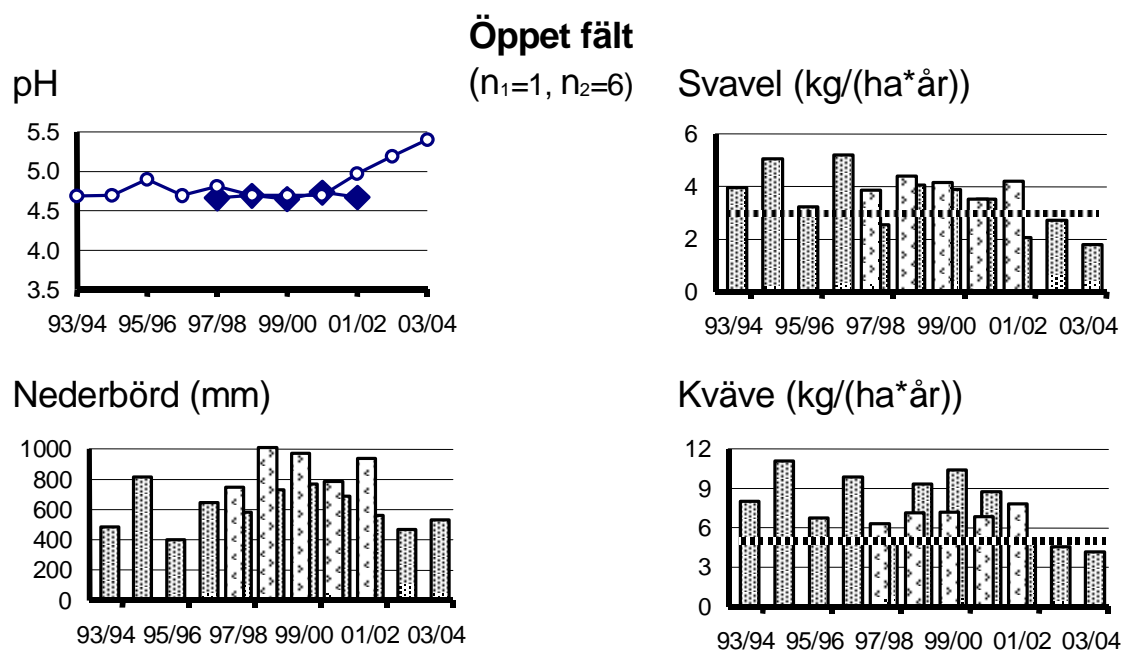
Förra årets provtagningar på Visingsö visar att 1,8 kg antropogent svavel, 2,0 kg nitratkväve och 2,1 kg ammoniumkväve deponerades per hektar med nederbörden, vilket förutom för nitratkväve var lägre

<sup>2</sup>  $SO_4-S_{ex}$  innebär antropogent svavel, där havssaltets bidrag har räknats bort.

än föregående år. Dessa värden är sannolikt representativa för nedfallet till Vätterns yta men till områdets skogar är den totala belastningen av både svavel och kväve större än vad våtdepositionen anger. Vid jämförelse mellan modellberäknade och uppmätt deposition på Visingsö 2002/03, uppvisar modellberäkningarna något högre värden än de uppmätta. Det beror i första hand på att modellberäkningarna använder en högre nederbörd på Visingsö, vid beräkningen av deposition, jämfört med vad som samlats in genom den nederbördskemiska provtagaren.

## Tidsutveckling

Figur 5 visar att nederbörden var mindre sur under hydrologiska året 2003/04 än vad som noterats något år tidigare, vilket innebär att tendensen mot mindre sur nederbörd håller i sig. Senaste årets data visar pH-värde 5,4 jämfört med 4,8 som medelvärde för alla elva årens mätningar. Samtidigt var nedfallet av svavel och kväve, 1,8 respektive 4,1 kg/ha, mindre än flertalet tidigare år då mätningar har genomförts. Till största delen förklaras det av mindre nederbörds mängd, men när det gäller kväve har även halterna av kväve varit under det normala för dessa elva år.



Figur 5. Årsmedelvärden för pH-värde, nederbörds mängd 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. På många lokaler har halterna av kväve i nederbörden minskat, men större nederbörds mängder har medfört att våtdepositionen varit på samma nivå som tidigare. 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 skogs-mark.

Tabell 1. Nedfallsdata från Visingsö under elva hydrologiska år samt medelvärden från de två första fyraårsperioderna. Obs! Data avseende katjoner härrör från insamlare för tungmetaller.

År	Nedb	H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> -S	SO <sub>4</sub> -S <sub>ex</sub>	Cl	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -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
<b>93/94 – 96/97</b>	<b>588</b>	<b>0,11</b>	<b>5,0</b>	<b>4,4</b>	<b>13,1</b>	<b>4,4</b>	<b>4,5</b>	<b>2,4</b>	<b>1,1</b>	<b>6,8</b>	<b>2,6</b>
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
<b>97/98 – 00/01</b>	<b>693</b>	<b>0,13</b>	<b>4,3</b>	<b>3,5</b>	<b>15,7</b>	<b>4,4</b>	<b>4,1</b>	<b>2,4</b>	<b>1,1</b>	<b>6,7</b>	<b>2,7</b>
01/02	560	0,06	2,7	2,1	14,0	2,5	2,6	1,8	0,8	4,4	2,5
02/03	468	0,03	2,8	2,7	2,8	2,0	2,5	1,9	0,7	3,3	4,2
03/04	533	0,05	1,9	1,8	3,4	2,0	2,1				

Tabell 2. Modellberäknad våtdeposition från omkringliggande lokaler. Komplet hydrologiskt årsdeposition. Nederbörd (Nedb) anges i mm/år, övriga parametrar i kg/ha och år. Senaste årets data ej framme vid rapportens framtagande och saknas därför i tabellen.

Lokal	Period	Nedb	H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> -S	SO <sub>4</sub> -S <sub>ex</sub>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mn <sup>2+</sup>
		mm	kg/ha →										
Omberg	02/03	660		2,1			2,1	2,3					
(E 08 A)	01/02	647		2,4			2,4	2,4					
Höka	02/03	784		2,8			2,6	2,7					
(E 22 A)	01/02	863		3,1			3,0	3,0					
Värnvik	02/03	805		2,8			2,8	3,0					
(F 12 A)	01/02	756		2,9			2,9	2,9					
Gynge	02/03	832		2,8			2,7	2,9					
(F 21 A)	01/02	717		2,8			2,8	2,8					
Bordsjö	02/03	862		3,0			2,8	2,9					
(F 22 A)	01/02	715		2,9			2,9	2,7					
Humlered	02/03	881		3,2			3,3	3,3					
(P 93 A)	01/02	1056		3,9			4,0	4,1					
Stora Ek	02/03	625		2,0			2,0	2,3					
(R 09 A)	01/02	701		2,4			2,4	2,5					

## Referenser och ytterligare läsning

Liljergren, A. 2005. Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län – Resultat till och med september 2004. IVL B 1622.

Krondroppsnätet under [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

## 3.2 Nederbörds-kemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö

*IVL Svenska Miljöinstitutet,  
Anna Liljergren & Olle Westling*

### Deposition och halter 1993 till 2004

Våtdepositionen av tungmetaller mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd från Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet i Göteborg på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002. Det innebär att samtliga data från januari 2002 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. 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 Göteborg för syrakonservering och analys. Efter två veckors syralakning av prov och insamlare skickas provet till Analytica i Luleå (tidigare SGAB) 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).

Den största depositionen av tungmetaller noterades för flertalet ämnen i samband med riklig nederbördsmängd i oktober, men även september och maj uppvisade höga värden trots måttlig nederbörd, vilket beror på att halterna av dessa ämnen då var högre än vanligt.



Tabell 1. Deposition av tungmetaller under 2004.

Månad	Nb mm	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	----- g/ha -----							
Januari	10	0.007	0.004	0.025	0.293	0.084	0.120	0.758
Februari	32	0.060	0.005	0.032	0.122	0.062	0.172	0.783
Mars	16	0.024	0.008	0.061	0.177	0.068	0.269	1.411
April	9	0.019	0.010	0.023	0.309	0.056	0.177	2.365
Maj	29	0.083	0.083	0.117	1.502	0.187	1.005	8.043
Juni	79	0.020	0.023	0.056	0.288	0.170	0.397	2.866
Juli	108	0.027	0.015	0.050	0.828	0.185	0.817	4.411
Augusti	103	0.103	0.023	0.057	0.657	0.173	0.532	6.545
September	33	0.083	0.007	0.444	0.281	0.318	0.234	10.150
Oktober	105	0.080	0.051	0.087	0.296	0.214	0.827	5.194
November	68	0.017	0.008	0.030	0.204	0.067	0.360	2.326
December	34	0.017	0.008	0.028	0.243	0.091	0.416	2.325
<b>Summa</b>	<b>626</b>	<b>0.54</b>	<b>0.25</b>	<b>1.0</b>	<b>5.2</b>	<b>1.67</b>	<b>5.3</b>	<b>47</b>

Tabell 2 redovisar resultat från kalenderåret 2004, ställt i relation till hela mätperioden på Visingsö, samt beräknade medelvärden för tre fyraårsperioder. Tabellen visar generellt mindre nedfall av tungmetaller under den senaste perioden jämfört med den första fyraårsperioden, trots betydligt mer nederbörd. Det mest utmärkande året är 1995 då arsenik (As), nickel (Ni) och bly (Pb) visade större deposition 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. Resultaten från 2004 ligger på ungefär samma nivå som medelvärdet för de senaste fyra åren, trots den höga nederbörden 2004.

Tabell 2. Årlig deposition av tungmetaller på Visingsö under perioden 1993 till 2004.

Period	Nb mm	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	----- g/ha -----							
1993 <sup>1)</sup>	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
<b>Medelvärde 1993-1996</b>	<b>405</b>	<b>1,4</b>	<b>0,4</b>	<b>1,6</b>	<b>10,0</b>	<b>2,2</b>	<b>10,2</b>	<b>51</b>
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
<b>Medelvärde 1997-2000</b>	<b>520</b>	<b>0,7</b>	<b>0,3</b>	<b>1,4</b>	<b>9,4</b>	<b>2,1</b>	<b>6,0</b>	<b>51</b>
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
2003	454	0,7	0,3	1,1	6,6	2,2	5,8	38
2004	626	0,5	0,2	1,0	5,2	1,7	5,3	47
<b>Medelvärde 1997-2000</b>	<b>497</b>	<b>0,6</b>	<b>0,2</b>	<b>1,3</b>	<b>5,9</b>	<b>1,8</b>	<b>5,0</b>	<b>43</b>

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 kalenderåret 2004 visar förhållandevis låga värden för järn, mangan och aluminium i nivå med tidigare år, bortsett från 2002/03 som uppvisade högre värden än normalt. På samma sätt som för tungmetallerna härrör det till största delen från månaderna maj, september och oktober.

Tabell 3. Årlig deposition av järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al) på Visingsö under perioden 1993 till 2004.

Period	Nb mm	Fe ----- g/ha -----	Mn	Al
1993 <sup>1)</sup>	320	301	36	266
1994	369	552	37	358
1995	575	1079	44	403
1996	357	605	36	561
<b>Medelvärde 1993-1996</b>	<b>405</b>	<b>634</b>	<b>38</b>	<b>397</b>
1997	638	405	33	296
1998	443	323	26	301
1999	445	265	29	192
2000	555	325	26	225
<b>Medelvärde 1997-2000</b>	<b>520</b>	<b>330</b>	<b>29</b>	<b>254</b>
2001	428	246	48	198
2002	480	433	42	314
2003	454	1176	88	812
2004	626	297	29	212
<b>Medelvärde 2001-2004</b>	<b>497</b>	<b>538</b>	<b>52</b>	<b>384</b>

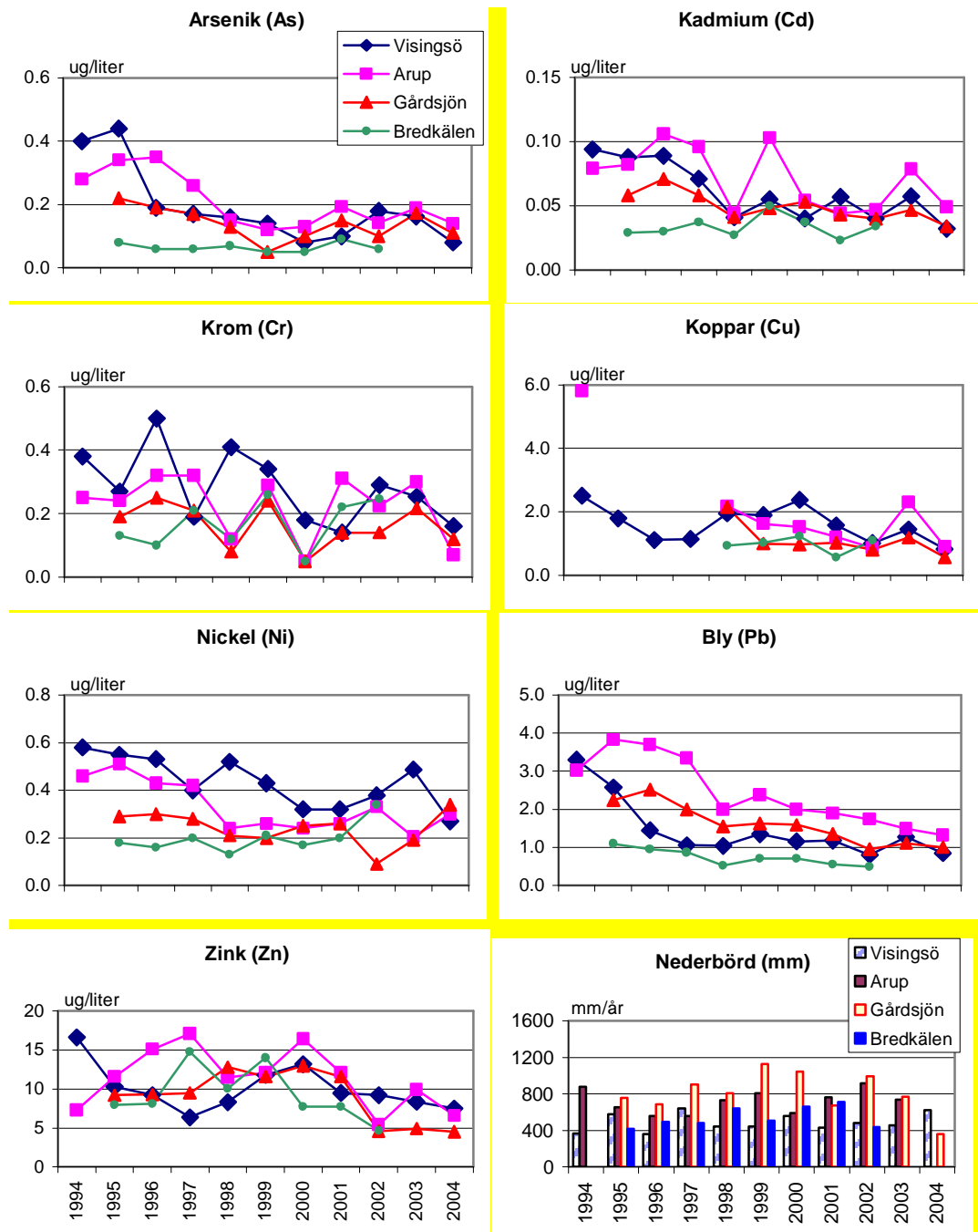
1) Mätningar endast under 10 månader.

### Jämförelse med övriga lokaler – halter i nederbörd

Resultaten från Visingsö kan jämföras med nationella mätningar inom Nederbördskemiska nätet. Figur 1 och tabell 4 jämför resultat från Visingsö med tre andra platser i landet, Arup ligger i Skåne, Gårdsjön i Bohuslän och Bredkälén i Jämtland. Mätningarna i Bredkälén har dock avslutats och saknas som jämförelsematerial för 2004.

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 insamlingsradie 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 och bly, men i viss mån även nickel, krom och kadmium har minskat på lokalerna i södra Sverige sedan mätningarna startade. Samtidigt har den regionala variationen minskat, vilket indikerar att påverkan från lokala/regionala källor har minskat sedan mätningarna startade. Figuren visar också att halterna av arsenik i nederbörden har sjunkit från mellan 0,2-0,4 µg/l, som genomsnitt för de sydligare lokalerna under de första åren, till <0,2 µg/l under senare år. Bredkälén 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. Till skillnad från tidigare år redovisas inte högre nickelhalter i nederbörd från Visingsö än från övriga lokaler under 2003/04. Däremot uppvisar lokalen något högre halter av krom och zink jämfört med de övriga lokalerna under det senaste året.



Figur 1. Volymvägda koncentrationer av tungmetaller i nederbörd från Visingsö jämfört med lokaler inom Nederbördskemiska nätet. Värderna avser koncentrationer för kalenderåren 1994 - 2003. Nederbördsmängder anges som referens.

Tabell 4. Volymvägda medelhalter av tungmetaller under 1993 till 2004 på Visingsö samt lokaler inom det nationella Nederbördskemiska nätet. För att kunna jämföra resultaten från de olika lokalerna, trots avslutade mätningar i Bredkälven, anges medelvärdet från perioden 1995-2002.

Lokal	År	Nb mm	As	Cd	Cr	Cu mg/l	Ni	Pb	Zn
<b>Visingsö</b>	1993 <sup>1)</sup>	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
	<b>Medelvärde 1995-02</b>		<b>490</b>	<b>0,18</b>	<b>0,060</b>	<b>0,29</b>	<b>1,61</b>	<b>0,43</b>	<b>1,33</b>
2003	454	0,16	0,057	0,25	1,44	0,49	1,27	8,4	
2004	626	0,08	0,032	0,16	0,83	0,27	0,85	7,5	
1) Mätningar 10 mån.									
<b>Arup</b>	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
	<b>Medelvärde 1995-02</b>		<b>696</b>	<b>0,21</b>	<b>0,072</b>	<b>0,23</b>	<b>-</b>	<b>0,34</b>	<b>2,61</b>
2003	738	0,19	0,079	0,30	2,31	0,20	1,50	9,9	
2004	saknas	0,14	0,049	0,07	0,90	0,30	1,32	6,6	
<b>Gårdsjön</b>	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
	<b>Medelvärde 1995-02</b>		<b>874</b>	<b>0,14</b>	<b>0,052</b>	<b>0,16</b>	<b>-</b>	<b>0,24</b>	<b>1,73</b>
2003	769	0,17	0,047	0,22	1,18	0,19	1,11	4,94	
2004	361	0,11	0,034	0,12	0,57	0,34	1,01	4,50	
<b>Bredkälven</b>	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
<b>Medelvärde 1995-02</b>		<b>544</b>	<b>0,07</b>	<b>0,033</b>	<b>0,17</b>	<b>-</b>	<b>0,20</b>	<b>0,74</b>	<b>9,4</b>

Tabell 4 visar volymvägda halter på Visingsö och lokaler inom Nederbörds-kemiska nätet under de år mätningar genomförts. Även här syns det tydligt att nederbörd från Bredkålen haft lägre halter av så gott som samtliga tungmetaller jämfört med övriga lokaler, räknat som medelvärden för åtta år (perioden 1995-2002). Detta är logiskt och befäster karaktären på Bredkålen som en "renluftslokal". Räknat på samma sätt har nederbörd från Arup i Skåne generellt innehållit mer arsenik (As), kadmium (Cd), bly (Pb), och zink (Zn) än övriga lokaler. När det gäller krom (Cr) och nickel (Ni) har de högsta halterna, räknat som medelvärde från 1995-2002, däremot noterats på Visingsö, vilket även gäller koppar (Cu) under tre av fem jämförbara år. Även för 2004 redovisas generellt högst halter av flertalet tungmetaller i Arup, medan halterna av krom var drygt dubbelt så höga på Visingsö jämfört med i Arup och något högre än i Gårdsjön. Även halterna av zink var högre på Visingsö jämfört med de andra lokalerna. Nederbördens halter av olika ämnen påverkas till viss del av total mängd nederbörd, men detta bör då påverka alla undersökta ämnen.

Med få undantag uppvisade 2004 de lägsta halterna av tungmetaller i nederbörd på Visingsö sedan mätningarna startade. Den höga nederbörden 2004 gjorde dock att depositionen var på samma nivå som de senaste åren innan. Skillnaderna i halter mellan de olika lokalerna i landet med mätningar av tungmetaller i nederbörd uppvisar det senaste året relativt små variationer för samtliga ämnen. Halterna 2004 är generellt på en nivå som karakteriserat "renluftslokalen" Bredkålen under senare år för flertalet tungmetaller.

### **Referens och ytterligare läsning**

Liljergren, A. & Westling, O. 2005. Nederbörds-kemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö. Rapport till Vätternvårdsförbundet.

## 4. Ekoräkningar och trålningar i Vättern

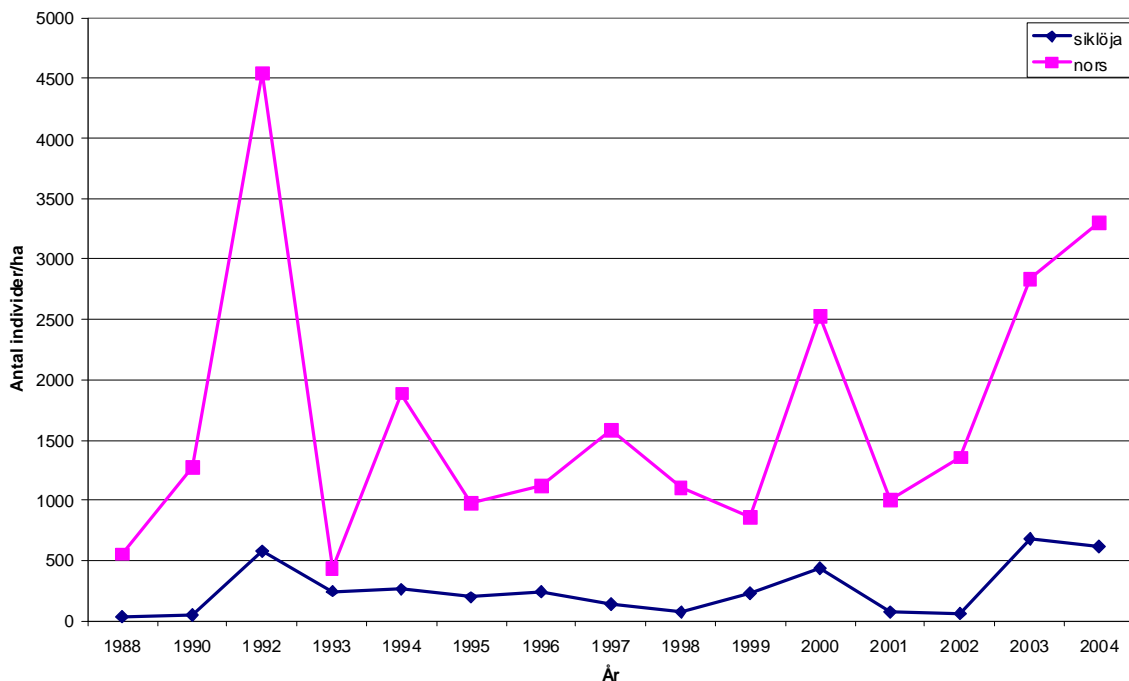
Per Nyberg, Eva Bergstrand och Olof Enderlein

### 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 och pungräkorna. Vitmärlorna lever botten nära och i sedimentet på stora djup, medan pungräkorna företar vandringar högt upp i vattnet nattetid. Båda arterna lever dock av vad som produceras eller producerats pelagiskt.

De pelagiska bytesfiskbestånden övervakas årligen genom ekoräkningar och trålningar i samarbete med Vätternvårdsförbundet och undersökningarna utgör en del av miljöövervakningsprogrammet i sjön. Metodik mm beskrevs relativt utförligt i Vätternvårdsförbundets årsskrift för år 2000. I denna skrift redovisas också resultaten från undersökningarna årligen. Tilläggas kan att undersökningarna utförs genom att ekoräkna med ett "datoriserat" ekolod med hög upplösning längs 14 transektorer 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.

Beräknat antal siklöja och nors per hektar i Vättern



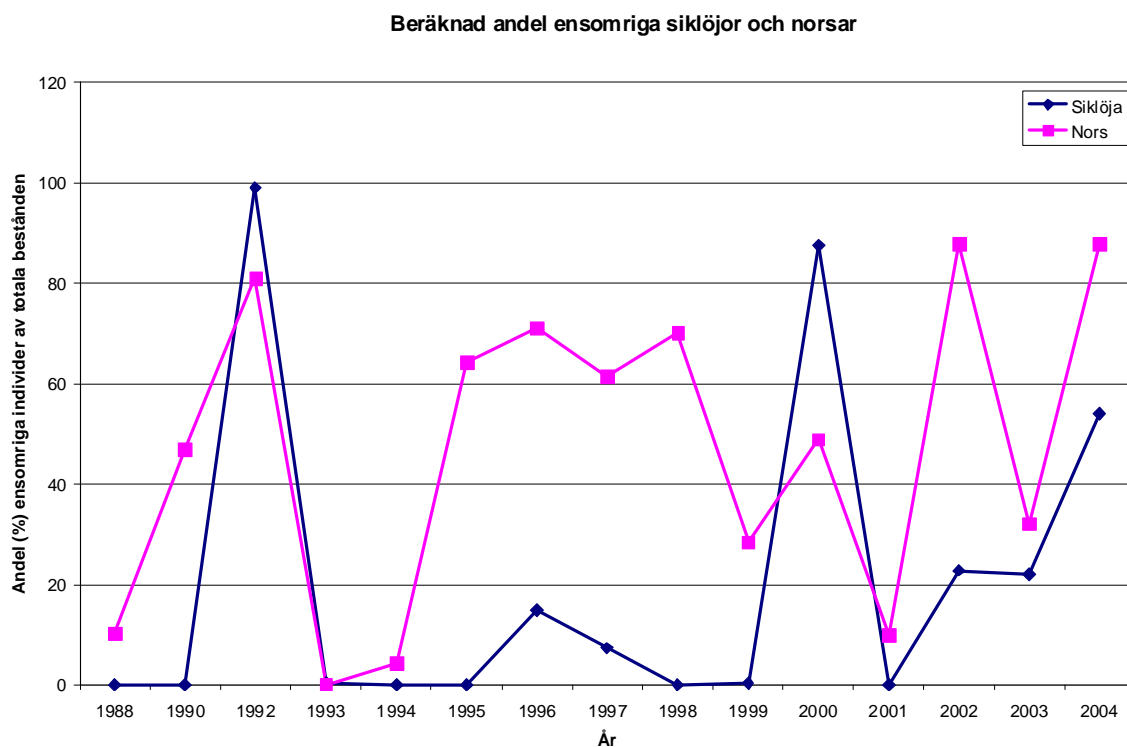
Figur 1. Genomsnittliga tätheter för hela Vättern av nors och siklöja 1988-2004

#### 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 1992-2004). 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 notera-

des 1992, men tätheterna har varit ganska höga vid nästa samtliga tillfällen och tätheter understigande 1000 individer/ha har bara uppmätts åren 1988, 1993, -95 och -99. I medeltal för hela perioden var tätheten 920 individer per hektar (Fig.1).

Norsen är en relativt kortlivad art. Detta beror dels på att den är småvuxen men framför allt på att den är en så eftertraktade bytesfisk att de inte blir så långlivade, förrän de blivit uppätta. Bestandsstorleken är därför beroende av en relativt regelbunden föryngring och tillskott av unga individer. Särskilt starka årsklasser har uppstått åren 1992, 1995-98, 2002 och 2004, då de ensamriga norsarna i genomsnitt för hela sjön utgjorde omkring 80 % av det beräknade totala antalet norsar i sjön (Fig.2).



Figur 2. Beräknad genomsnittlig andel (%) för hela sjön av årsungar av nors och siklöja.

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. År 2001 var årsklassen svagare och endast 10, 19 resp mindre än 1 % utgjordes av ensamriga norsar. År 2003 kom emellertid en starkare årsklass och andelen ensamriga norsar i trålfångsten var 47, 54 resp 13 % 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 lekrområden är belägna i dessa delar 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.

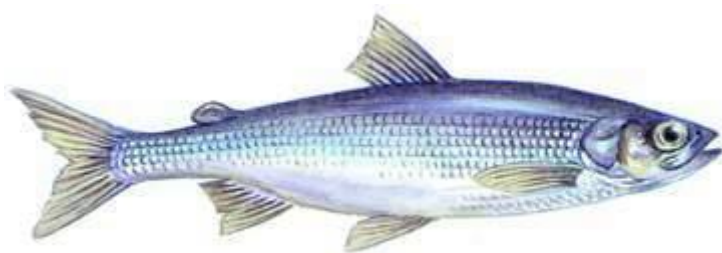
Siklöja är den näst vanligaste bytesfisken i pelagialen. Även siklöjan är småvuxen och fiskas i ringa omfattning för färskkonsumtion på sommaren samt används som agn vid fiske efter röding och lax med revar. I de nordligaste skärgårdsområdena, dvs inte i egentliga Storsjön, förekommer av och till ett litet fiske under hösten för romberedning. Tätheten är emellertid vanligtvis bara omkring eller drygt 1/10 av norsbeståndets. Till följd av den ojämna föryngringen kan tätheten även hos denna art variera mycket mellan olika år och under undersökningsperioden har den varierat mellan drygt 30 (1988) och 680 ind/ha (2003). I medeltal för perioden var tätheten drygt 170 siklöjor/ha. De högsta tätheterna noterades även av denna art 1992 (580 ind/ha), 2003 (680 ind/ha) och 2004 var beståndstätheten av samma storleksordning (610 ind/ha), medan beståndet var svagt och 50-100 ind/ha åren 1990, 1998, 2001 och 2002 (Fig. 1).

Siklöjan får i Vättern starka årsklasser med längre mellanrum än norsen. Under den studerade perioden har riktigt starka årsklasser bara uppstått 1992, 2000 och 2004. Även åren 2002 och 2003 förkom en del ensamriga siklöjor (Fig. 2). Flera av dessa år uppstod även bra årsklasser av nors. 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. Sedan dess har föryngringen alltså var betydligt bättre (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 föryngringen. 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". Det är känt från många studier att en rik årsklass kan hålla tillbaka föryngringen ett stort antal år och att en ny stark årsklass uppstår först när den förra tunnats ut. Detta illustreras ganska väl av beståndsutvecklingen efter 1992 års starka årsklass, då beståndstätheten bara minskade fram till 1998-99 (Fig. 1) och en ny riktigt stark årsklass uppstod först år 2000 (Fig. 2). Det är också känt att det kan vara ganska jämna cykler i föryngringen och att cyklernas längd kan påverkas av uttaget genom fiske. I intensivt utnyttjade finska sjöar kan rika årsklasser uppstå vartannat år, medan det var omkring 10 år mellan de starka årsklasserna i en norsk sjö, där inget fiske bedrevs.

De rika årsklasserna hos både siklöja och nors 2004 och de totalt sett relativt stora bestånden av dessa arter är säkert orsak till att djuplanktonsamhället år 2004 föreföll att vara påverkat av ett ovanligt starkt predationstryck. Större och som fiskföda begärliga djurplanktonarter saknades och i stället dominerade en småvuxen hinnkräfta (*Bosmina longispina*) och cyclopoida hoppkräftor.

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 och djupgående fartyg, och det faktum att arten uppträder så ytligt att den inte syns på ekolodet, medför att provtagningsmetodiken är mindre lämplig 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 eller att även hornsimpan tidvis uppehåller sig uppe i vattnet.



**Siklöja (Bild Tommy Gustavsson).**



**Nors (bild Tommy Gustavsson)**



# 5. Inventering av häckande sjöfåglar på öar i Vättern 2005

*Förf: 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 som beslutsunderlag i olika frågor, för uppföljning av Vätterns status i Natura 2000 sammanhang och för att kunna bemöta och diskutera synpunkter från t.ex. friluftslivsintrussen och yrkesfiskare. 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 länsstyrelserna som har del i sjön. Den första inventeringen gjordes 2002 och har sedan dess fortsatt årligen, vilka redovisats i Vätternvårdsförbundets årsskrifter. Detta år var således den fjärde inventeringsomgången, vilket ger god möjlighet att börja jämföra siffrorna mellan åren. Ett möte med inventerare, projektledare och Thomas Landgren, samordnare för inventeringen i Vänern, hölls på Stockslycke, Omberg i april 2005.

## **Syfte**

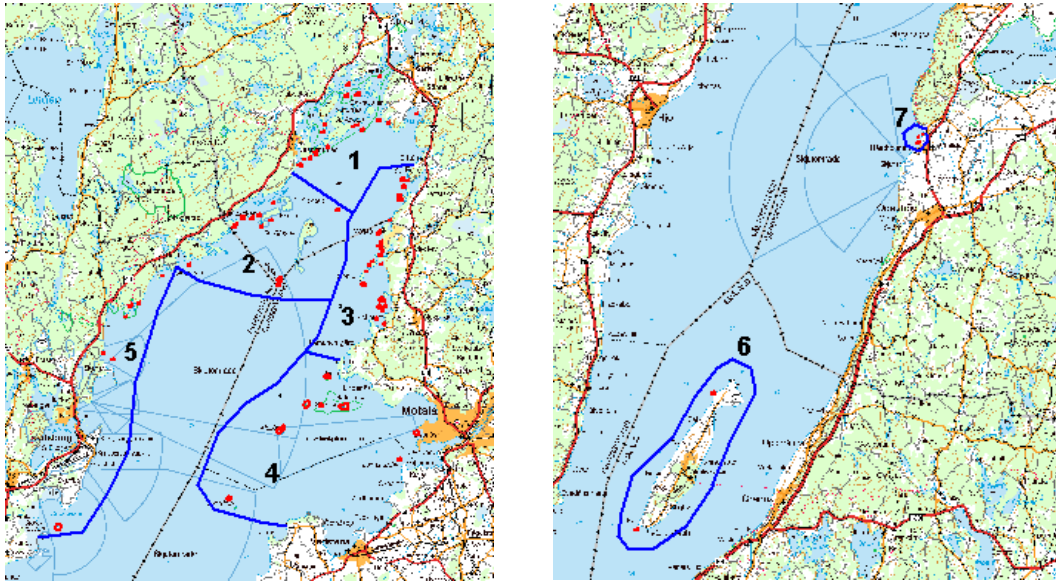
Syftet med inventeringen är dels att tjäna som miljöövervakning av tillståndet och populationsförändringar hos Vätterns sjöfåglar och dels som ett beslutsunderlag i olika frågor, t.ex. naturvårdsplanering och miljökonsekvensbeskrivningar. Vättern ingår i Natura 2000 och med anledning av det behöver bevarandestatusen hos bl.a. fåglar följas upp. Den har i år enligt ett särskilt uppdrag från Naturvårdsverket kompletterats med att kontrollera om eventuell "sjöfågeldöd" förekommit, särskilt med fokus på gråtrut.

## **Metodik**

I huvudsak användes den metodik som tagits fram för Vänern, den s.k. "Kristinehamnsmodellen" (Landgren 2004). Vättern har delats in i sju delområden och en ansvarig inventerare utses för vart och ett av dessa. Det har i stort sett varit samma inventerare i de olika delområdena under samtliga fyra år. 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, men dessa kunde tyvärr inte inventeras 2005.

Inventerarna är nu erfarna och det har varit låg omsättning bland dem under de fyra åren.

Länsstyrelsen Östergötland är datavärd för insamlade uppgifter som läggs in i en accessdatabas. Från denna kan resultat, summeringar, trender m.m. tas fram för olika delområden, kommuner eller län.



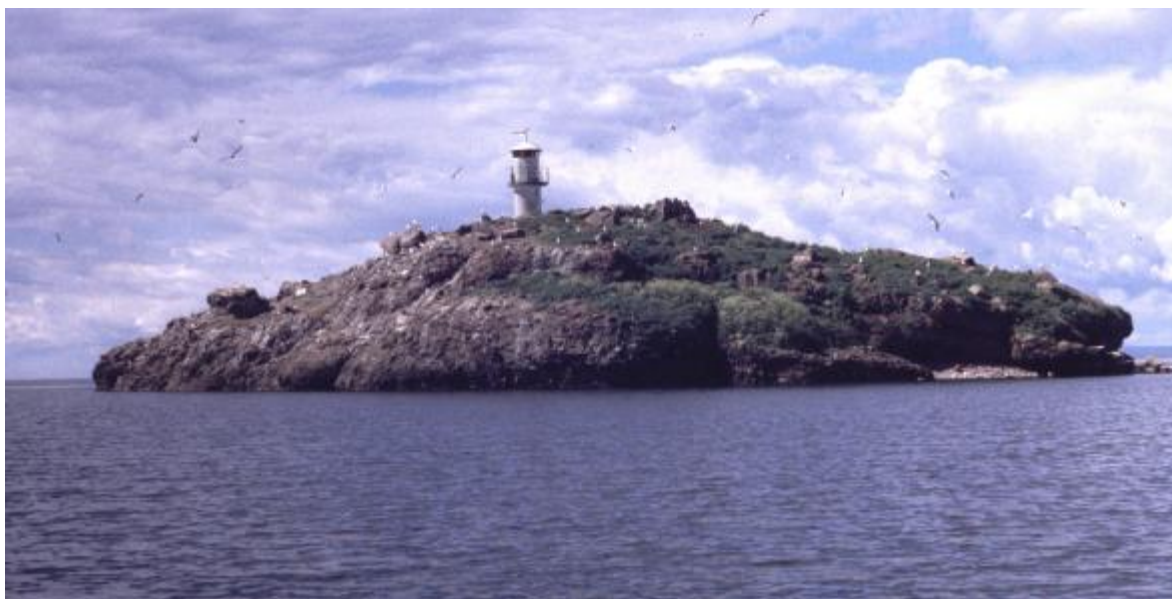
**Figur 1.** De inventerade delområdenas avgränsning och nummer.

Områdes nummer	Delområde	Antal inventerade lokaler	Inventerare	Datum
1	Aspa skärgård	9	Ulf Alvin, Tobias Allvin	19 juni
2	Röknen	9	Ulf Allvin, Tobias Allvin	19 juni
3	Medevi	34	Jan Eklund, Gunnar Myrhede	9-10 juni
4	Motalaviken	9	Jan Eklund, Gunnar Myrhede	9 juni
5	Karlsborg	10	Sten Persson	13 -14 juni
6	Visingsö	0		
7	Hästholmen	5	Lars Gezelius	13 juni

Totalt inventerades 76 lokaler/öar/ögrupper under perioden 9-19 juni 2005 (se tabell ovan). Merparten av lokalerna ligger i den örikare norra delen av sjön. Områdena besöktes med små öppna båtar vid ett tillfälle vid det datum som anges i tabellen. Antalet fåglar registrerades på utvalda öar av typen fågel-skär 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 var revirhävdande, om de ruvade, om det fanns kullar eller dunungar. Inventeringen skedde huvudsakligen genom att fåglarna räknades från båt. Endast i undantagsfall gjordes landstigning på öarna.

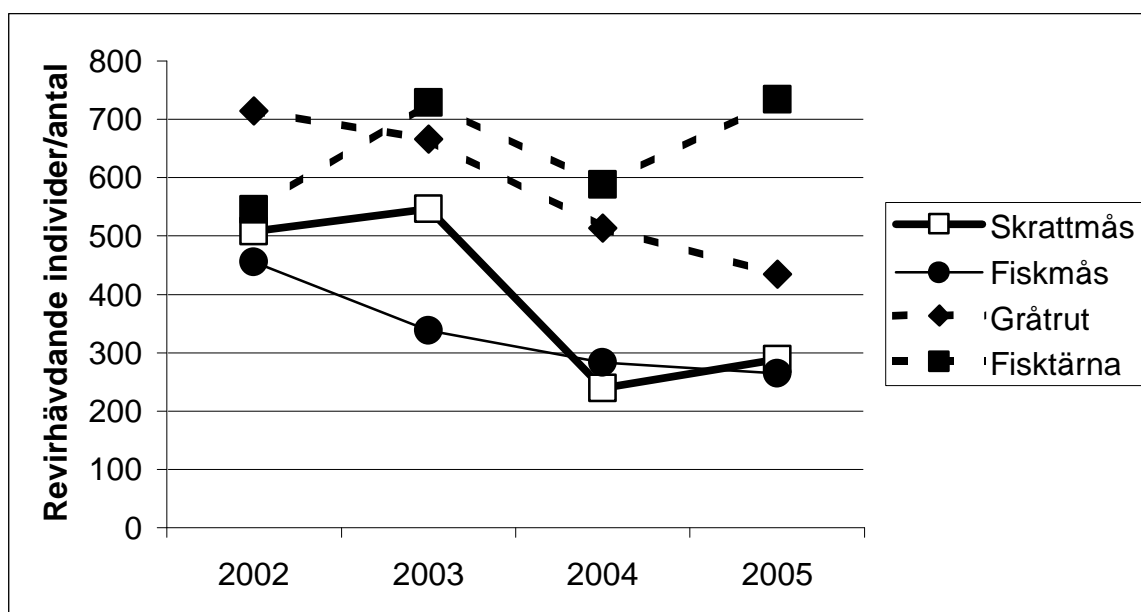
Väderförhållandena var i huvudsak goda med svaga vindar under de dagar besöken gjordes. Undantag var frisk vind på eftermiddagen 10 juni. Delområde 1 och 2 inventerades något senare än normalt men det var då bra väder och häckningssäsongen var något sen i år vilket gör att vi bedömer att kvaliteten på inventeringen inte påverkats negativt.



Ön Jungfrun som ingår i Motalabuktens naturreservat. Här finns Vätterns i särklass största gråtrutskoloni. I år noterades 170 revirhävdande gråtrutar samt 90 fisktärnor och 10 silvertärnor. Gråtruten minskar dock. 2004 var det 200, 2003 var det 340 och 2002 var det 300 gråtrutar på plats. Kolonin har alltså halverats sedan 2003.  
 FOTO: Gunnar Myrhede.

## Resultat

Antal revirhävdande individer och bedömt antal par på de totalt 76 lokaler som besöktes anges i tabellen nedan. Totalt inräknades 1931 individer exklusive skarvarna. Som jämförelse visas även antalen vid inventeringarna 2002 - 2004. Observera att siffrorna för storskarv och häger avser antal funna bon. Totalantalet fågelindivider var något högre än 2004 men lägre än både 2002 och 2003. För de kolonihäckande arterna redovisas antalet revirhävdande fåglar och ingen uppskattning av antalet par har gjorts. Totalt inräknades 1748 revirhävdande måsfåglar på Vätterns fågelskär. I figur 2 åskådliggörs de fyra vanligaste måsarternas populationssiffror 2002-05.



Figur 2. Antalet revirhävdande måsar och tärnor på Vätterns fågelskär 2002-05.

Skrattmåsen uppvisar den mest markanta minskningen även om årets inventering visar en liten ökning från i fjol. Gråtrutens och fiskmåsens nedgång har skett successivt under de fyra åren. Fisktärnan däremot visar en möjligen svagt uppåtgående trend.

Notabelt är att rangordningen i år mellan de fyra vanligaste måsfåglarna i Vättern är totalt omvänd mot den i Vänern. Se nedanstående rankinglistor, 1 = talrikast.

#### Vättern

Fisktärna  
Gråtrut  
Skrattmås  
Fiskmås

#### Vänern

1. Fiskmås  
2. Skrattmås  
3. Gråtrut  
4. Fisktärna

Arter som har en minskande trend är t.ex. vigg och småskrake. Storskarven verkar ha nått en topp och de senaste åren har de skett en liten minskning. Vadarna strandskata och drillsnäppa verkar ligga tämligen stabilt även om strandskatan hade ett riktigt toppår 2003. Vad gäller arter som ökat 2005 kan nämnas vitkindad gås, storskrake och silvertärna.

Art	Antal	Bedömt	Antal	Bedömt	Antal	Bedömt	Antal	Bedömt
	individer	antal par	individer	antal par	individer	antal par	individer	antal par
	2005	2005	2004	2004	2003	2003	2002	2002
Storlom	7	4	13	8	19	12	10	5
Skäggdopping	2	1	0	0	0		1	1
Storskarv		960		1085		1123		1025
Häger	13	13	16	16	16	10	0	0
Knölsvan	1	1	5	3	4	2	5	3
Grågås	0	0	0	0	1	1	0	0
Kanadagås	2	1	14	7	20	10	0	0
Vitk. gås	21	11	12	8	9	5	20	11
Gräsand	7	6	4	3	29	17	13	11
Vigg	0	0	6	6	17	10	14	13
Knipa	0	0	5	4	3	2	10	10
Småskrake	70	57	93	69	139	83	142	97
Storskrake	16	12	3	2	4	2	2	2
Strandskata	25	14	24	14	44	23	16	9
Drillsnäppa	13	8	5	4	10	8	4	4
Roskarl	0		0		0		0	
Skrattmås	289		239		547		508	
Fiskmås	264		283		338		450	
Silltrut	0		0		0		0	
Gråtrut	436		514		666		713	
Havstrut	9		4		8		8	
Fisktärna	734		588		729		546	
Silvertärna	16		1		3		11	
Fiskgjuse	5	3	7	4	10	5	10	6
Lärfalk	1	1	1	1	0		5	3
<b>Totalt</b>	<b>1931</b>		<b>1837</b>		<b>2616</b>		<b>2488</b>	

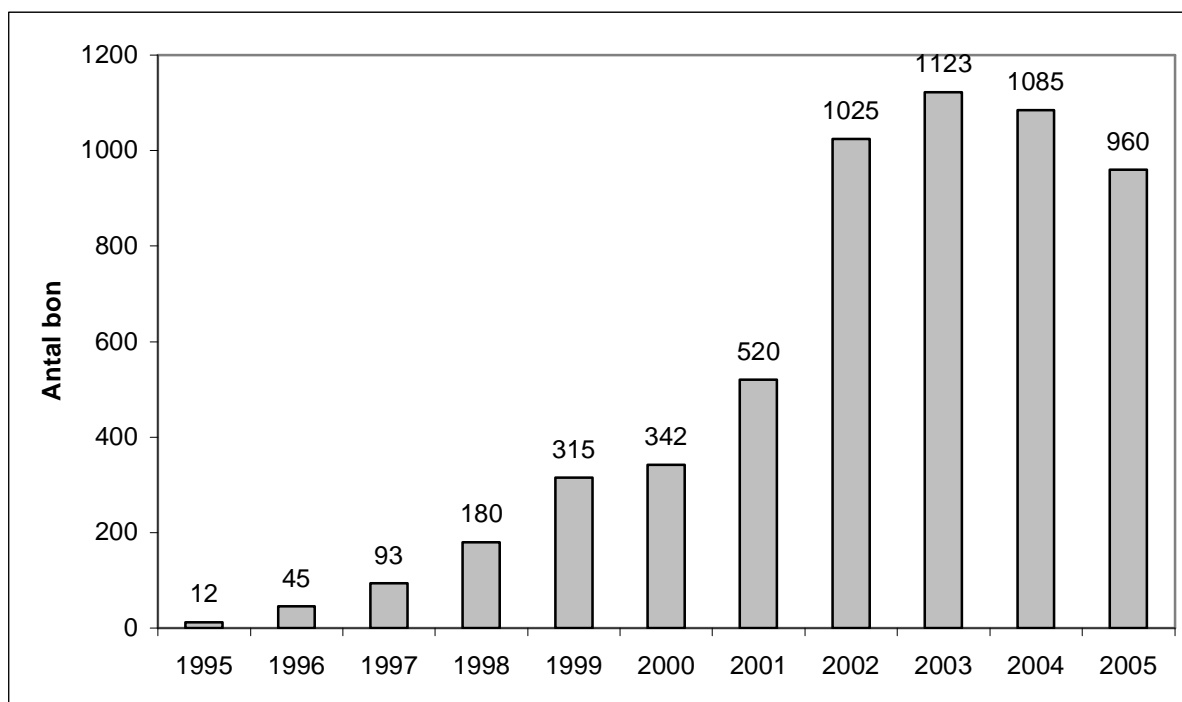
## Storskarv

Totalt konstaterades 960 bon på tre öar eller ögrupper – Erkerna, Kalv och Sidön. Kolonin på Skärv var sålunda borta i år. Merparten av paren häckar på ögruppen Erkerna i Motalabuktens öars naturreservat (i område 4). På dessa fyra öar häckar 450 par (635 par 2004, 750 par 2003 och 730 par 2002). Samtliga bon är där belägna i träd. På Kalv, strax söder om St. Röknen, fanns 120 bon i lågvuxna lindar (174 bon 2004, 160 bon 2003 och 278 bon 2002).

Intill Kalv ligger den lilla ön Skärv. Där konstaterades inga bon 2005 mot 13 bon 2004, inga 2003 och åtta 2002. På Sidön, strax söder om Karlsborg räknades 389. Där har kolonin hela tiden vuxit från 9 bon 2002 och 213 bon 2003, 263 bon 2004.

För öarna Erkerna, Risan och Jungfrun samt Skärv och Kalv finns en längre tidsserie över antalet häckande par. Vi kan således få en bild över skarvens populationsutveckling i Vättern sedan 1995 (figur 2). Ökningen har varit kraftig, särskilt mellan 2001 och 2002 (95 %). I stort sett samtliga bon verkar ha varit bebodda vid räkningarna. Kolonin på Sidön har ökat kraftigt mellan 2002 och 2004 medan kolonin vid Erkerna minskat något. Det kan vara så att fåglar från Erkerna har flyttat över till Sidön. Bon på Erkerna och Kalv kan också ha blåst ner under stormen Gudrun och därmed gjort att flera par inte kommit igång med häckningen.

I Vätern fortsatte antalet skarvar att öka även 2005. Drygt 2900 häckande par noterades på 19 lokaler, en ökning med 28 % sedan föregående år och det högsta antalet sedan inventeringen startade 1993 (Landgren & Christensen 2005). Skarven har alltså de två senaste åren haft olika utveckling i de två sjöarna.



**Figur 3.** Antal funna bon av storskarv i Vättern. Kolonierna finns på öarna Erkerna i Motalabuktens öar, på ön Kalv söder om St. Röknen samt från och med 2002 på Sidön vid Karlsborg. Data före 2002 från Länsstyrelsen Östergötland, opubl.



*Södra ön i ögruppen Erkerna i Motalabuktens naturreservat. Här finns Vätterns största skarvkoloni.*

*Antalet par har dock minskat från 750 par 2003 till 450 par 2005.*

*FOTO: Gunnar Myrhede.*

## Gråtrut

Detta år registrerades 436 revirhävdande gråtrutar mot i 514 ex. 2004, 666 ex. 2003 och 713 ex. 2002. Arten noterades på 16 lokaler. Det är klart färre än 2004-2002 då arten funnits på 22-23 lokaler. Gråtruten är normalt sett trogen sina öar vad gäller kolonierna. Enstaka par eller smärre grupper kan variera lokal mellan olika år. De största kolonierna fanns liksom i fjol på Jungfrun i område 4 med 170 individer. Här har antalet par halverats sedan 2003 då 340 ex. noterades. På Sidön i område 5 finns en stor koloni med 100 fåglar och här har dock antalet inte minskat de senaste tre åren. 2002 var det dock 175 fåglar här. Ytterligare tre lokaler hade 25 individer eller mer.

I Vänern fortsatte inte den minskning som skett 2003 och 2004. Årets antal var en mindre ökning från 6600 i fjol till 6838 i år (Landgren & Christensen 2005). Sett över de senaste fyra åren minskar arten i båda sjöarna.

## Havstrut

Havstruten är inte särskilt vanlig i Vättern. 9 revirhävdande ex noterades på tre lokaler; Junfrun, Erkerna och Kalv. Beståndet är litet och ingen särskild trend går att utläsa.

Här råder stora skillnader i antal mellan Vänern och Vättern. I Vänern fanns 709 ex 2005 och även här verkar beståndet stabilt (Landgren & Christensen 2005).

## Skrattmå

I år konstaterades 289 239 revirhävdande skratmåsar. Det är en liten ökning från 2004 men betydligt färre än antalen 2002-03, då det var över 500 ex. Arten fanns på 16 lokaler mot 12-14 lokaler 2002-2004. Den största kolonin fanns liksom i fjol på Hönsholmen med 60 ex. (90 ex. 2004). På Fjuk fanns i år tre ex. Här fanns Vätterns största koloni 2002-03 med 230-260 ex. 2004 var skratmåsarerna helt borta här. Förhoppningsvis är kolonin på väg tillbaka. Under sensommaren 2005 brann delar av ön.

Holmen vid Boön koloniserades åter efter två års frånvaro. Nya lokaler sedan inventeringen startade var Orrskäret och Granvik.

I Vänern ökade skratmåsen påtagligt. 7435 ex. noterades och det är det högsta antalet sedan 1994 (Landgren & Christensen 2005).





*Nordspetsen på Fjuk i Motalabuktens naturreservat. Här fanns 2002-03 Vätterns största skrattmåskoloni med över 100 par. Här fanns också ca 50 par fisktärna. Dessa arter försvann till säsongen 2004. 2005 fanns endast tre skrattmåsar men inga fisktärnor på plats. Fiskmåsar har däremot fortsatt att häcka på ön med 10-20 par.*

*FOTO: Gunnar Myrhede.*

## **Fiskmåsar**

264 revirhävande fiskmåsar registrerades 2005, vilket innebär att arten fortsätter att minska något. Största antalet noterades 2002 med 450 ex. Antalet lokaler har dock ökat något från 34 i fjol till 39 i år. Det är en minskning med 41 % sedan 2002. Den största kolonin fanns i år på ett litet skär utanför Hästholmen med 35 ex. I övrigt var de största kolonierna Sjöholmen 30 ex, Mellön 20 ex, Fjuk 20 ex och Granviksskären 20 ex. Höjen som i fjol hyste den största kolonin med 40 ex. hyste i år bara tre ex. Även Forsholmen i delområde 3 har minskat kontinuerligt sedan 2002 då 50 ex fanns där till årets antal på 10 ex.

För fiskmåsbeståndet i Vänern finns en signifikant positiv trend under perioden 1994-2005 (Landgren & Christensen 2005). 2005 noterades nästan 14000 revirhävande fiskmåsar, vilket är en rejäl ökning från de närmast föregående åren och den högsta siffran som noterats i Vänern. Fiskmåsen har alltså helt olika trender i de två sjöarna.

## **Fisktärna**

Fisktärnan är den enda vitfågel i Vättern som uppvisar en positiv trend även om den är svag (figur 2). Årets antal slutade på 734 ex och arten noterades på 25 lokaler. Tidigare år har arten funnits på 26 lokaler 2004, 30 lokaler 2003 och 31 lokaler 2002. De största kolonierna fanns på Tärnskäret (130), Sidön 100, Jungfrun (90) och Orrskäret (78) som var en ny koloni och Ottraholmen (70). Kolonin på Jungfrun var ny 2004 med 20 ex och där omfattar nu kolonin 90 ex. Ytterligare sex lokaler hade mer än 25 individer. Kolonin på Fjuk som hyste 100 fåglar både 2002 och 2003 var borta 2004 och 2005.

Ca 4 500 revirhävande fisktärnor inräknades i Vänern 2005, vilket är en nedgång från toppnoteringen av arten 2004 med 5500 ex (Landgren & Christensen 2005). I Vänern finns en del stora kolonier om ca 300 individer. Medelstorleken är på ca 20 par. Flera kolonier flyttar om mellan skären från ett år till

ett annat. När arten ökar blir det fler kolonier snarare än större kolonier. I Vättern verkar omflyttningarna vara mycket små mellan åren.

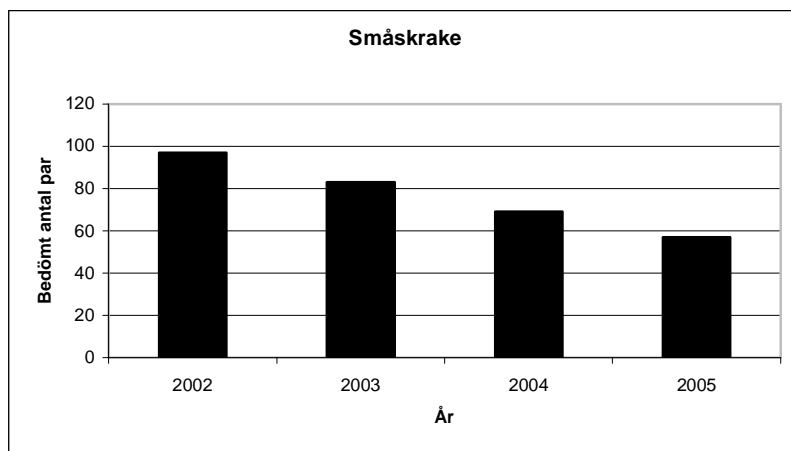
## Silvertärna

Arten ökade till 16 ex fördelade på Jungfrun 10 och Tärnskäret 6. Tidigare år har antalet legat mellan 1 och 11 exemplar.

I Vänern noterades också en ökning mellan 2004 (436 ex) och 2005 (520 ex) (Landgren & Christensen 2005).

## Småskrake

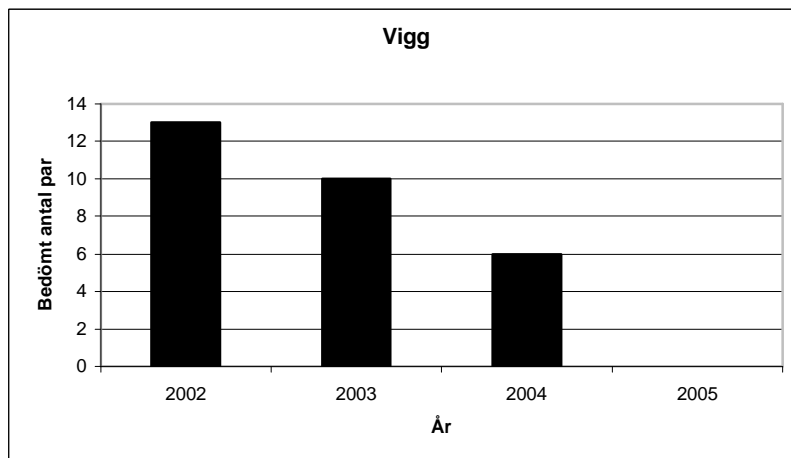
Arten uppvisar en klart minskande trend i Vättern (se figur 4), vilket är oroväckande med tanke på att småskraken utgör en av sjöns verkliga karaktärsarter. I Vänern är det däremot snarast fråga om en ökande trend (473 individer 2005). (Landgren & Christensen 2005).



Figur 4. Bedömt antal par av småskrake inom de inventerade lokalerna Vättern 2002-05.

## Vigg

Även viggan har minskat kraftigt i Vättern och i år noterades ingen revirhävande fågel (figur 5). I Vänern är det även för denna art snarast fråga om en ökande trend (40 individer 2005). (Landgren & Christensen 2005).

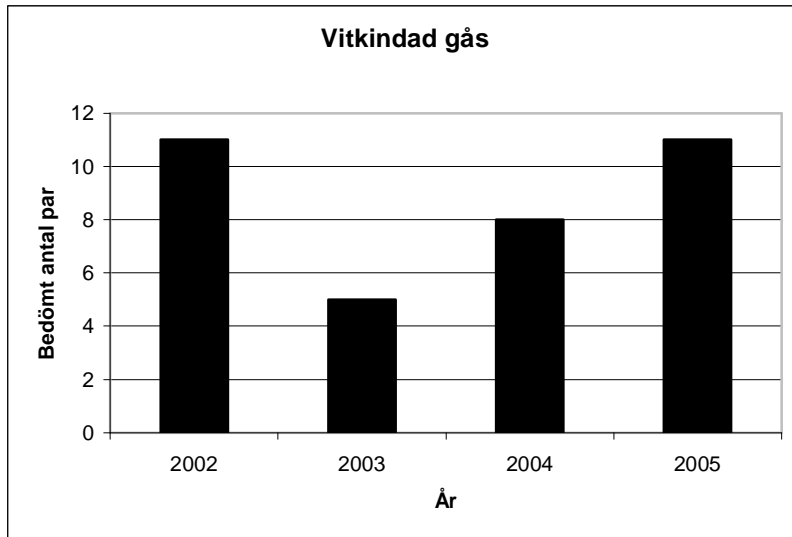


Figur 5. Bedömt antal par av vigg inom de inventerade lokalerna Vättern 2002-05.



## Vitkindad gås

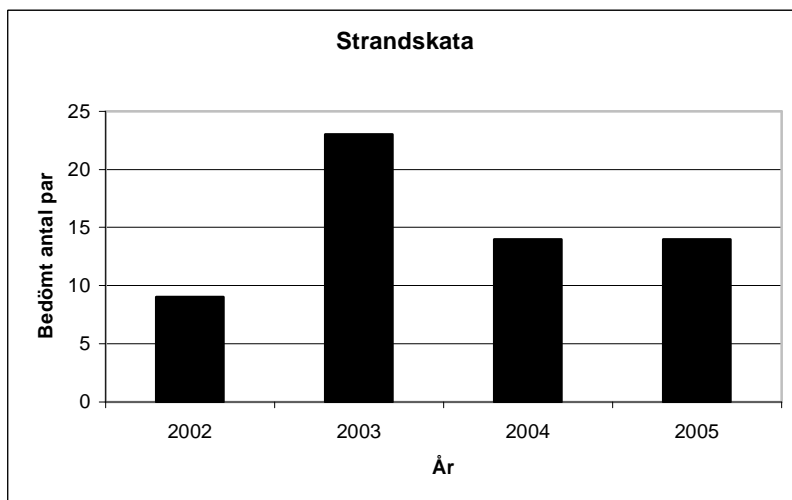
Den vitkindade gåsen minskade mellan 2002 och 2003 men har nu åter ökat och ligger på 11 par såsom under 2002 (figur 6). I Vänern skedde en liknande minskning i början av 2000-talet men populationen är nu även där ökande. 16 individer konstaterades i Vänern 2005 (Landgren & Christensen 2005).



Figur 6. Bedömt antal par av vitkindad gås inom de inventerade lokalerna Vättern 2002-05.

## Strandskata

Strandskatan verkar fluktuera en del och det är svårt att utläsa någon särskild trend ännu (figur 7). I Vänern har antalet revir legat relativt stabilt mellan 50-70 revir (Landgren & Christensen 2005).



Figur 7. Bedömt antal par av strandskata inom de inventerade lokalerna Vättern 2002-05.

## Fåtaliga arter

Storlom noterades med fyra par vilket är en låg siffra i sammanhanget. Ny art för inventeringen var snatterand med ett par vid Åholmen (Motalabuktens öars naturreservat). Storskraken ökade markant till 16 par. Drillsnäppan förekom med åtta par (stabil)

En ny hägerkoloni konstaterades 2003 på Brunnsolmen (område 1) och där fanns i år 16 bon. Ingen roskarl eller silltrut noterades.

## ”Sjöfågeldöden”

I årets inventeringsuppdrag ingick att notera eventuell onormal sjöfågeldöd med särskild uppmärksamhet på gråtrut. Inventerarna gjorde dock inte inga iakttagelser under inventeringen 2005 som tyder på någon onormal sjöfågeldöd.

## Diskussion och framtid

Det var alltså fjärde året som Vätterns fågelskär inventerades och en del trender kan nu skönjas. Flera arter minskar oroväckande tydligt, t.ex. gråtrut, småskrake och vigg.

Häckande fågelbestånd följs i Sverige av Svensk Häckfågeltaxering (2005). Projektet drivs av Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, som en del i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram. Enligt svensk häckfågeltaxeringen i de så kallade standardrutterna har t.ex. gråtrut, skrattnås och småskrake minskande trender sedan mitten av 1990-talet. Storskrake, fiskmås, silvertärna och fisktärna är däremot ökande.

I Vätern häckar lite udda arter som silltrut, skrântärna, roskarl (dock ej 2005), ibland labb och i år även dvärgmås. Ingen av dessa arter har konstateras i Vättern under de fyra åren.

Av de inventerade arterna finns ingen upptagen på den nationella rödlistan. Vättern som är ett Natura 2000-område behöver också dokumenteras vad gäller bevarandestatusen hos flera fågelarter. I EU:s fågeldirektiv, bilaga 1, finns storlom, vitkindad gås, fiskgjuse, fisktärna och silvertärna. För dessa ska god bevarandestatus upprätthållas i Vättern och det ska fastställas mål för dem i bevarandeplanen för Vättern.

Vätternvårdsförbundets och de deltagande länsstyrelsernas ambition är att inventeringen skulle fortgå i tre år och sedan utvärderas. Ett möte hölls i början av 2005 för att utvärdera resultat och planera kommande inventeringar. De i vissa fall oroväckande minskningarna som konstaterats ger anledning till att fortsätta inventeringen. Den omfattande sjöfågeldöden på ostkusten och i Mälaren är också ett starkt argument för att sjöfågelfaunan bör följas just nu.

Efter säsongen 2006 planeras en större gemensam rapport. De fyra stora sjöarna är på gång med ett gemensamt miljöövervakningsprogram där fågel ska ingå i alla. En analys bör göras av vilka arter som kan vara de bästa indikatorarterna för Vätterns miljö tillstånd.

## Referenser/Litteratur

- Elf, A. 1990. Häckfågeltaxering på öarna i Motalabukten. Vingspegeln 1990:150-156.
- Landgren, E. & Landgren, T. 2000. Övervakning av fågelfaunan på Väterns fågelskär. Metodutvärdering och förslag till framtida inventeringar. Väterns vattenvårdsförbund. Rapport nr. 13. 2000.
- Landgren, E. & Landgren, T. 2004a. Fågelskär i Vätern 2001-2003. Väterns vattenvårdsförbund. Rapport nr. 30. 2004.
- Landgren, T. & Christensen, A. 2005. Resultat från inventeringen av fågelskär i Vätern 2005. Stencil.
- Landgren, T. 2004. Metodbeskrivning för inventering av kolonihäckande sjöfåglar i Vätern. Väterns vattenvårdsförbund. Rapport nr 28. 2004.
- Svenska Häckfågeltaxeringen 2005. Resultat på hemsidan.  
<http://www.biol.lu.se/zooekologi/birdmonitoring/res-hackfagel.htm>

## 6. Öringreproduktion i vissa Vätternbäckar

Arne Johlander, Fiskeriverket

### INLEDNING

Bland de större och mindre vattendrag som rinner till Vättern har flertalet en viktig ekologisk funktion genom att de innehåller lekområden för olika av sjöns fiskarter. Särskilt öringen i Vättern är känd att under hösten vandra upp för att leka i vissa bäckar och åar. Öringens ungar nyttjar sedan strömvattensmiljön i vattendragen som uppväxtområde ett par år innan de vandrar ut till sjön. 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 2004 och 2005, på motsvarande sätt som tidigare år, utfört elfiskeundersökningar i sex av de till Vättern tillrinnande vattendragen. Undersökningarna, som i första hand inriktas på kontroll av öringreproduktionen, ingår som en del i den regionala miljöövervakningen av Vättern. Öringen, tillsammans med andra förekommande fiskarter, fungerar i detta sammanhang som indikator på bäckarnas miljötillstånd. Avläsningen av öringproduktionen i vissa vattendrag är också av betydelse för att kunna göra en bedömning av öringbeståndens status och utveckling.

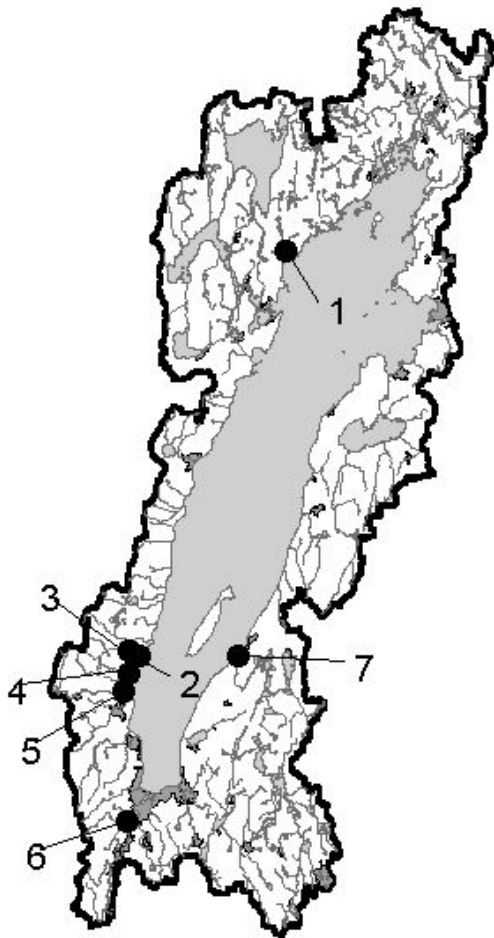
### UNDERSÖKTA VATTENDRAG

Föreliggande elfiskeundersökningar utfördes under augusti 2004 och 2005. De omfattade kontroller på lokaler i sex utvalda vattendrag (tabell 1). Fem av dessa vattendrag är belägna i Jönköpings län, medan Granviksån tillhör Västra Götalands län. Vattendragens läge kring Vättern framgår av bifogad översiktskarta (figur 1).

*Tabell 1. Vattendrag och provlokaler som ingår i 2004 och 2005 års elfiskeundersökning.*

<u>Vattendrag</u>	<u>Provlokal</u> 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

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 strömsträckor som utgör lämpliga biotoper för uppväxande öring. 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 2004 och 2005 har skett genom elfiske på motsvarande sätt som tidigare år på vissa bestämda provytor. Vid elfisket har använts ett motordrivet elfiskeaggregat av modell LugAB. Den spänning som nyttjats, ca 300-500 V, har varit anpassad till vattenkvalitet, temperaturförhållanden mm i respektive vattendrag.

Elfiskena i de aktuella vattendragen utfördes under augusti månad. Öringungarna uppehåller sig då på uppväxtområdena och årsungarna har nått sådan storlek (ca 3,5-8,0 cm) att de kan fiskas på ett kvantitativt sätt.

Elfiskena har genomförts med sk successiv utfiskning, med tre upprepade fiskeomgångar. Detta möjliggör bl a skattning av öringförekomsten med viss säkerhet. Avfiskningen har i respektive bäck skett på ett bestämt avsnitt. Provyornas storlek uppgår till ca 105-260 m<sup>2</sup>. Platserna för elfiskena i respektive vattendrag har ursprungligen valts med utgångspunkt från att de skall representera en lämplig uppväxtbiotop för öringungar.

Ingående i undersökningsprogrammet för Vättern har elfiske i de sex vattendragen nu utförts årligen sedan 1996. I ett par av vattendragen har elfiske utförts återkommande under en 20-årsperiod. För att kunna belysa utvecklingen har stor vikt lagts vid att på varje lokal utföra elfiskena på sådant sätt 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 vid 2004 och 2005 års undersökningar i flertalet av bäckarna var vattenföringen kring den normala för årstiden. Fiskena gick därigenom i stort sett att praktiskt genomföra på ett bra och jämförbart sätt. Tidigare under båda somrarna

var dock vattenföringen påfallande hög i flera av de aktuella vattendragen, vilket i viss mån kan ha påverkat öringungarnas val av uppehållsplatser. I Gagnån och Hornån låg vattenföringen kvar på en relativt hög nivå under en stor del av augusti månad 2005.

Vid undersökningarna har förhållandena på provlokalerna, fångst mm, antecknats i särskilda elfiskeprotokoll. All fångad fisk har noterats med avseende på art, antal och storlek (längd). Öringungarna har indelats i åldersgrupper med utgångspunkt från längdfördelning. (Angivna åldersgrupper : 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 återutsatts inom provytan.

Elfiske, på det sätt som nu har utförts, innebär att merparten av populationen av öring samt övriga fiskarter fångas upp på den aktuella provsträckan. 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 utgångspunkt från Zippin's metod. Separat beräkning har gjorts för öring 0+ respektive öring  $\geq 1+$ . Besättningstäthet av öring på den avfiskade provytan har beräknats genom att dividera det beräknade antalet öringar inom provytan med provytans areal. Motsvarande beräkning har gjorts för att kunna ange tätheten i form av öringbiomassa.

## RESULTATREDOVISNING

Vid 2004 och 2005 års elfiskeundersökningar utfördes, som beskrivits ovan, kontroll i sex av Vätterns tillflöden; Granvikså, Gagnån, Hornån, Knipån, Tabergså samt Röttleån. I enlighet med undersökningsprogrammet har fiske skett på en angiven lokal och provsträcka i respektive vattendrag. Komplettering av undersökningen har skett i Gagnån där vissa år två lokaler har elfiskats. I nedanstående tabeller redovisas en sammanställning av resultaten från aktuella provfisken (tabell 2 a-b).

*Tabell 2a. Sammanställning av resultat från 2004 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden.*

Vattendrag	Datum	Provyta m <sup>2</sup>	Öring		Öring		Öring Beräknad biomassa, kg/100m <sup>2</sup>	Fångst Övriga arter
			Fångst		Beräknad täthet,			
			St		st /100m <sup>2</sup>			
	0+	$\geq 1+$	0+	$\geq 1+$				
Granvikså	2004-08-12	105	92	4	95	4	0,42	La, Sgkr (Flnej)
Gagnån (nedre)	2004-08-17	150	78	54	54	38	0,56	Flnej, Nej, Sgkr
Gagnån (övre)	2004-08-17	200	11	61	6	31	0,49	Sgkr
Hornån	2004-08-19	105	99	47	107	52	0,94	Flnej
Knipån	2004-08-19	150	100	50	72	35	0,60	-
Tabergså	2004-08-10	260	26	8	10	4	0,09	Bs, La, Sgkr
Röttleån	2004-08-10	160	284	47	70	32	0,92	La, Sgkr

Tabell 2b. Sammanställning av resultat från 2005 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden.

Vattendrag	Datum	Provyta m <sup>2</sup>	Öring Fångst		Öring Beräknad täthet, st /100m <sup>2</sup>		Öring Beräknad biomassa, kg/100m <sup>2</sup>	Fångst Övriga arter		
			St		0+	≥ 1+			0+	≥ 1+
			0+	≥ 1+	0+	≥ 1+				
Granviksån	2005-08-08	105	61	7	66	7	0,41	Abb, La, Bs, Sgkr		
Gagnån (nedre)	2005-08-11	150	69	32	54	24	0,51	-		
Gagnån (övre)	2005-08-11	200	12	50	7	25	0,49	Ambr		
Hornån	2005-08-12	105	78	58	71	57	1,26	-		
Knipån	2005-08-11	150	90	50	65	35	0,60	Sgkr		
Tabergsån	2005-08-12	260	23	22	9	9	0,27	Bs, Sgkr		
Röttleån	2005-08-11	160	143	67	110	43	1,01	Elr, Sgkr		

Tabellförklaring :

Öring 0+ = årsungar öring  
 ” ≥1+ = tvåsomriga eller äldre öringungar

Abb = Abborre  
 Ambr = Amerikansk bäckröding  
 Bs = Bergsimpa  
 Elr = Elritsa  
 La = Lake  
 Flnej = Flodnejonöga  
 Nej = Nejonöga (ej bestämd)  
 Sgkr = Signalkräfta

I följande redovisas 2004 och 2005 års elfiskeresultat i respektive vattendrag. Vissa kommentarer till resultaten lämnas också och speciellt fokuseras förekomsten av öringungar. En kort jämförelse görs även med tidigare års resultat för att belysa beståndsutvecklingen. Inledningsvis ges en kort beskrivning av miljöförhållandena i och kring vattendraget.

## Granviksån

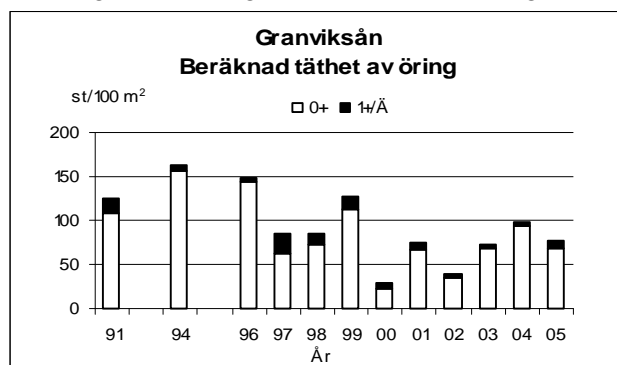
Granviksån mynnar till norra delen av Vättern, ca 12 km norr om Karlsborg. Bäckens avvattnar bl a Bergsjön och Kvarnsjön. Avrinningsområdet är till stor del skogsbevuxet och marken känslig för försurning. För att minska försurningspåverkan påbörjades kalkning i flera sjöar sjöarna inom tillrinningsområdet 1985-86.

Utöver öring förekommer ofta flera andra fiskarter i bäcken, exempelvis abborre och mört. Harr kunde enligt uppgift observeras i nedre delen av bäcken under lektid våren 2005. Öringens och andra fiskarters uppdriftsmöjligheter i Granviksån är begränsade av vissa dammanläggningar. Vid det nedre större dämnet finns en fiskväg anlagd.

### Elfiske 2004 och 2005 - resultat och kommentarer

Elfiskelokalen är belägen i den nedre delen av vattendraget, nedströms den nämnda dammen och fiskvägen. Fångsten på lokalen år 2004 och 2005 bestod i huvudsak av öringungar. Dessutom noterades abborre, bergsimpa och lake inom provytan. Öringbeståndets täthet inom den avfiskade provytan uppgick 2004 till ca 100 och 2005 till ca 75 öringar/100 m<sup>2</sup>. Årsungar dominerar antalsmässigt och utgjorde båda åren drygt 90 % av fångsten. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa uppgick både 2004 och 2005 till ca 0,4 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 3.), vilket är i nivå med vad som uppmätts de

senaste åren. Beräknad besättningstäthet av öring år 2004 och 2005 på lokalen, tillsammans med data från tidigare år, framgår av nedanstående diagram (fig. 2.).



Figur 2. Elfiske i Granviksån, lokal Vårdshuset, perioden 1991- 2005.

Fångsterna vid elfiskena åren 2004 och 2005 i Granviksån pekar på en fortsatt relativt god rekrytering av öring. Tätheten av årsungar, ca 95 respektive 70 st/100m<sup>2</sup>, är i nivå med genomsnittet för undersökningsperioden 1991 - 2003. Resultatet visar att öringens reproduktion fortfarande är god. I likhet med tidigare års resultat visar 2004 och 2005 års elfiske dock på låga tätheter av fjolårsungar. (Täthet äldre ungar uppgick till ca 4 respektive 7 öringar/100m<sup>2</sup>). Det bör då påpekas att provsträckan i första hand lämpar sig för mindre öringungar medan större öringungar troligen till viss del förflyttar sig till andra och djupare partier utmed bäcken. Möjligen vandrar även en del av öringungarna ut från bäcken redan första året. Häger förekommer enligt uppgift frekvent utmed de nedre delarna av bäcken under sommaren och predationen från denna art kan troligen i viss mån påverka förekomsten av öringungar.

Sammantaget indikerar resultaten från 2004 och 2005 års fiske relativt goda förhållanden för öringungar i bäcken. De tidvis låga vattenflöden, som uppkommer i stort sett årligen, torde vara en produktionsbegränsande faktor för öringbeståndet. Fångsten av övriga fiskarter år 2004 och 2005, abborre, lake och bergsimpa, pekar inte på någon väsentlig förändring jämfört med tidigare år. Förekomsten av enstaka signalkräfter tyder på att kräftor vandrat upp från Vättern och att arten nu troligen börjat etablera sig i vattendraget.

## Gagnån

Gagnån avvattnar ett område inom de centrala delarna av Hökensås. Avrinningsområdet är sjöfattigt och innehåller endast några mindre sjöar och gölar. Ett betydande grundvattensutflöde påverkar miljöförhållandena i Gagnån och medför bl a att vattentemperaturen här ofta är lägre under sommaren än i de övriga undersökta vattendragen.

Gagnån avvattnar ett försurningspåverkat område och kalkning av våtmarker längs vattendraget påbörjades 1985. Gagnån anses ha ett mycket högt naturvärde och från väg 195 upp till källflödena 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 ett bestånd av amerikansk bäckröding. Övriga arter som noterats vid elfiske i vattendraget är abborre, gädda, bergsimpa, flod- och bäcknejonöga. Även signalkräfta har påträffats.

### Elfiske 2004 och 2005 - resultat och kommentarer

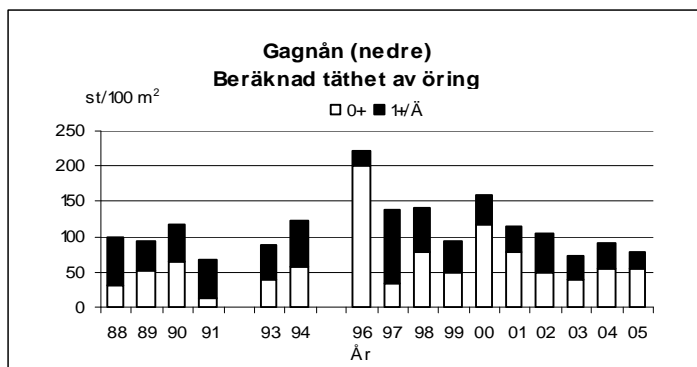
Elfisket i Gagnån år 2004 och 2005 skedde som tidigare år på två provlokaler. Den ena är belägen i den nedre delen av ån, den andra strax uppströms Fagerhult. I den nedre delen av ån domineras öringbeståndet av Vätteröring. I området ovan Fagerhult är beståndet av öring strömlevande och stationärt. Resultaten på respektive lokal i Gagnån redovisas nedan.

### Gagnån, vid Bjälkatorpet

Elfisket 2004 och 2005 i nedre Gagnån (Bjälkatorpet), gjordes som tidigare år på en provsträcka som är belägen inom ett uppväxtområde för ungar till Vätteröring. Lekplatser för öring finns på och intill fiskesträckan.

Utifrån fångsten på provsträckan beräknades besättningstätheten av öring 2004 uppgå till totalt ca 90 öringar/100m<sup>2</sup>. Vid fisket 2005 uppgick tätheten till ca 80 öringar/100m<sup>2</sup>. Andelen årsungar (0+) uppgick de båda åren till ca 60-70 %. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick både 2004 och 2005 till ca 0,5 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 3.). En andel av öringungarna på sträckan bedömdes som tresomriga (2+) och ofta synes öringen här vandra ut mot Vättern som smolt först efter tre år i vattendraget.

Återkommande elfisken har gjorts i nedre Gagnån sedan 1984. Beräknad besättningstäthet av öring på den aktuella provytan i nedre Gagnån under åren 1988 - 2005 framgår av nedanstående diagram (figur 3).



Figur 3. Elfiske i nedre Gagnån, vid Bjälkatorpet, perioden 1988-2005

Förekomsten av öringungar i nedre Gagnån är riklig och elfiskena år 2004 och 2005 visar på relativt goda förhållanden för öringungar på provsträckan. Tätheten av ungar var dock nu tydligt lägre än vad som uppmätts de tidigare år, både avseende årsungar och äldre öringungar. Även öringbiomassan var tydligt lägre än genomsnittet sedan 1996.

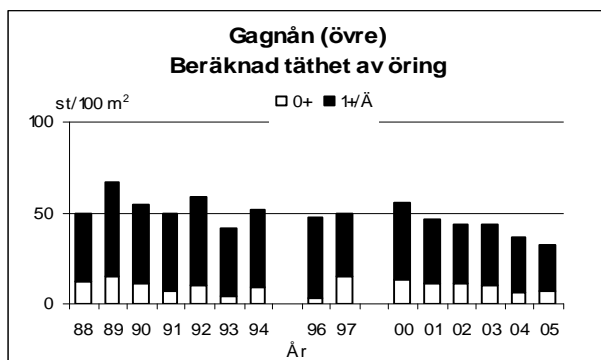
Övriga fiskarter på provytan har under åren varit mer sparsamt förekommande, med undantag för nejonöga som ibland påträffats tämligen rikligt. Någon successiv förändring av fiskfaunans sammansättning har inte märkts under period som lokalen kontrollerats. Både vid 2003 och 2004 års elfiske kunde enstaka signalkräftor noteras på provsträckan och möjligen sker nu en etablering av kräftor i nedre delarna av ån. Det bör dock påpekas att vid elfisket 2005 noterades inte någon kräfta på den avfiskade sträckan, vilket kan tolkas som att kräftbeståndet ännu inte är mer rikligt.

### Gagnån, ovan Fagerhult

Elfiskena i Gagnån ovan Fagerhult, skedde på en provsträcka som hyser strömlevande öring. Beståndet här innehåller flera olika årsklasser och de större individerna på provsträckan är troligen ofta 5-6 år gamla. Utifrån fångstresultatet på provsträckan beräknades besättningstätheten 2005 och 2004 uppgå till ca 32-36 öringar/100m<sup>2</sup>. Tätheten av årsungar (0+) uppgick båda åren till ca 5 öringar/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,5 kg/100m<sup>2</sup>.

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 1988 - 2005 framgår av nedanstående diagram (figur. 4).





Figur 4. Elfiske i övre Gagnån vid Fagerhult perioden 1988-2005

Sedan undersökningar påbörjades i Gagnån 1984 har resultaten från provfiskena på lokalen ovan Fagerhult i stort visat på en stabil förekomst av öring. Sammantaget har, sedan undersökningarna startade 1984, tätheten av öring har i medeltal uppgått till ca 50 öringar/100m<sup>2</sup>. Fångsten vid elfisket 2004 och 2005 tyder dock på en fortsatt minskande täthet av öring på lokalen. Minskningen sedan 2000 syns nu så tydligt att det bedöms som troligt att det är fråga om någon form av förändring av förhållanden i bäcken. De senaste årens höga sommarflöden torde ha påverkat öring och övrig fauna i bäcken.

## Hornån

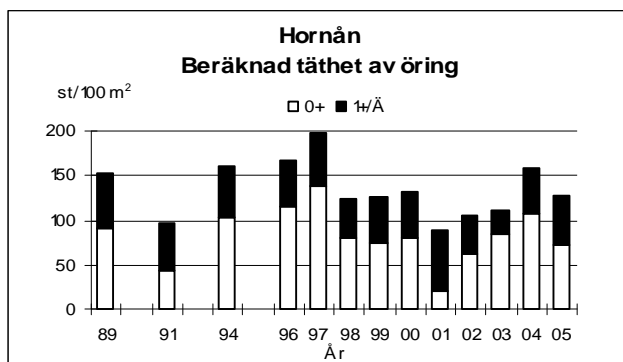
Den mellersta och södra delen av Hökensås avvattnas via Hornån, som mynnar i Vättern ca 5 km norr om Habo. I åns avrinningsområde ingår bl a Hornsjön. För att motverka försurningspåverkan i vattendraget påbörjades kalkning redan 1984.

Vätteröring och harr utnyttjar för sin reproduktion de strömsträckor som finns i Hornåns nedre delar. 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. Andra fiskarter som noterats vid elfiskena i vattendraget är lake, mört, bergsimpa samt flodnejöga.

### Elfiske 2004 och 2005 - resultat och kommentarer

Elfisket år 2004 och 2005 i Hornån gjordes som tidigare år på en lokal i den del av bäcken som är tillgänglig för uppvandrande Vätteröring. Fångstresultaten på den avfiskade sträckan visar båda åren på en hög besättningstäthet av öringungar, totalt kring 140 öringar/100m<sup>2</sup>. Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick 2004 till ca 105 öringar/100m<sup>2</sup> och 2005 till ca 70 öringar/100m<sup>2</sup>. Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick 2004 till ca 0,9 kg/100m<sup>2</sup> och 2005 till drygt 1,2 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 3).

Elfiske har gjorts i Hornån i omgångar sedan 1984. Beståndstätheten på den aktuella lokalen har varierat mellan ca 100 - 200 öringar/100m<sup>2</sup> under den period som undersökningarna har pågått. Uppmätt täthet av öring sensommaren 2004 respektive 2005 var väl i nivå med vad som uppmätts de senaste åren. Öringbiomassan var 2005 var mycket nära med vad som i genomsnitt noterats för lokalen. Resultaten 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 (figur 5).



Figur 5. Resultat från elfisken i nedre Hornån, perioden 1989-2005.

Utöver öring fångades här 2004 flodnejonöga. Provlokalens strömmande och forsande karaktär medför att andra fiskarter mer sällan uppehåller sig här.

## Knipån

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 Vätternöringen reproducerar sig, inte tycks vara påverkade.

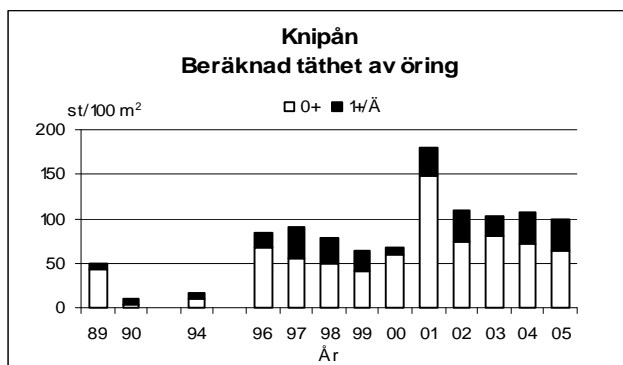
Åns nedre delar utgör reproduktionsområde för sjölevande öring och harr från Vättern. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns ett sparsamt bestånd av stationär, strömlevande öring. Övriga fiskarter som dokumenterats vid elfiske i vattendraget är gädda, lake, elritsa, abborre, bergsimpa samt flodnejonöga. Även signalkräfta förekommer i Knipån.

### Elfiske 2004 och 2005 - resultat och kommentarer

Vid elfiskena 2004-2005, på provsträckan vid Lilla Simontorp, fångades båda åren kring 140 öringungar. Beräknad besättningstäthet var totalt ca 100 öringar/100m<sup>2</sup>. Andelen årsungar (0+) uppgick till ca 65 %. Tätheten av öring, uttryckt som biomassa, var både 2004 och 2005 ca 0,5 kg/100m<sup>2</sup> på lokalen (tabell 3). Utöver öring fångades inga andra fiskarter. Signalkräfta noterades vid undersökningarna 2005.

Elfiske har skett i Knipån ett flertal år sedan 1986. Undersökningarna på lokalen vid Lilla Simontorp 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 (figur 6). En förbättring av förhållandena i ån, efter det att regleringen för vattenkraftsändamål upphört, bedöms också ha bidragit till en ökad öringförekomst.

Resultaten från 2004 och 2005 års undersökning tyder på fortsatt goda förhållanden för öringungar i Knipån. Tätheten av öring på provlokalen är nu i nivå med vad som uppmäts i flera andra produktiva öringvattendrag till Vättern.



Figur 6. Resultat från elfiske i nedre Knipån (lokal: Lilla Simontorp), perioden 1989-2005.

Förutom öring förekommer vissa år även andra fiskarter på provsträckan. Vid lägre vattenflöden har här tidigare även påträffats sparsamt med bergsimpa, flodnejonöga samt gädda. Dessa arter synes dock inte uppehålla sig på provsträckan i samma utsträckning vid högre vattenflöden. Vattenflödet i Knipån sommaren 2005 var under flera perioder relativt högt.

## Tabergsån

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. Föroreningar från kringliggande industrier och bebyggelse, liksom byggnationen av dammar, medförde dock att öringbeståndet minskade allvarligt. Under senare år har vattenkvaliteten förbättrats påtagligt och öringreproduktionen har då också ökat.

Genom de passagemöjligheter som anordnats vid flera dammar i Tabergsån med biflöden har tillgängliga uppväxtområden för Vätternöringen utmed ån ökat väsentligt.



Nyréns damm före och...

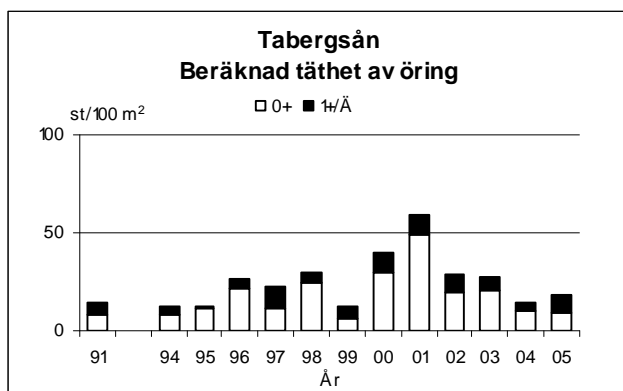


efter åtgärd.

Figur 2. I Tabergsån har flera vandingsvägar åtgärdats. Här exempel från Kallebäcken i Tabergsån.

### Elfiske 2004 och 2005 - resultat och kommentarer

Den avfiskade provytan, som ligger strax nedströms dammen och det tidigare vandringshindret vid Hovslätts hembygdspark, utgör en till synes god öringbiotop. Vid elfisket år 2005 fångades 45 st öringar på lokalen, samt ett flertal exemplar av bergsimpa, lake och signalkräfta. Tätheten av öring uppgick vid fisket 2004 till ca 14 öringar/100 m<sup>2</sup> och 2005 till ca 18 öringar/100 m<sup>2</sup>. Andelen årsungar (0+) var 2005 nära 50%. Den beräknade biomassan av öring uppgick 2004 till ca 0,1 kg/100 m<sup>2</sup> och 2005 till ca 0,3 kg/100 m<sup>2</sup> (tabell 3). I nedanstående diagram redovisas resultaten från de elfisken som gjorts under perioden 1991- 2005 (figur 7).



Figur 7. Resultat från elfiske i Tabergsån vid Hembygdsparken, perioden 1991-2005

Vid elfisken 2000 och 2001 konstaterades relativt god förekomst samt ökande tätheter av öringungar på lokalen. Resultaten från elfiskena 2002 - 2005 visar dock åter på något lägre tätheter. De förhållandevis låga tätheter av öring som noterats de två senaste åren kan tyda på störningar i vattenmiljön. Även här torde dock höga vattenflöden haft betydelse för öringungarna. En fortsatt kontroll av beståndsutvecklingen i ån synes angelägen.

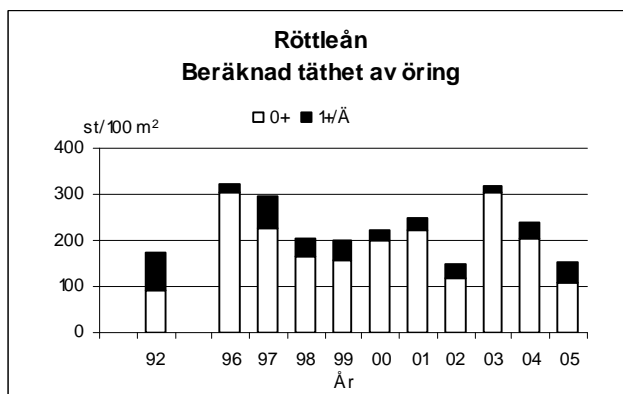
## Röttleån

Röttleån var ursprungligen ett av Vätterns större tillflöden, med ett avrinningsområde som innefattande bl a sjöarna Ören och Bunn. Då Gränna kraftverk anlades förändrades förhållandena i Röttleån. Efter omprövning av vattendomen 1998 släpps nu, under perioden maj till oktober, visst minimiflöde till ån från Bunn. Avrinningsområdet innehåller marker med god buffringsförmåga och förurningen bedöms inte påverka de nedre delarna av Röttleån.

Den för Vätteröringen tillgängliga sträckan i nedersta delen av Röttleån uppgår endast till ca 350 m. Här leker även bl a harr och flodnejonöga. Längre uppströms i ån finns bl a stationär, strömlevande öring inom vissa avsnitt.

### Elfiske 2004 och 2005 - 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 2004 och 2005 dominerades som tidigare år av öring. Övrig fångst var signalkräfta, samt enstaka exemplar av elritsa och lake. Sammantaget uppgick den beräknade tätheten av öringungar på sträckan 2004 till ca 240 öringar/100 m<sup>2</sup> och 2005 till drygt 150 öringar/100 m<sup>2</sup>. Årsungar dominerar antalsmässigt och 2004 uppgick andelen årsungar på provsträckan till ca 85%. Den beräknade biomassan av öring uppgick 2004 till ca 0,9 kg/100 m<sup>2</sup> och 2005 till 1,0 kg/100 m<sup>2</sup> (tabell 3). Resultaten från 2004 och 2005 års elfiske jämförs i nedanstående figur med resultaten från tidigare års undersökningar (figur 8).



Figur 8. Elfiske i Röttleån vid Turbinfundamenten, perioden 1992-2005

Elfiskena har sedan 1996 visat att öring förekommer i mycket höga tätheter vilket tyder på en god reproduktion. Resultatet från fiskena år 2004 och 2005 visar något lägre tätheter av öring totalt, samtidigt som andelen äldre ungar har ökat markant. Troligen vandrar en del av öringungarna i bäcken ut mot Vättern redan under första levnadsåret.

## SAMLAD BEDÖMNING FÖR DE AKTUELLA VATTENDRAGEN

Resultaten från kontrollen av fiskbestånden och den naturliga öringproduktionen i de sex vattendragen, ger en viss bild av bäckarnas miljöstatus. Likaså ger kontrollen en bild av den naturliga rekryteringen hos de ur fiskesynpunkt värdefulla öringbestånden. Eventuella förändringar i miljöförhållandena i bäckarna kan upptäckas genom att följa fiskbeståndens storlek och sammansättning. Elfiskeundersökningarna bedöms därigenom ge viktig information och kunskap till pågående vattenvårdsarbete.

En sammanfattning av den öringförekomst som uppmäts på de aktuella lokalerna 2004 och 2005 har redovisats ovan (tabell 2.a-b). Nedan redovisas en sammanfattning av öringförekomsten i de sex vattendragen, uttryckt som biomassa, åren 2004 och 2005. I samma tabell redovisas som jämförelse öringbiomassa på samma lokaler, beräknad som medelvärde avseende åren 1996-2003. (Tabell 3.) Sammantaget visar elfiskeresultaten på relativt stabila bestånd av öring. Vissa förändringar under 2004 och 2005, med minskande öringförekomst, kan dock nu ses i materialet, bland annat i Gagnån.

**Tabell 3.** Beräknad biomassa av öring på undersökta provvytor ( $\text{kg}/100\text{m}^2$ ). Resultat från åren 2005 och 2004, samt medelvärden för perioden 1996-2003.

Vattendrag	Biomassa $\text{kg}/100\text{m}^2$ 2005	Biomassa $\text{kg}/100\text{m}^2$ 2004	Medel $\text{kg}/100\text{m}^2$ 1996 – 2003
Granviksån	0,41	0,42	0,54
Gagnån (nedre)	0,51	0,56	1,00
Hornån	1,26	0,94	1,27
Knipån	0,60	0,60	0,56
Tabergsån	0,27	0,09	0,32
Röttleån	0,92	1,01	1,34
Medel ( $\text{kg}/100\text{m}^2$ )	0,66	0,60	0,84

Utifrån elfiskeundersökningarna år 2004 och 2005, 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 grundas på 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 till följd av kraftig negativ påverkan på vattenmiljön, eller uttorkning.

*Tabell 4. Bedömning av produktion och rekrytering av öring på undersökta lokaler 2003. (Klass I - III.)*

Vattendrag:	Bedömd produktion och rekrytering			Kommentarer
	I	II	III	
Granviksån		x		Lågt antal äldre öringungar, men tämligen god rekrytering.
Gagnån (nedre)		x ?		Tydligt minskat antal öringungar. Fortfarande god rekrytering.
Hornån	x			Minskat antal äldre ungar av öring. Fortf god rekrytering.
Knipån	x			Ökat antal öringungar, god rekrytering av öring.
Tabergsån		x		Minskat antal öringungar, men ändå relativt god rekrytering
Röttleån	x			God rekrytering av öring. Mycket höga tätheter av öringungar.

Genom att elfiskena skett på samma lokaler och på jämförbart sätt år från år, fås en god bild av eventuella förändringar. En fortsatt kontroll av fiskförekomsten och öringproduktionen är planerad i de aktuella Vättertillflödena för att ge en bild av ekologisk status samt belysa öringbeståndens utveckling.

## **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).*

*Vätternvårdsförbundets årsskrift 2003. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 79. Öringreproduktion i vissa Vätterbäckar 2002 (sid 69-77).*

*Vätternvårdsförbundets årsskrift 2004. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 84. Öringreproduktion i vissa Vätterbäckar 2003 (sid 70-81).*

## 7. 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>	Kommittent 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
26	-85	<i>Årsredogörelse för 1984. Tema Fiske</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
27	-86	<i>Årsredogörelse för 1984. Tema Vattenförsörjning</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
28	-	-	-
29	-87	<i>Årsredogörelse 1987; Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-88	<i>Konferens B. Konferens i anslutning till Kommittén för Vätterns vattenvårds 30-års jubileum</i>	Kommittén för Vätterns vattenvård
-	-90	<i>Vättern 90, Vattenvårdsplan</i>	Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet

- -91 *Glacialrelikter i Vättern* Magnus Fuhrst, SöLab
- 30 -91 *Årsskrift 1991* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 31 -92 *Årsskrift 1992* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 32 -93 *Metaller i Vättern* Lennart Lindeström, Miljöforskrgrp
- 33 -93 *Årsskrift 1993* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 34 -94 *Vättern: En unik sjö med en unik Fauna* Limnodata HB
- 35 -94 *Årsskrift 1994* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 36 -95 *Miljöövervakning Vättern, Förslag till program och undersökningstyper* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 37 -96 *Förstudie konsekvensklassificering för Vättern* Ola Broberg/Gunnar Lagerkvist
- 38 -96 *Program för samordnad regional miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden* Bernhard Jaldemark, Lst Jönköping
- 39 -96 *Metaller i Vättern, Tillförsel och källfördelning 93-95* Lennart Lindeström, Miljöforskrgrp
- 40 -96 *Vattenkvaliteten i Vättern och dess tillflöden 1971-94* A. Wilander&E. Willén, SLU
- 41 -96 *Persondatorbaserad spridningsmodell för Vättern* Cecilia Ambjörn SMHI
- 42 -96 *Användarhandledning till Spridningsmodell Vättern* Cecilia Ambjörn SMHI
- 43 -96 *Årsskrift 1996* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 44 -97 *Påväxtalger i Vättern* Roland Bengtsson, IVL
- 45 -97 *Miljögifter i röding och abborre i Vättern 1996* Anders Bignert, Nathist. Riksmus.
- 46 -97 *Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde* Hans Kvarnäs, SLU
- 47 -97 *Årsskrift 1997* Ola Broberg, Vätternvårdsförbundet
- 48 -97 *Naturvärden i Vätterbäckar (system Aqua)* Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping
- 49 -97 *Konsekvensklassificering för Vättern* Gunnar Lagerquist, Lst Jönköping
- 50 -98 *Vättern - inte bara vatten* Emma Wirén, Lst Östgötl.
- 51 -98 *Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern* Bertil Widbom, Stockholms Univ.
- 52 -98 *Åtgärdsplan Vättern Öst* Bernhard Jaldemark, Lst Jönköping
- 53 -98 *Årsskrift 1998* Måns Lindell, Vätternvårdsförb.
- 54 -99 *Embryonal utveckling hos vitmärta i fyra svenska sjöar Vätern, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön* B. Sundelin *et al.* ITM, Stockholms Universitet
- 55 -99 *Åtgärder för att minska kväveläckage till Disevidån* E. Årnfeldt, Lst Östergörland
- 56 -99 *Bly – förekomst och fördelning i naturen, en litteratursammanställning* M. Bäckström, MTM-centrum Örebro Universitet
- 57 -99 *Årsskrift 1999* Måns Lindell, Vätternvårdsförb
- 58 -00 *Konsekvensklassificering för Vättern, område sydväst* Envall/Lagerqvist, Vägverket konsult
- 59 -00 *Årsskrift 2000* M. Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 60 -00 *Konsekvensklassificering för Vättern, region Väst* M. Envall, Vägverket konsult
- 61 -01 *Program för samordnad miljöövervakning i Vättern och dess tillflöden 2001-2006* M. Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 62 -01 *Fiske och fiskar i Vättern* M. Lindell & A. Halldén, (red), Vätternvårdsförbundet
- 63 -01 *Seatrack Vättern, användarhandledning* O.Ljungmann, SMHI
- 64 -01 *Årsskrift 2001* Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet



- 65 -01 *Vägtrafikens påverkan på Vättern* Hein, Blanck & Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 66 -02 *Industripåverkan på fisk i Vättern – sammanställning av tre undersökningar* L. Lindeström, ÅF-MFG
- 67 -02 *Effekter på vitmärlans reproduktion i Vättern* B. Sundelin et al, ITM
- 68 -02 *Kärrafjärden Åmmeberg – Läckage av tungmetaller från deponi* D. Ekholm. VBB VIAK
- 69 -02 *Årsskrift 2002* Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 70 -02 *Teoretiskt bedömning av emissioner från utombordsmotorer i Vättern* E. Time & M Zachrisson, Högskolan i Jönköping
- 71 -02 *Påväxtalger i Vättern hösten 2001* R. Bengtsson, IVL
- 72 -03 *Vitmärlans reproduktion i Väneren och Vättern 2002* B Sundelin et al. ITM
- 73 -03 *Miljögifter i fisk 2001/02* T Öberg Konsult AB / P Darnerud, SLV
- 74 -03 *Miljögifter i blod hos högkonsumenter av Vätternfisk* I Helmfriid & U Flodin, Linköp Univ. / B v Bavel, Örebro Univ. / M Lindell Vätternvårdsförbundet
- 75 -03 *Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Väneren* I Rhenberg et al, Umeå Univ.
- 76 -03 *Öring i Vätterbäckar* Mikael Ljung, Göteborgs Univ.
- 77 -03 *Vägtrafikrelaterade föroreningars spridning till Vättern och dess tillflöden* Marie Lundgren, Högskolan i Jönköping
- 78 -03 *Konsekvensklassificering för Vättern, region Mälardalen* M. Envall, Vägverket konsult
- 79 -04 *Årsskrift 03* M. Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 80 -04 *Gruvvattenrening med hjälpav aningsrik sand* Katarina Andersson, Högskolan i Kalmar
- 81 -04 *Näringsvävsmodellering i Vättern,*  
    I. *Näringsvävsmodellering i Vättern*  
    II. *En näringsvävsanalys för att undersöka storrödingens tillbakagång i Vättern.* I. Dahl, S. & Rosenqvist C. Uppsala Universitet  
    II. Setzer, M. Högskolan i Skövde
- 82 -04 *Rödingens lekplatser och överlevnad vid återutsättning av fisk.* Eklöv. A. ; Essvik B
- 83 -04 *Påväxtalger i Vättern 2002* Bengtsson R. IVL Svenska Miljöinst.AB
- 84 -04 *Årssrift 2004* Ed: M. Lindell, Vätternvårdsförbundet
- 85 -05 *Konsekvensklassificering för Vättern* Liljegren A. Vägverket Konsult
- 86 -05 *Undervattensvegetation i Vättern* Palmgren M. Klockargårdens film  
Olsson A.
- 87 -05 *Kräftprovfiske i Vättern 2003* Ljung, M. Länsstyrelsen i Jönköping
- 88 -05 *Avstämning av vattenvårdsplanerna Vättern 90 och Vättern 96* M. Lindell (red).
- 89 -05 *Fiskundersökningar i Vätterns strandzon och Nissöga i Rocksjön* Norrgård, Melin och Halldén, Länsstyrelsen i Jönköping