



**Vätternvårdsförbundet**

# Årsskrift 2010



**Rapport nr 107 från Vätternvårdsförbundet**

# Rapport nr 107 från Vätternvårdsförbundet

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

Rapport	107
Framsida	Fiskebåt (Illustratör: Rosa Varju)
Utgivare	Måns Lindell (red), Mars 2011.
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län. Telefon 036-395000, e-post: ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se
Webbplats	<a href="http://www.vattern.org">www.vattern.org</a>
Författare	Anges i respektive kapitel
Fotografier	Vätternvårdsförbundets arkiv (om inget annat anges)
Kartmaterial	Kartkälla: Länsstyrelsen i Jönköpings län (om inget annat anges)
ISSN	1102-3791
Upplaga	100 ex.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2011
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

© Vätternvårdsförbundet 2011

## Förord

Förra året var den stora frågan om isen skulle lägga sig på Vättern eller inte. Media i alla former förhörde sig och undrade över när, varför och vad is eller ej får för konsekvenser - för allt mellan himmel och jord. Vätternvårdsförbundet har genom att granska olika källor kunnat ställa samman en historisk återblick de senaste 130 åren och därför har vi ganska god kännedom om hur ”det brukar vara”. Visst lade sig isen under 2010. I en dryg månad i södra delen, lustigt nog var det stora öppna ytor i mellersta Vättern trots långa perioder av kyla och stiltje.

Och nu när jag sitter och konstaterar att data från ytterligare ett år är insamlat så har isen lagt sig igen. Nu uppkommer frågor som: är det ingen växthuseffekt, borde inte isen vara borta etc.? Det är troligen så att vi kommer ha is på Vättern även i framtiden men kanske inte lika mycket/ofte som tidigare. Men is kommer att förekomma. Kopplat till is är vattentemperatur, vilket mäts dagligen vid Motala vattenverk. Här kan bl a utläsas att såväl medeltemperaturen som maxtemperatur ökar för varje år. Det förefaller att Vättern följer de scenarier som målats upp i globala klimateffektstider. Trots att det är is nu.

Vi kunde dock konstatera att den samlade fångsten av signalkräftor var 40% lägre än toppnotering för två år sedan – de varma åren – och att det under 2010 var kallt i vattnet under den mest förmånliga kräftfiskeperioden dvs när efterfrågan är som störst, men trots det var det ”sämre rörelse på kräftorna” 2010. Fångsterna blev stora under de varma åren. Och det är ganska förståeligt med tanke på hur temperaturen påverkar vattenorganismer.

Det är en bråkdel av data som redovisas - många redovisas inte av utrymmestekniska/kostnadsskäl. Därför är det viktigt med ytterligare en prick i diagrammen. Det är ofta inte bara ytterligare en prick – det är också ett svar. Just detta är miljöövervakning. Och därför fortsätter data att samlas in!

Det är flera som bidrar till den samordnade miljöövervakningen: huvuddelen finansieras av medlemmar i förbundet samt Naturvårdsverket.



Måns Lindell  
*Sakkunnig vattenfrågor*  
*Vätternvårdsförbundet*

# Innehållsförteckning

<b>Förord .....</b>	<b>3</b>
<b>Innehållsförteckning .....</b>	<b>4</b>
<b>Utgivna rapporter under 2010 .....</b>	<b>5</b>
<b>Klimat och vattenstånd.....</b>	<b>6</b>
<b>Vattenkvalitet i Vättern .....</b>	<b>12</b>
<b>Växtplankton .....</b>	<b>19</b>
<b>Djurplankton.....</b>	<b>25</b>
<b>Bottendjur .....</b>	<b>31</b>
<b>Vattenkemi i Vätterns till- och utflöden.....</b>	<b>40</b>
<b>Årstransport och arealspecifika förluster .....</b>	<b>48</b>
<b>Vätterns pelagiska fiskbestånd .....</b>	<b>56</b>
<b>Elfiskeundersökning i vissa utvalda Vätterbäckar.....</b>	<b>63</b>
<b>Nedbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö.....</b>	<b>78</b>
<b>Nedbördskemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö.....</b>	<b>88</b>
<b>Fåglar på Vätterns fågelskär 2002 - 2010 .....</b>	<b>97</b>
<b>Delrapport - Biotopvård riktat mot harr.....</b>	<b>111</b>

# Utgivna rapporter under 2010

## Rapport 106: Kräftprovfiske i Vättern 2007

*Adam Johansson, Fiskefunktionen, Länsstyrelsen i Jönköpings län*

Signalkräftan är en främmande art i Vättern och introducerades 1969 i Alsen i norra Vättern. Dess påverkan på Vätterns ekosystem är för närvarande oklar, varför det är viktigt att få en bättre bild av beståndets storlek och utbredning. Kräftfiske har fått stor betydelse, både för fritidsfiske, men främst för yrkesfiske. Fångsten av signalkräfta stod under 2008 för 93,9 % av yrkesfiskarnas inkomster.



De farhågor som lyfts gällande signalkräftans förekomst i Vättern är dess eventuella påverkan på rödingbeståndet, genom predation på rödingrommen, samt predation på bottendjur och vattenväxter. Rapporten visar att tätheten av kräftor inte var större på rödinglekplatser än på andra motsvarande lokaler.

Vid en jämförelse mellan provfiske 2003 och 2007 framkommer att kräftbeståndet har ökat, både med avseende på tätheter, medelstorlek och utbredningsområde. Rapporten visar att de största tätheterna av kräftor finns, liksom år 2003, i norra och nordöstra Vättern. Men den positiva trend i beståndet, som grundar sig på data sedan ca två år tillbaka då provfiske utfördes, kan i viss mån ha ändrat riktning. Det ser inte längre ut som om den totala förekomsten av kräftor i Vättern fortsätter att öka. Vi vet från flera litteraturrexempel att nyintroducerade arter kan nå höga populationstätheter för att sedan drastiskt minska till en betydligt lägre nivå.

Signalkräftorna i Vättern är en naturresurs som bör behandlas med försiktighet. Dels har den ett stort kommersiellt värde för yrkesfiskarna runt sjön och dels ett rekreativt värde för allmänheten.

# Klimat och vattenstånd

Björn Rydvall, Pelagia Miljökonsult AB

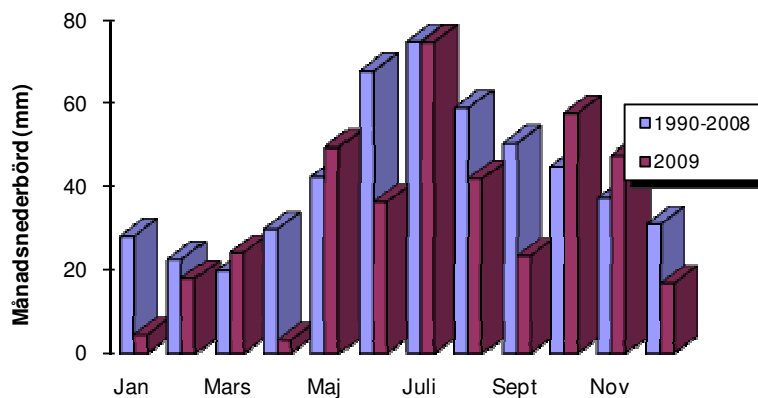
## Sammanfattning

Nederbörden över Vättern (Visingsö) var betydligt lägre under 2009 jämfört med föregående år och klart under långtidsmedelvärdet. Månadsmedeltemperaturen under 2009 låg generellt över året nära genomsnittet för perioden 1999 – 2008. En stor avvikelse från långtidsmedelvärdet sågs dock i december 2009 då medeltemperaturen var nio grader kallare än genomsnittet för perioden 1999 – 2008. Vattenståndet i Vättern var genomgående högt redan under 2007 och låg sedan över långtidsmedelvärdet under stora delar av 2008 och hela 2009. Högsta vattenståndet uppmättes i augusti.

Vattenföringen år 2009 i Vätterns utlopp, Motala ström, var högst under februari månad och lägst i maj. Årsmedelvattenföringen år 2009 var betydligt lägre än för 2008 och 2007.

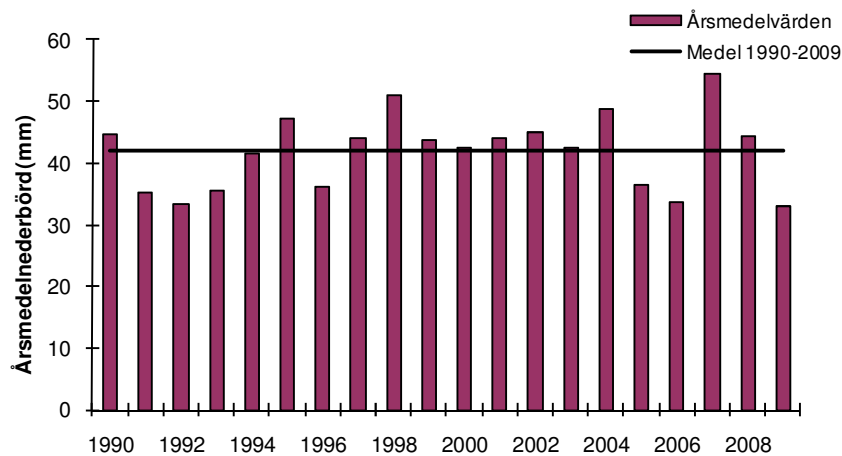
## Nederbörd

År 2009 var ett betydligt torrare år på Visingsö jämfört med 2007 och 2008, med klart mindre nederbörd än långtidsmedelvärdet (1990-2008). Nederbörden under sju av månaderna 2009 låg under långtidsmedelvärdet 1990-2008 (Figur 1). Framförallt var januari och april mycket torra, med enbart ca 15 % av nederbörden i långtidsmedelvärdet. Nederbörden i oktober och november 2009 var istället högre än långtidsmedelvärdet.



Figur 1. Genomsnittlig månadsnederbörd vid Visingsö mätstation för perioden 1990-2008 samt värden för 2009.

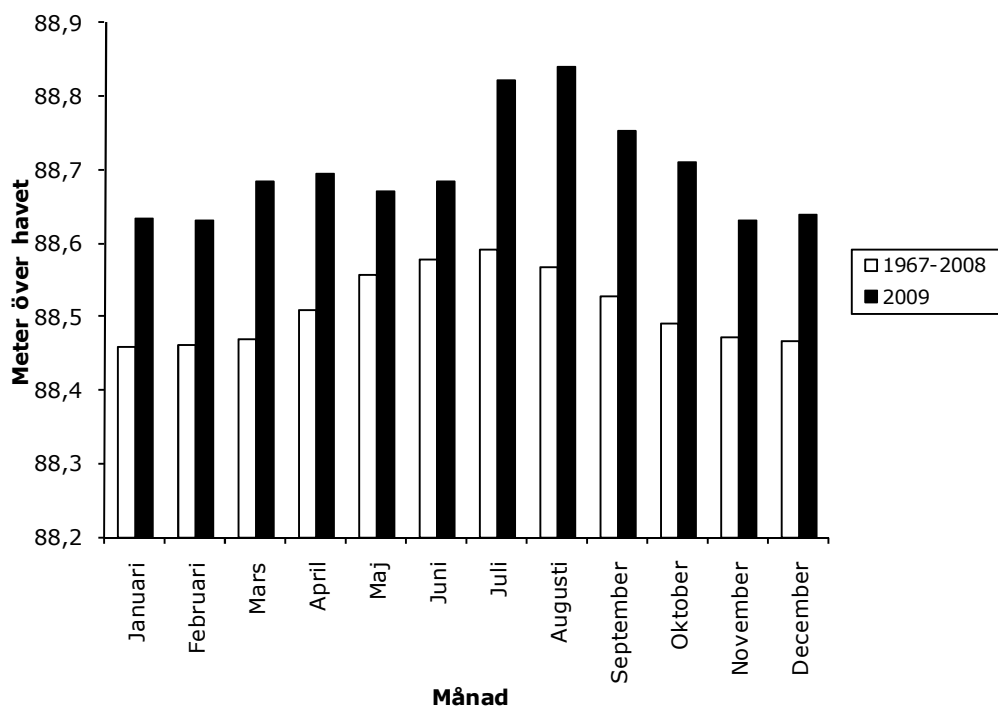
Årsmedelvärdet för perioden 1990 - 2008 låg på 41,9 mm (Figur 2). 2009 års månadsmedelnederbörd låg nästan 9 mm lägre (33,1) vilket är betydligt lägre än de två senaste åren.



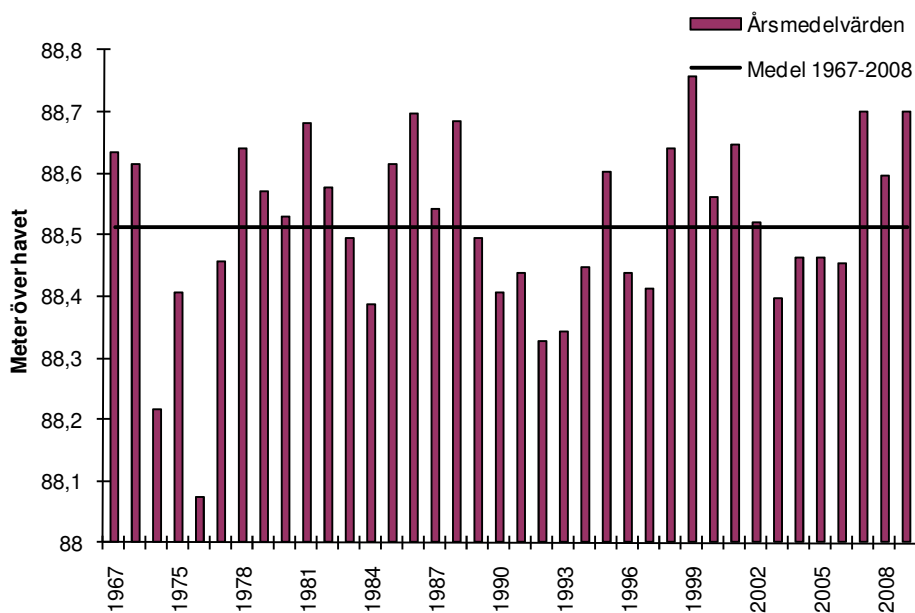
Figur 2. Årsmedelnederbörd för åren 1990 – 2009 vid Visingsö mätstation samt medelvärde för perioden 1990-2008.

## Vattenstånd

Vattenståndet i Vättern var under 2009 generellt högre än långtidsmedelvärdet. Vattenståndet var genomgående högt redan under 2007 och låg sedan över långtidsmedelvärdet under stora delar av 2008 och hela 2009. Vattenståndet i Vättern är generellt mycket stabilt med en variation under året på cirka tre decimeter. Det högsta vattenståndet under året uppmättes i augusti och det lägsta under vintermånaderna. Årsmedelvattenståndet (Figur 4) låg på 88,7 meter över havet, vilket är cirka 20 cm över långtidsmedelvärdet. Detta kan jämföras med åren 2003-2006 där vattenståndet låg under långtidsmedelvärdet.



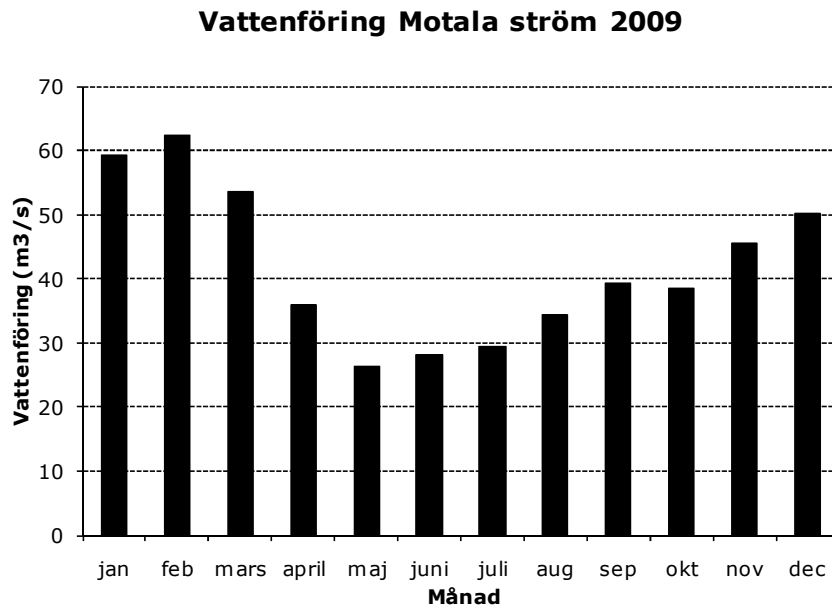
Figur 3. Månadsmedelvattenstånd i Vättern under perioden 1974-2008 samt värden för 2009.



Figur 4. Årsmedelvattenstånd i Vättern under perioden 1974-2009. Genomsnittligt vattenstånd för perioden är 88,512 meter över havet.



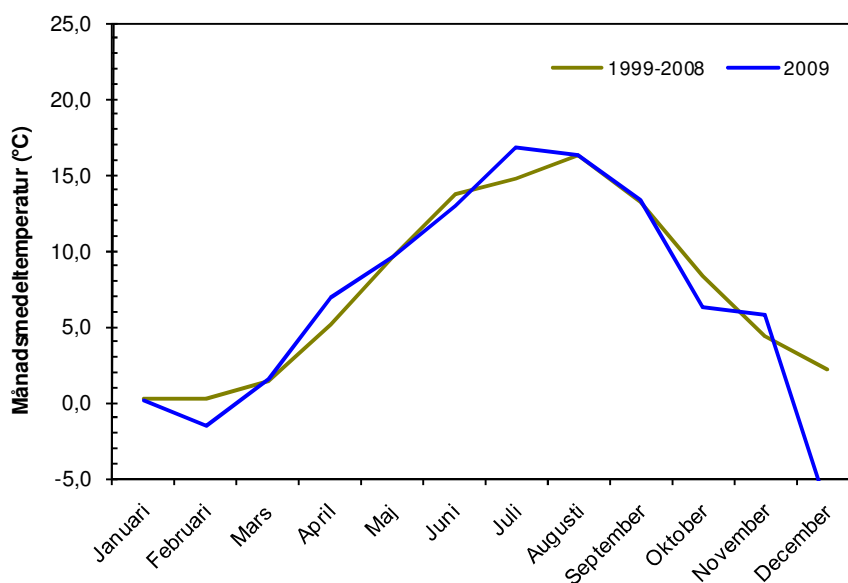
Vattenföringen år 2009 i Vätterns utlopp, Motala ström, var högst under februari månad och lägst i maj (Figur 5). Årsmedelvattenföringen år 2009 var betydligt lägre (41,9 m<sup>3</sup>/s) än för 2008 (49,1 m<sup>3</sup>/s).



Figur 5. Månadsmedelvattenföring för Motala ström (Vätterns utlopp) under 2009.

## Temperatur

Månadsmedeltemperaturen under 2009 låg generellt över året nära genomsnittet för perioden 1999 – 2008 (Figur 6). En stor avvikelse från långtidsmedelvärdet sågs dock i december 2009 då medeltemperaturen var nio grader kallare än genomsnittet för perioden 1999 – 2008.

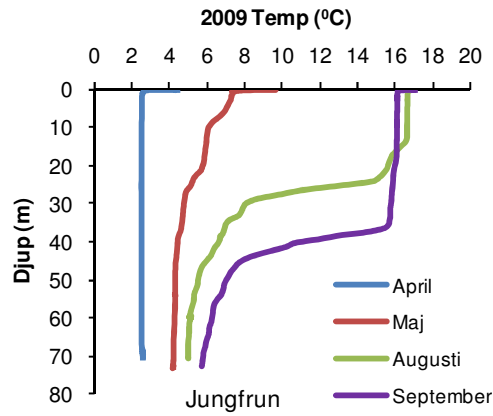
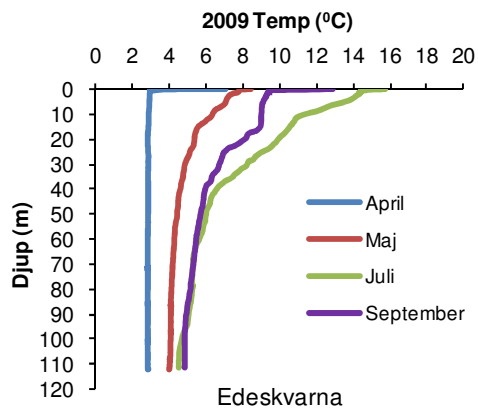


Figur 6. Genomsnittlig månadstemperatur vid Visingsö mätstation för perioden 1999-2008 samt värden för 2009.



Bottenvattenhämtare med vilken Vätterns bottenvatten tas upp.  
På bottenvattenhämtaren sitter mätsonden monterad.  
Med denna sond erhålls exempelvis temperaturprofiler  
(se figur 7 och 8).

Temperaturen i Vätterns vatten under provtagnings säsongen varierade helt naturligt med årstidsväxlingarna (Figur 7 och 8). I april månad rådde full cirkulation vilket medförde att temperaturen nästan var lika genom hela vattenmassan (cirka fyra grader). Från provtagningen i maj syns ett svagt temperatursprångskikt (termoklin) på båda stationerna. I juli fanns ett språngskikt på båda stationerna, men det var betydligt tydligare vid Jungfrun än vid Edeskvärna. Vid Jungfrun var språngskiktet tydligt även i september medan temperaturkurvan var mer utslätad vid Edeskvärna vid samma tidpunkt. Genomgående låg termoklinen på något större djup vid Jungfrun jämfört med Edeskvärna (Figur 8). Under termoklinen minskade vattentemperaturen snabbt ned mot ca 6° C på båda stationerna.



Figur 7 och 8. Temperaturprofiler från fyra provtagningar under 2009.

# Vattenkvalitet i Vättern

Björn Rydvall, Pelagia Miljökonsult AB

## Inledning

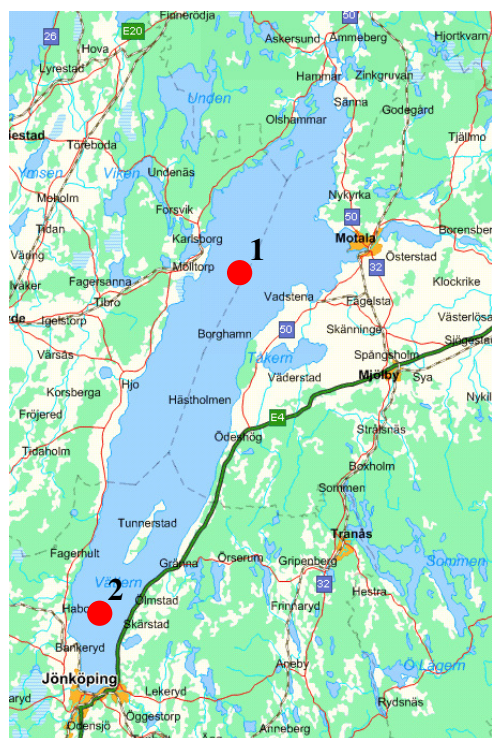
Pelagia Miljökonsult AB utför, tillsammans med Eurofins, på uppdrag av Vätternvårdsförbundet, vattenkemisk undersökning i Vättern. Undersökningen är del i det miljöövervakningsprogram som påbörjades 1966 och löpt kontinuerligt sedan dess.

## Metod

För att undersöka vattenkemin i Vättern sammanställdes och analyserades parametervärden från de två mätstationerna Edeskvarna och Jungfrun (Tabell 1 samt Figur 1). Data erhöles från Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala, vilka tjänar som datavärd för vattenkemiska data från Vättern.

**Tabell 1. Mätstationerna i Vättern**

Mätstation	Position	Mätperiod
1, Edeskvarna	x:642140; y:140640	1967-2009
2, Jungfrun	x:648694; y:143413	1978-2009



Figur 1. Karta över de två provpunkterna i Vättern där "1" visar station Edeskvarna och "2" station Jungfrun.

De parametrar som studeras mer ingående i detta kapitel är vattenfärg, siktdjup, klorofyll, organiskt kol (TOC), kväve, fosfor, och kisel (Tabell 2). Bortsett från siktdjup är parametrarna utvärderade utifrån ett medelvärde för resultatet på 0-10 meters djup. Materialet utvärderades med regressionsanalys. Parametervärden presenteras i tidsseriediagram där signifikanta trender i materialet åskådliggjorts med regressionslinje.

Ett fåtal mätvärden från den analyserade tidsperioden har avlägsnats som outliers och ingår inte i beräkningarna för denna rapport. Denna bearbetning är gjord på samtliga tillgängliga data för hela mätperioden. Värdena ligger dock kvar hos datavärd för att möjliggöra framtida utvärdering. Inga av dessa avlägsnade värden kommer från 2009 års undersökning.

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

Parameter	Mätperiod	Anm.
Vattenfärg	1971-2009	ABS F420/5
Organiskt kol	1996-2009	TOC
Organiskt kol	1970-1995	deriv. från KMnO <sub>4</sub>
Siktdjup	1970-2009	Secchidjup
Klorofyll	1970-2009	Klorofyll A
Totalkväve	1987-2009	
Totalkväve	1970-1986	deriv. från Kj-N
Totalfosfor	1970-2009	
Kisel	1970-2009	Totalkisel

I syfte att skapa ett större bedömningsunderlag för halten organiskt kol beräknades ungefärliga TOC-värden från permanganatförbrukningsdata för tiden mellan 1970-1996.

Totalkväve har analyserats sedan 1987. I syfte att skapa ett större bedömningsunderlag har totalkvävehalter beräknats från Kjeldahl-kväve, som analyserats på vattenprover från Vättern sedan 1970.

## Resultat och diskussion

Regressionsanalyserna påvisade statistiskt säkerställda, ökande, trender för parametrarna totalkväve och siktdjup. Minskande trender observerades för vattenfärg, totalkisel och totalfosfor. Sammanfattning av regressionsanalyserna redovisas i Tabell 3. Inga signifikanta trender över de respektive totala tidsperioderna kunde upptäckas för övriga parametrar. En eventuell jämförelse av regressionerna från de två olika stationerna är inte relevant då tidsserierna har olika längd.

**Tabell 3. Resultat av regressionsanalys från två stationer i Vättern: Station 1, Edeskvarna, och station 2, Jungfrun. Signifikanta trender visas med punkter (•  $p < 0,05$ , ••  $p < 0,01$ , •••  $p < 0,001$ ) och riktning. NS indikerar att inga signifikanta trender observerats i materialet.**

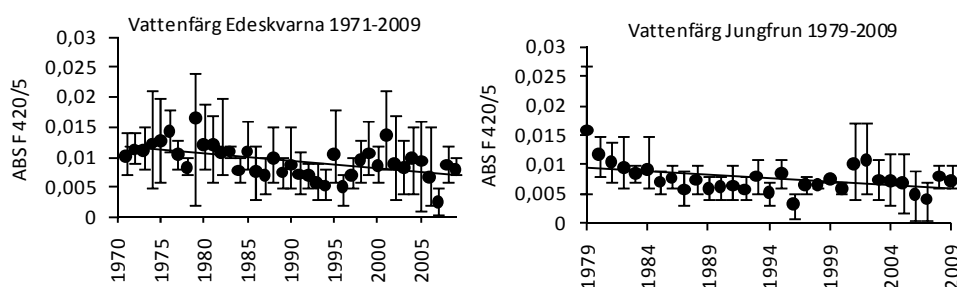
Parameter	Edeskvarna	Jungfrun
Vattenfärg	••• ▼	• ▼
TOC	NS	NS
Siktdjup	•• ▲	NS
Klorofyll	NS	NS
Totalkväve	••• ▲	NS
Totalfosfor	••• ▼	••• ▼
Totalkisel	••• ▼	• ▼

## Vattnets ljusegenskaper

Vattnets ljusegenskaper kan vara en värdefull indikator på ett systems vattenkemiska eller biologiska status, samtidigt som den i sig kan ha stora effekter på livet i vattnet. I detta avsnitt presenteras de parametrar som enskilt eller tillsammans bestämmer ljusets förmåga att tränga ned i vattnet.

Färgtalet, som används för att beskriva hur färgat vattnet är, uppvisar en minskande trend för båda provtagningsstationerna (Figur 2). Färgtalen år 2009 var i nivå med medelvärdet för 2008 års undersökning och i nivå med långtidsmedelvärdet för parametern. Låga färgtal är ofta tecken på låga halter av humus, järn eller mangan. Däremot har undersökningarna av pH, järn och mangan i Vättern inte kunnat ge någon ledning till mekanismerna bakom de sjunkande färgtalen.

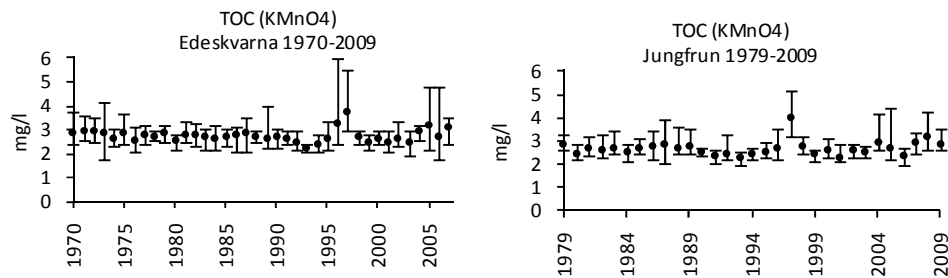
Parametern organiskt kol, TOC, definieras som mängden partikulärt och löst organiskt material i vattnet. I näringsfattiga sjöar, likt Vättern, kan parametern användas som ett mått på humushalten i sjön. Organiskt kol har provtagits sedan 1996 och har den kortaste mätserien av de studerade parametrarna. Permanganatförbrukningsdata användes för att beräkna TOC-värden från perioden före 1996. Permanganatförbrukning har analyserats sedan 1970 vid Edeskvarna och sedan 1979 vid Jungfrun. Inga signifikanta tidstrender kunde dock ses i materialet över den studerade perioden (Figur 3). Detta även sedan serien utökats med TOC beräknat från permanganatvärden.



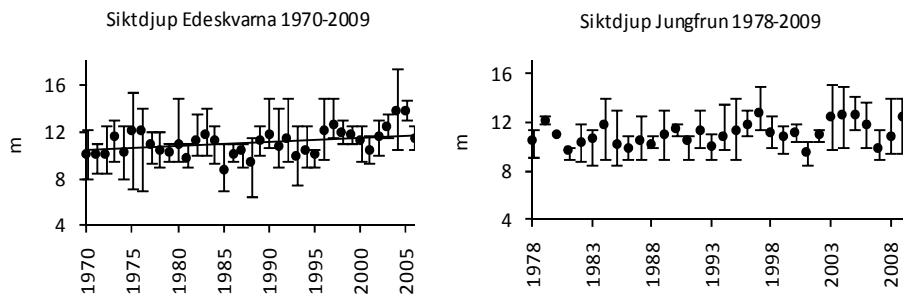
Figur 2. Tidsutveckling för vattenfärg Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1971-2009) och Jungfrun (1979-2009). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd linjär förändring över tidsperioden ( $p < 0,05$ ). Felstaplarna visar max- och minvärden.

Sjunkande färgtal bör också ge uttryck som ökande värden för siktdjup, vilket också visat sig stämma, åtminstone för Edeskvärna. Trenden för parametern siktdjup är ökande för Edeskvärna men icke signifikant för Jungfrun (Figur 4).

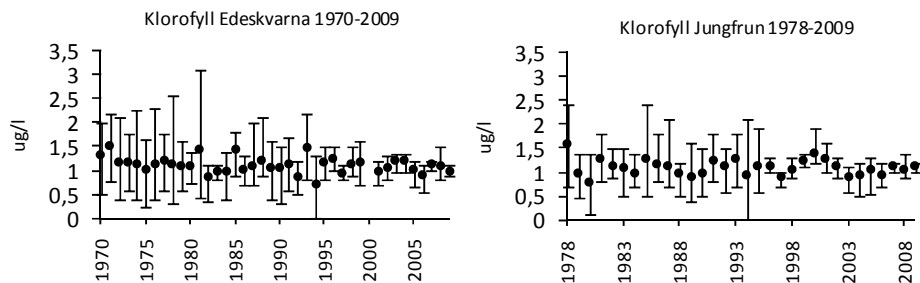
Mätningarna av klorofyllhalt 2009 visar på små skillnader, såväl mellan stationerna som mellan de olika provtagningsstillfällena. Medelvärdet för 2009 låg för båda stationerna i linje med respektive långtidsmedelvärde. Klorofyllhalten i Vättern uppvisar inga statistiskt säkerställda tidstrender (Figur 5).



Figur 3. Tidsutveckling för organiskt kol i Vättern vid provtagningsstationerna Edeskvärna (CODMn 1970-1995 och TOC 1996-2009) och Jungfrun (CODMn 1979-1995 och TOC 1996-2009). Felstaplarna visar max- och minvärden.



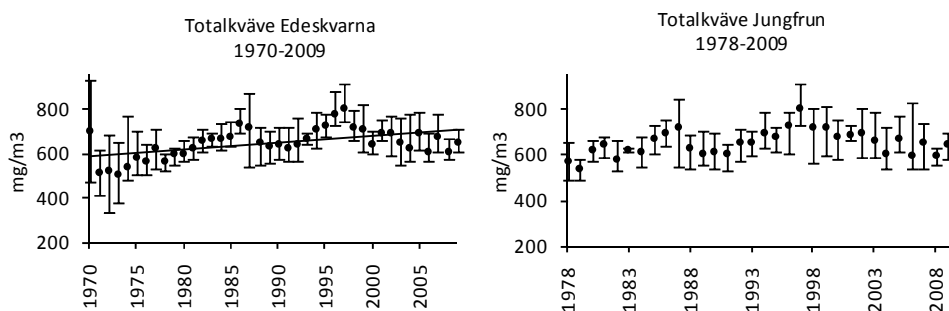
Figur 4. Tidsutveckling för siktdjup i Vättern vid mätstationerna Edeskvärna (1970-2009) och Jungfrun (1979-2009). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd linjär förändring över tidsperioden. Felstaplarna visar max- och minvärden.



Figur 5. Tidsutveckling för klorofyll i Vättern vid provtagningsstationerna Edeskvärna (1970-2009) och Jungfrun (1978-2009). Felstaplarna visar max- och minvärden.

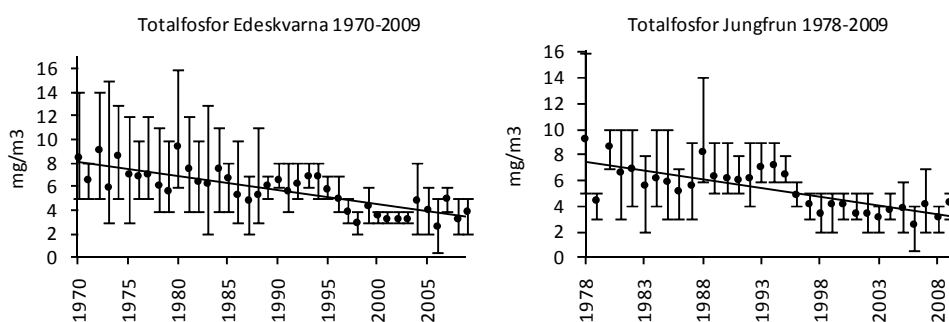
## Kväve och fosfor

Som konstaterats i tidigare årsrapporter, finns en ökande trend för totalkvävehalt vid Edeskvarna (Figur 6) sedan år 1970. Totalkvävehalten vid Jungfrun uppvisar ingen signifikant förändring sett över hela mätperioden (1978-2009). Tittar man däremot på de senaste 10 åren finner man en signifikant minskning för totalkväve vid Jungfrun medan halterna för Edeskvarna inte ändrats signifikant under de senaste 10 åren.



Figur 6. Tidsutveckling för totalkväve i Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1970-2009) och Jungfrun (1978-2009). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd linjär förändring över tidsperioden. Felstaplarna visar max- och minvärden.

Fosforhalterna vid Jungfrun och Edeskvarna låg 2009 i nivå med medelvärdet för de senaste 10 åren, vilket innebär mycket låga halter. Halterna av totalfosfor har i motsats till kväve minskat signifikant över hela tidsperioden på båda stationerna (Figur 7). Fosforhalten har varit relativt stabil i Vättern de senaste 10 åren vid både Edeskvarna och Jungfrun.

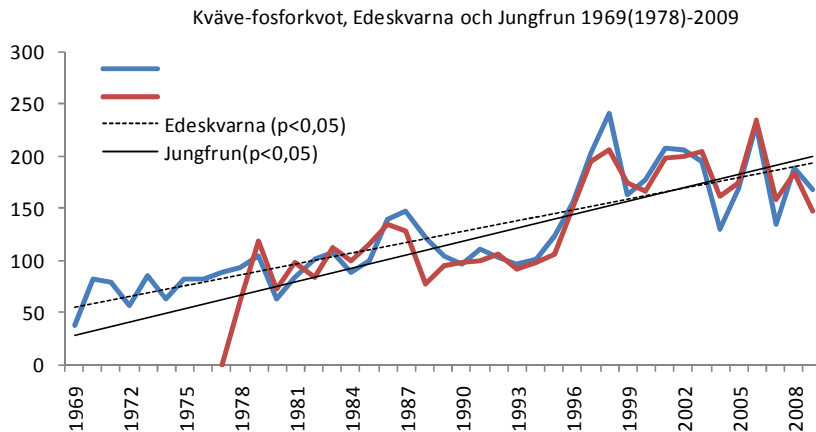


Figur 7. Tidsutveckling för totalfosfor i Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1970-2009) och Jungfrun (1978-2009). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd linjär förändring över tidsperioden. Felstaplarna visar max- och minvärden.

Kväve-fosforkvoten ligger högt i Vättern (Figur 8). Detta innebär att fosfor är begränsande för primärproduktionen i sjön, i likhet med de flesta av landets insjöar.

I såväl Edeskvarna som Jungfrun finns en statistiskt säkerställd ökning av kväve-fosforkvoten över tiden.

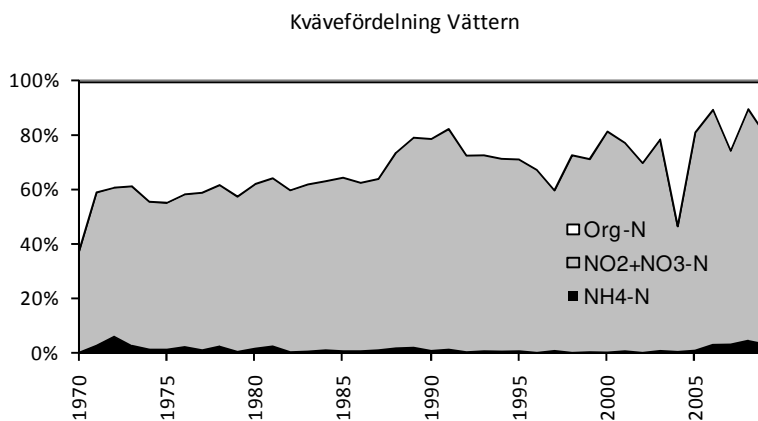




Figur 8. N/P-kvot baserad på årsmedelvärden för kväve och fosfor från mätstationerna Edeskvärna (1969-2009) och Jungfrun (1978-2009). Regressionslinjerna i diagrammet avser statistiskt säkerställd linjär förändring ( $p < 0,05$ ).

Det stora överskottet av kväve kan i syrefattiga förhållanden medföra risk för uppkomst av toxiska halter av nitrit. Syreförhållandena i Vättern är dock mycket goda och de nitrat/nitrithalter som uppmätts i Vättern ligger långt under gränsen för toxiska nivåer. Det är därför troligt att de höga kvävehalterna inte kommer att ha några toxiska effekter på livet i Vättern.

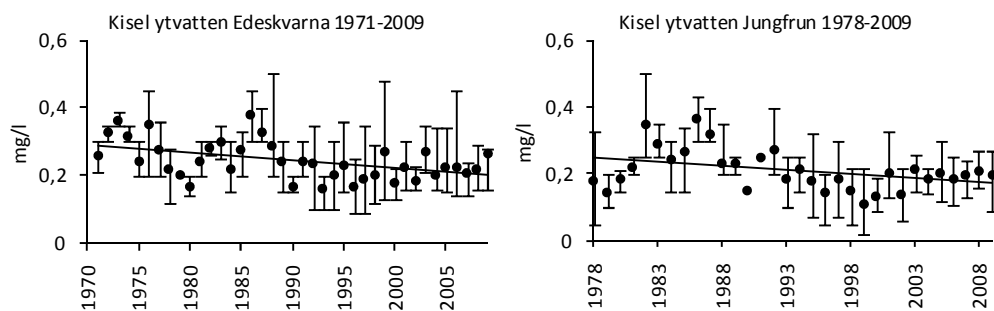
Kvävefördelningen beräknas på medelvärden från Jungfrun och Edeskvärna (Figur 9). Vid utvärdering av kvävefördelningen måste det dock tas i beaktande att felmarginalen för kväveanalyser ligger på 10-15 %. Mycket av den uppmätta procentuella skillnaden i kvävefördelningen ryms inom denna felmarginal. Det tycks dock för de senaste åren finnas en ökande trend för ammoniumkväve och en minskande trend för andelen organiskt kväve.



Figur 9. Andelen organiskt kväve, nitrit/nitratkväve och ammoniumkväve i ytvattnet från Vättern. Diagrammet baseras på medelvärden från mätstationerna Edeskvärna (1970-2009) och Jungfrun (1978-2009).

## Kisel

Kiselalger är dominerande i gruppen växtplankton i Vättern och fyller därför en viktig funktion som födokälla för djurplankton i sjön. Tillväxten av kiselalger är beroende av kiselhalt, fosforhalt, temperatur och ljusförhållanden. Ofta är mängden tillgängligt kisel begränsande för kiselalgernas tillväxt under blomningssekvenser, vilka företrädesvis inträffar under våren vid gynnsamma förhållanden. I Vättern förekommer dock inga kraftigare blomningar. Det är dock inte uppenbart vilken variabel som är begränsande för tillväxten. Både vid Edeskvarna och vid Jungfrun minskar totalhalten kisel i ytvattnet för respektive undersökta tidsperiod (Figur 9).



Figur 10. Tidsutveckling för kisel i Vättern vid mätstationerna Edeskvarna (1971-2009) och Jungfrun (1979-2009). Regressionslinjen markerar en statistiskt säkerställd linjär förändring över tidsperioden. Felstaplarna visar max- och minvärden.

Kiselresultatet ovan representerar parametern totalt kisel, där analysen utförs på surgjort, konserverat prov. Analysen gör således ingen skillnad på kisel bundet till kiselalger och biologiskt obundet kisel. Utöver denna analys har även parametern löst kisel undersökt, det vill säga prover där exempelvis växtplankton och kiselalger filtrerats bort. Löst kisel har analyserats sedan augusti 2007 och visar endast på något lägre halter jämfört med totalt kisel. Merparten av den totala kiselhalten är alltså tillgängligt för upptag av biologiska organismer.

# Växtplankton

*Peder Larsson, Pelagia Miljökonsult AB*

## Sammanfattning

Växtplanktonutvecklingen under 2009 var i stora drag jämförbar med tidigare år, med det undantaget att biovolymerna var betydligt lägre än vad de senaste årens undersökningar visat. Detta mönster var tydligt vid såväl Jungfrun som Edeskvarna. Vårproverna dominerades av kiselalger både i Jungfrun som i Edeskvarna. Kiselalgerna fortsatte att dominera under hela sommaren vid Jungfrun, medan kiselalgernas dominans avtog vid Edeskvarna. I både juli och augusti noterades betydande andelar av både dinoflagellater och rekylalger. Efter sammanvägning av parametrarna klorofyll och biovolym bedöms de två stationerna ha Hög status med avseende på växtplankton.

## Inledning

Undersökningarna av växtplanktonsamhället i Vättern syftar till att beskriva artsammansättning, relativ förekomst av olika arter samt individtäthet och biomassa i den öppna vattenmassan. Denna beskrivning skall ge en kunskap om samhällets tillstånd och eventuella förändringar. Speciellt är det 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. I år togs proverna 15 april, 19 maj, 21 juli och 1-2 september. Växtplanktonprovtagningen sker på samma platser som vattenkemiproverna tas (Tabell 1). Prov för kvantitativ bestämning tas med en rörhämtare från varje tvåmetersintervall ned till 24 m (0-2, 2-4 etc.) och samlas till ett blandprov. Proverna konserveras med 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 µm) från 0-10 meters djup, för att möjliggöra kontroll av artbestämningar. De kvalitativa planktonproverna konserveras med formalin.

Provtagningsmetodik och nödvändig utrustning för kvantitativ och kvalitativ provtagning av växtplankton (BIN PR066 resp. BIN PR061) finns beskrivna 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 4. 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. Den som vill ha tillgång till samtliga rådata hänvisas till hemsidan för Institutionen för miljöanalys på Internet (se FAKTA 1).

Växtplanktonfloran i Vättern karaktäriseras av kiselalger, guldalger, rekylalger och dinoflagellater (figur 1-4). Artantalet är stort, men ofta saknas tydliga dominanter och totalvolymerna är genomgående låga.

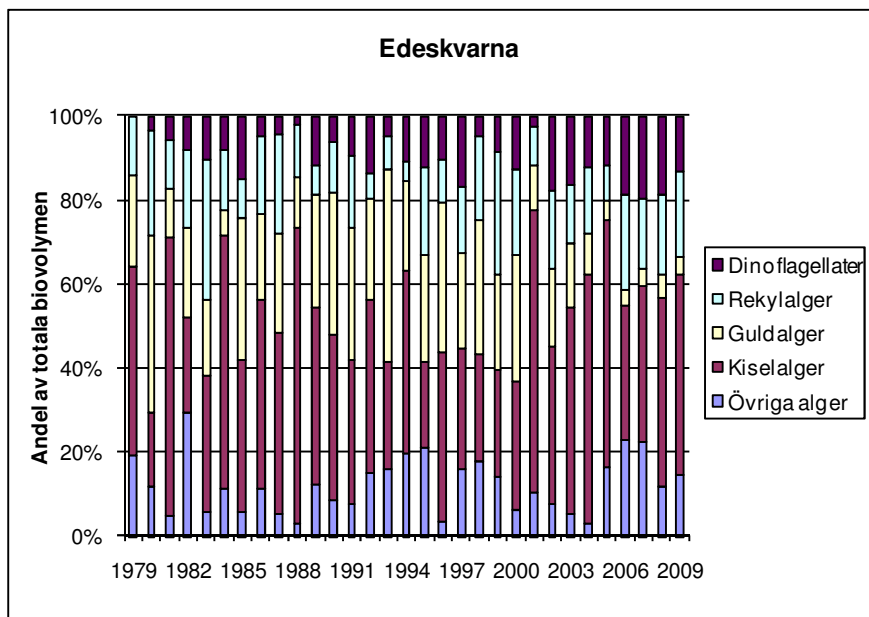
Vid Jungfrun i den norra delen av Vättern, var den totala växtplanktonbiovolymen 2009 genomsnittligt lägre än närmast föregående år (figur 2). Motsvarande låga biovolym återfinns dock i början av 2000-talet (figur 4). Biovolymen av kiselalger under april månad utgjorde nära 80 % av den totala biovolymen. Även under maj, juli och augusti dominerade kiselalger med en andel motsvarande cirka 70 % av den totala biovolymen. I aprilprovet stod släktet *Surirella* för den högsta biovolymen medan arterna *Asterionella formosa* och *Tabellaria flocculosa* var mest frekventa i majprovet. Sommarproverna, som också till största delen utgjordes av kiselalger, visade på en tydlig dominans av *Cyclotella* sp. I övrigt noteras relativt låga andelar övriga alger, förutom dinoflagellater som i proverna från juli och augusti nådde upp till nära 20 % biovolymandel. Den högst uppmätta biovolymen noterades i juliprovet – 0,2 mm<sup>3</sup>/l – vilket dock är att betrakta som lågt. Andelen potentiellt toxinbildande cyanobakterier bedömdes vara mycket liten sett över hela säsongen.

Biovolymen av växtplankton vid Edeskvärna var under 2009 mycket låg, där den högsta biovolymen noterades i aprilprovet med 0,09 mm<sup>3</sup>/l. April-, maj- och juliproverna dominerades av kiselalger, med som mest nästan 70 % av den totala biovolymen i april. Arten *Asterionella formosa* utgjorde en betydande del av biovolymen i proverna från april och maj, medan *Tabellaria flocculosa* var den enskilt mest förekommande arten i juliprovet. I augustiprovet återfanns likvärdigt stora biovolymandelar av rekylalger, dinoflagellater och kiselalger, och där saknades någon tydligt dominerande art. Precis som i fallet Jungfrun noterades mycket låga biovolym av potentiellt toxinbildande cyanobakterier vid Edeskvärna under 2009.

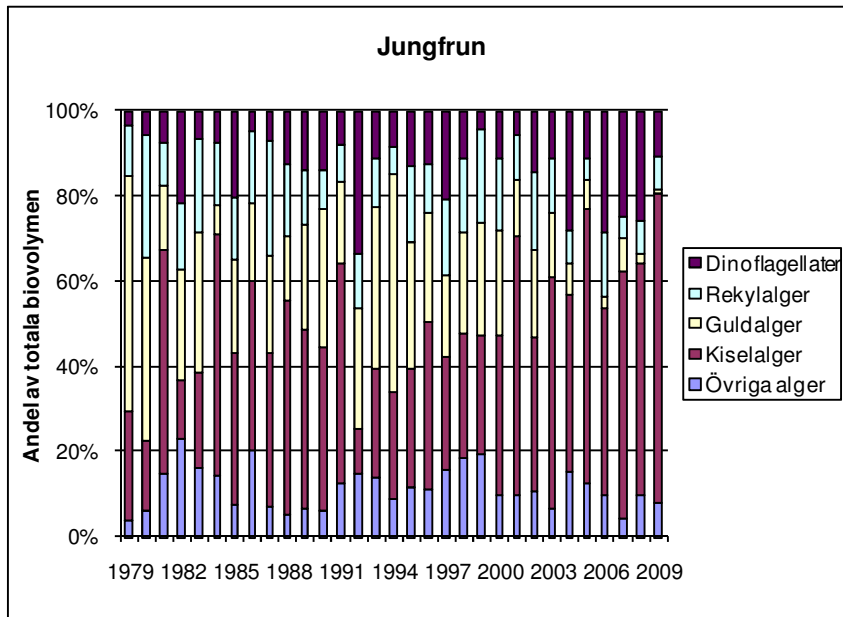
Total biovolym av växtplankton, andel cyanobakterier samt trofiskt planktonindex (TPI) är de parametrar som används för att göra en sammanvägd bedömning av ekologisk status i sjöar (Naturvårdsverket 2007). Bedömningen bör vara grundad på minst tre års data från de senaste sex åren. I det här fallet bedöms TPI vara en mindre lämplig parameter, då antalet TPI-grundande arter ofta ligger nära det minimimantal som anges som lägre gräns för att beräkna TPI. Detta innebär att TPI i det här fallet skulle kunna påverkas i stor utsträckning av enbart en eller ett par arters förekomst. Sammanvägd status har därför beräknats utifrån total biovolym och andel cyanobakterier mellan 2007-2009, enligt Naturvårdsverkets riktlinjer (Naturvårdsverket 2007). I tabell 2 visas statusklassificeringen av Edeskvärna respektive Jungfrun med avseende på total biovolym, andel cyanobakterier samt sammanvägd status. Båda stationerna uppnår med god marginal kraven för att klassificeras till *Hög status*.

**Tabell 5. Statusklassificering vid de två stationerna i Vättern 2006-2009 med avseende på biovolym, andel cyanobakterier samt en sammanvägning mellan dessa parametrar. Bedömningar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007).**

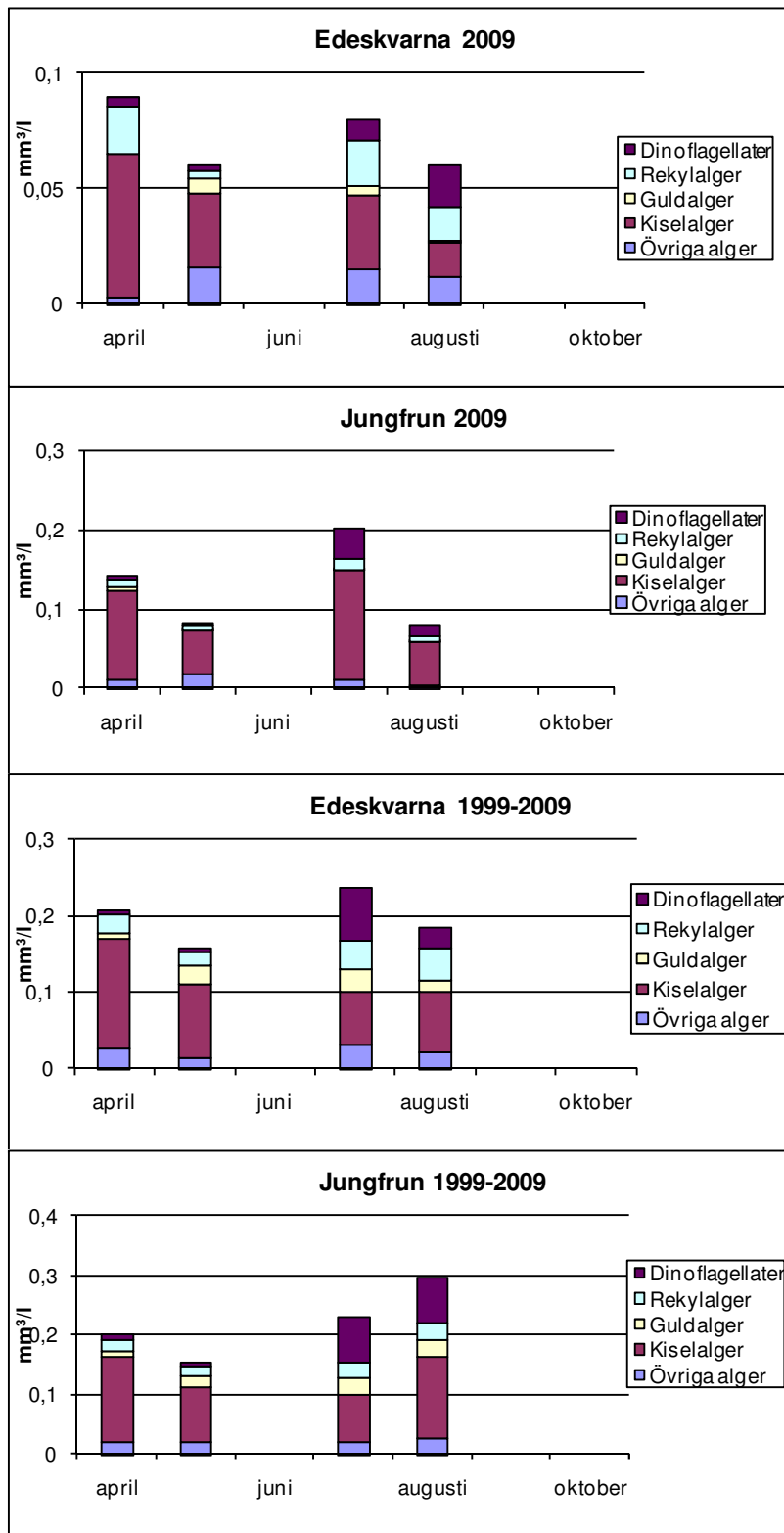
Station	Biovolym	Andel cyanobakterier	Sammanvägning
Edeskvärna 2007-2009	<i>Hög status</i>	<i>Hög status</i>	<i>Hög status</i>
Jungfrun 2007-2009	<i>Hög status</i>	<i>Hög status</i>	<i>Hög status</i>



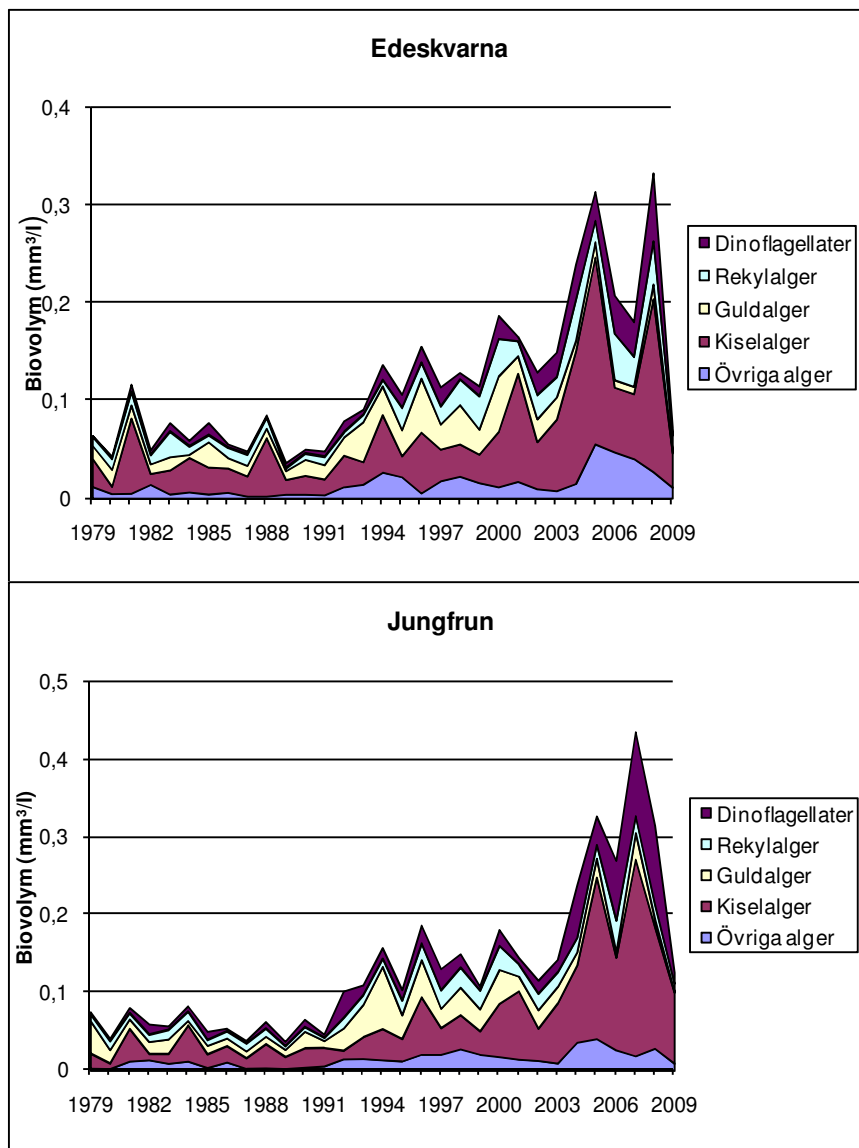
Figur 4. De viktigaste växtplanktongruppernas procentuella andel av biovolymen i Edesvarna mellan 1979-2009. Andelarna baseras på säsongsmedelvärden av biovolymen.



Figur 5. De viktigaste växtplanktongruppernas procentuella andel av biovolymen på Jungfrun mellan 1979-2009. Andelarna baseras på säsongsmedelvärden av biovolymen.



Figur 6. Växtplanktonvolym (mm<sup>3</sup>/l) under provtagnings-säsongen 2009 samt månadsmedelvärden 1998-2009, i Vättern vid Edeskvarna i den södra delen av sjön och Jungfrun i den norra delen.



Figur 7. Säsongsmedelvärden av biovolymen (mm<sup>3</sup>/l) för dominerande växtplanktongrupper 1979-2009 vid Edeskvärna i den södra delen av Vättern samt vid Jungfrun i den norra delen av sjön.



# Djurplankton

Mårten Söderqvist, Pelagia Miljökonsult AB

## Sammanfattning

Under 2009 har djurplanktonsamhället till största delen bestått av hoppkräftor. Vid Jungfrun var den vanligast förekommande hinnkräftan *Daphnia cristata*. Det med råge mest frekventa hjuldjuret var *Kellicottia longispina*. Sett över den senaste tioårsperioden har hoppkräftorna kommit att utgöra en allt större andel av djurplanktonsamhället. Artsammansättningen av djurplankton får anses vara normal i en sjö där predation av pelagisk fisk förekommer.

## 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 djurplanktonsamhället även kan medföra långtgående förändringar på växtplanktonsamhällets artsammansättning och biovolym. Det motsatta förhållandet gäller då förändringar i växtplanktonsamhället också påverkar djurplanktonsamhället.

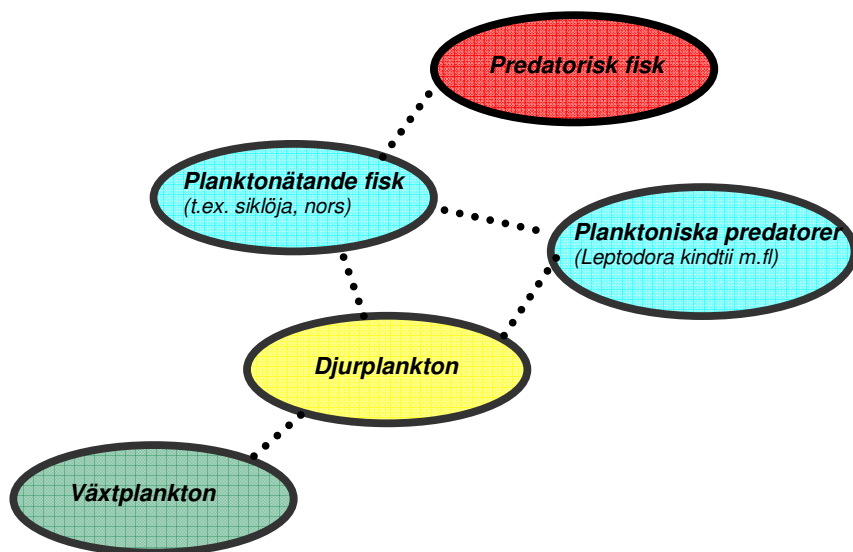
Samtliga fiskarter i Vättern är under delar av sitt liv beroende av djurplankton som födoresurs. Man kan därför förvänta sig liknande interaktioner mellan fisk och djurplankton som tidigare beskrivits för djur- och växtplankton (Figur 1).

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

## Material och metod

Provtagningsstationerna är desamma som för vattenkemiprovtagningen; Station 1, Edesvarna (X 642137;Y 140062) som har provtagits regelbundet sedan 1996, och station 2, Jungfrun (X 648695;Y 143413) som har provtagits sedan 1978. Djurplanktonprover tas normalt årligen i juli och augusti. År 2009 togs augustiproverna den 1:a september. Provtagningarna år 2009 utfördes av Eurofins Environment Sweden AB. Analys och rapportskrivning utfördes av Mårten Söderqvist, Pelagia Miljökonsult AB.

Prover tas från tre djupnivåer på varje station; 0-10 m, 10-20 m och 20-40 m. En förslutbar häv med 150 µm maskvidd används för provtagning av större djurplankton (mesozooplankton). För provtagning av hjuldjur tas tre volymer från varje nivå med Ruttnerhämtare (2 L). Dessa volymer sammanförs till en volym och koncentreras genom filtrering genom 41 µm filter. Proverna konserveras med Lugols lösning.



Figur 8. Schematisk bild över den pelagiska födoväven i Vättern

Proverna analyseras i överensstämmelse med Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning, djurplankton i sjöar. De variabler som skattas är artsammansättning, storleksstruktur, individtäthet och biomassa. Regressionsanalys utförs i syfte att upptäcka långtidstrender i materialet.

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. Avsaknaden av artdistinktion från tidigare provtagningssäsonger omöjliggör dock omvandling av äldre biovolymdata till biomassa. Biovolym bör därför även i framtiden användas för att kunna studera långtidstrender i materialet.

## Resultat

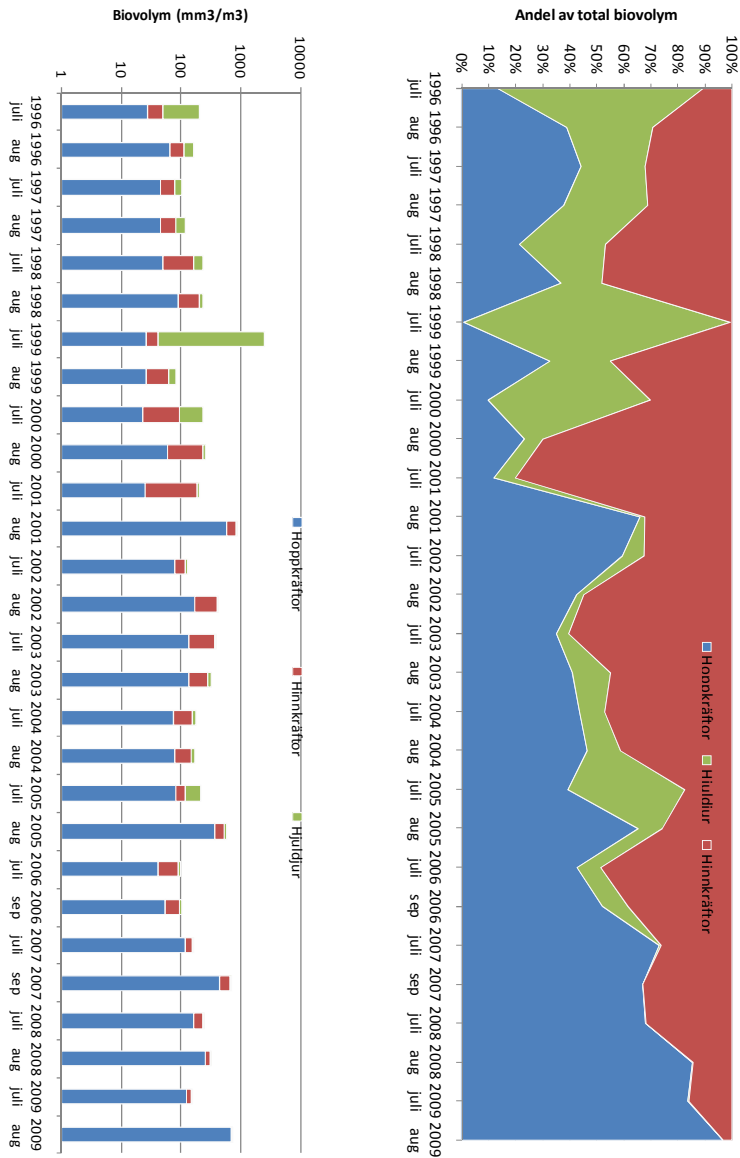
### Hoppkräftor och Hinnkräftor

I de prover som analyserats är dominerande taxa hoppkräftor. Framförallt är calanoida copepoder talrika. Bland hinnkräftorna är främst *Daphnia* sp. dominerande. Vid station 1, Edeskvärna, finns dock en tendens till mer *Bosmina* sp., och att de ökar i antal i djupgradienten under andra provtagningen. Tyvärr så har ett bortfall av prover med mesozooplankton, på grund av misslyckad konservering, skett under provtagningarna 2009. Detta bortfall gör att viss statistik är svår att utföra.

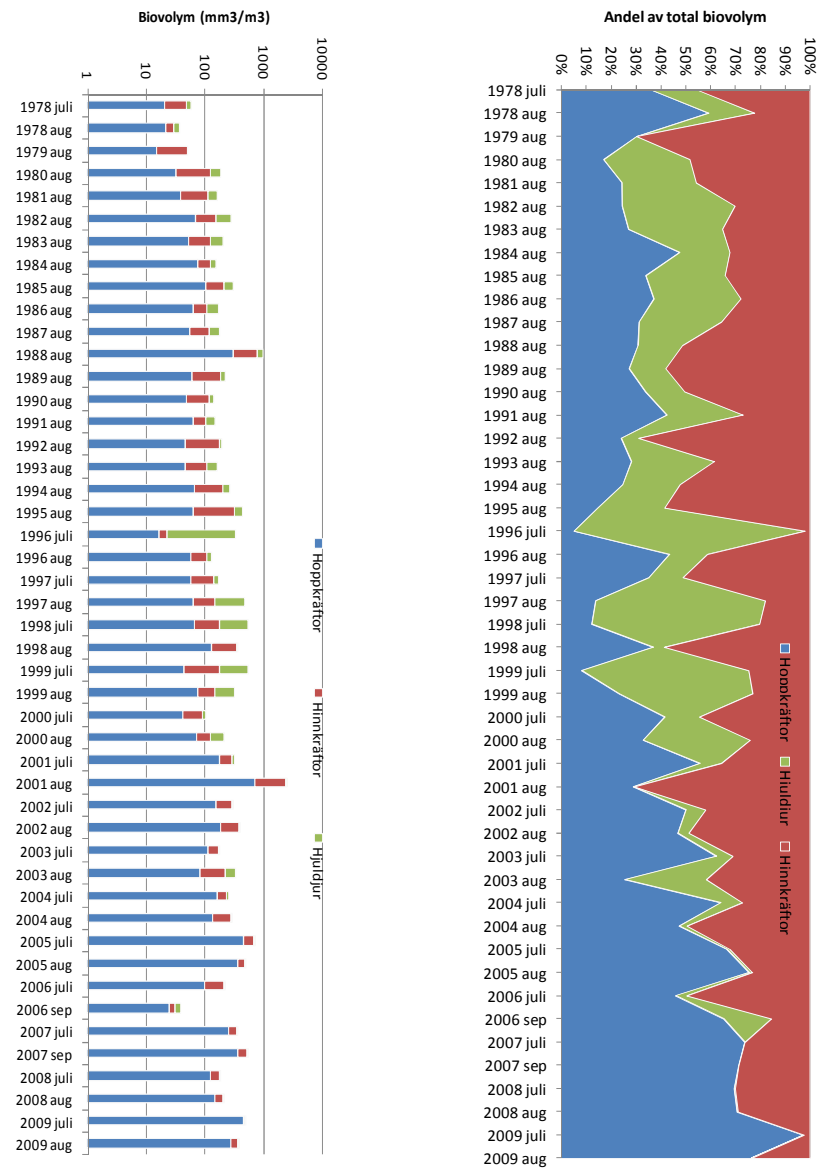
På station 2, Jungfrun, var den dominerande gruppen calanoida copepoder. Artsammansättningen vid stationen får anses vara normal för ett pelagiskt system. I figur 2 och 3 visas långtidsdata för de båda stationerna i Vättern. Fördelning av biomassan mellan de olika grupperna av mesozooplankton vid provtagningarna under 2009 visas i figur 4. I de fall data har saknats för något djupintervall har medelvärden beräknats med hjälp av resultat från övriga djupnivåer.

Det finns starka misstankar om att den flödesmätare som använts för att ta fram filtrerad volym av mezozooplankton inte gett tillförlitligt resultat under 2008 och 2009, vilket orsakade problem vid beräkningar

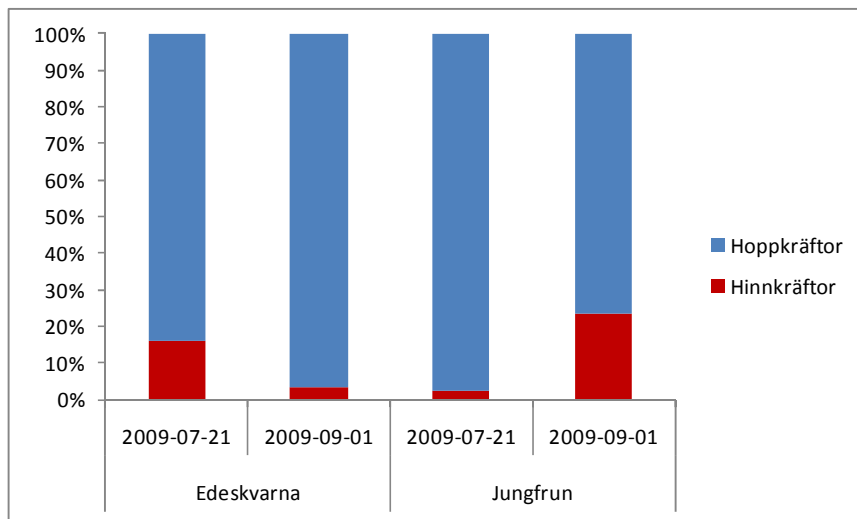
inför årsrapporten 2008. Vid databearbetningen i denna rapport har det därför räknats med en teoretiskt framtagen volym, identisk med den volym som använts tidigare års undersökningar.



Figur 9. Biovolym (vänstra diagrammet) och andel av totala biovolymen (högra diagrammet) för grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor på station 1, Edeskvarna, under perioden 1997-2009.



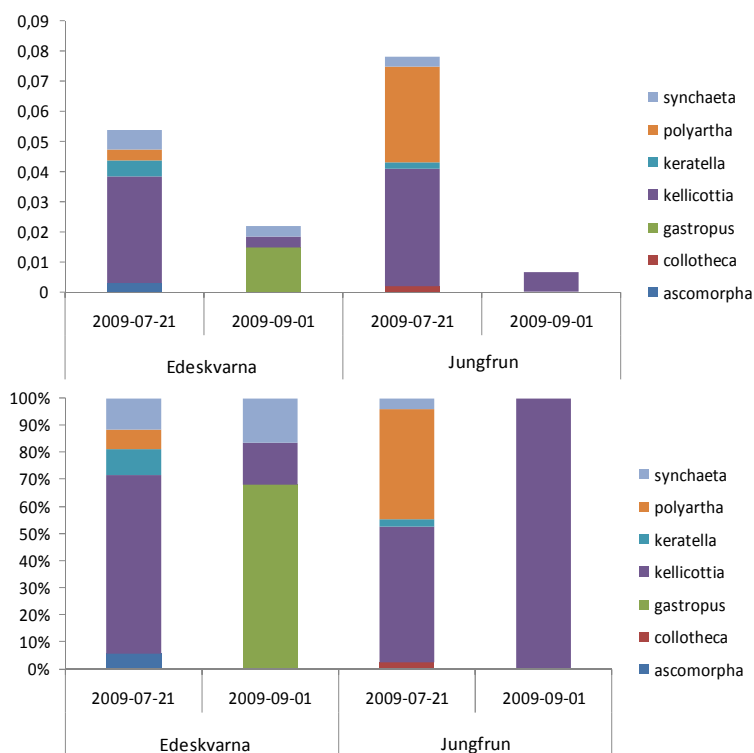
Figur 10. Biovolym (vänstra diagrammet) och andel av totala biovolymen (högra diagrammet) för grupperna hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor på station 2, Jungfrun, under perioden 1978-2008.



Figur 4. Fördelning av biovolym mellan grupper av mesozooplankton.

## Hjuldjur

Den dominerande arten vid juliprovtagningen var *Polyartha* sp. Även *Kellicotia longispina* och *Colliteca* sp. utgjorde en betydande del av djurplanktonsamhället. Vid Jungfrun utgjorde dock *K. longispina* nära hela biovolymen av hjuldjur i september. Vid Edesvarna var även *Gastropus* sp. betydande under andra halvan av säsongen. Fördelningen av hjuldjur vid provtagningarna 2009 visas i figur 5. Större, rovlevande arter som till exempel *Asplancha priodonta* återfanns endast mycket sparsamt i proverna. Tätheterna var liksom föregående år låga.



Figur 5. Biomassa för hjuldjur för respektive station och provtagningstillfälle. Övre diagrammet visar total biomassa (mg/m<sup>3</sup>) med gruppindelning. Nedre diagrammet visar procentuell fördelning av biomassa mellan taxa.

## Sammanfattande diskussion

Djurplanktonsamhället bestod till största delen av hoppkräftor; främst calanoida copepoder. Hjuldjuren dominerades av *Polyartha* och *Kellicottia longispina*. Sett till hjuldjur var biovolymen större vid Edeskvärna än vid Jungfrun över säsongen.

Artsammansättningen i djurplanktonsamhället med högre tätheter av mindre arter och låga tätheter av större arter hinnkräftor tyder på predation från pelagiska fiskar. I Vättern har detta varit liktydigt med nors (*Osmerus eperlanus*) och siklöja (*Coregonus albula*) (se tidigare årsskrifter från Vätternvårdsförbundet). Noterbart är även att andelen hoppkräftor tycks utgöra en ökande andel av djurplanktonsamhället sett till data från de senaste tio årens undersökningar.

## Referenser

Institutionen för miljöanalys, SLU. 2008-10-01: Miljöövervakningsdata, sjöar och vattendrag; sötvatten <http://www.ma.slu.se/>

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.

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2005: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 90. 32-40.

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2006: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 92. 43-51.

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2007: Djurplankton. Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 92. 43-51.

# Bottendjur

Mats Uppman, Pelagia Miljökonsult AB

## Sammanfattning

Bottendjursbeståndet dominerades som tidigare år av vitmärlor och glattmaskar. Sett i ett längre perspektiv har vitmärlorna ökat och glattmaskarna minskat vid Omberg och Visingsö utifrån procentuell fördelning mellan djurggrupperna. Detta tyder på förbättrad vattenkvalitet. Vid Stora Aspön är trenden den motsatta: Vitmärlorna har minskat och glattmaskarna ökat, vilket tyder på försämrad vattenkvalitet.

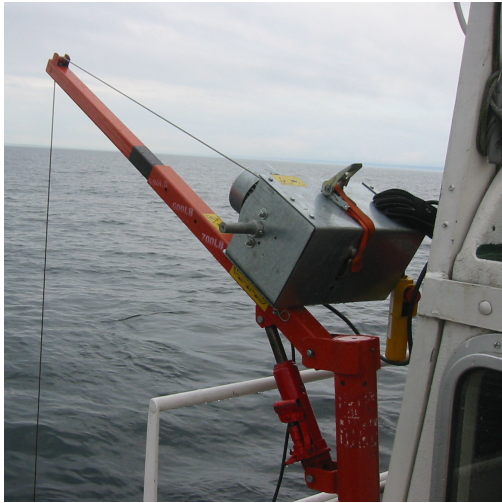
BQI-index, som beräknats utifrån artsammansättningen av fjädermygglarver, visar på god vattenkvalitet med avseende på organisk belastning för alla tre provtagningsstationerna.

## Provtagnings- och analysmetoder

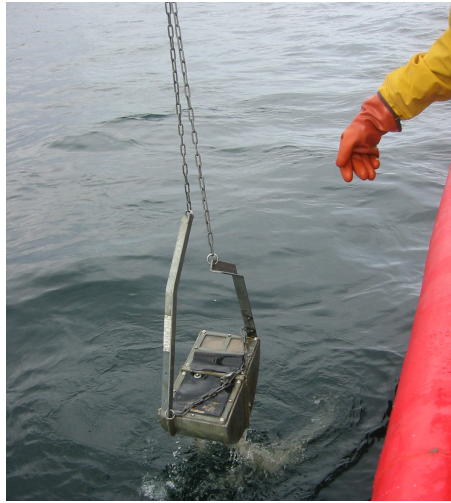
Årets provtagning utfördes den 1-2 augusti. Liksom de fem föregående åren togs vid varje provtagningstillfälle 5 prover per station med van Veen-hämtare (total area 0,535 m<sup>2</sup>; 0,107 m<sup>2</sup>/hugg), jämfört med 10 prover per station med Ekman-huggare (total area 0,250 m<sup>2</sup>; 0,025 m<sup>2</sup>/hugg) fram till och med 2003.

## Resultat

2009 års provtagning resulterade i ett antal fångade glacialrelikter förutom vitmärla: Enstaka exemplar av märkräftan *Pallasea quadrosinosa* påträffades vid Omberg och Stora Aspön. Skorv, *Saduria entomon*, återfanns liksom vid en rad föregående undersökningar endast vid St. Aspön. Märkräftan *Relictacanthus lacustris* återfanns liksom föregående år med ett exemplar vid Visingsö. Pungräkan *Mysis relicta* påträffades detta år endast vid Visingsö.

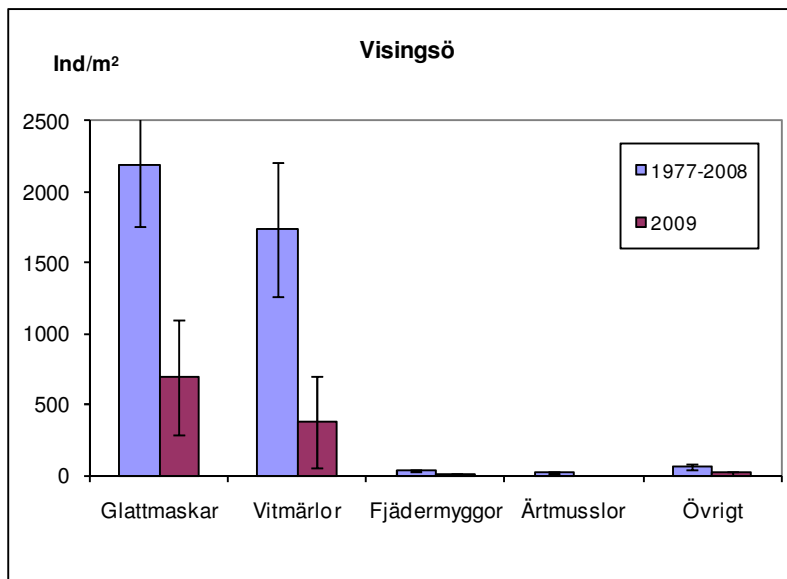


Stora djup och tunga lyft kräver vinsch



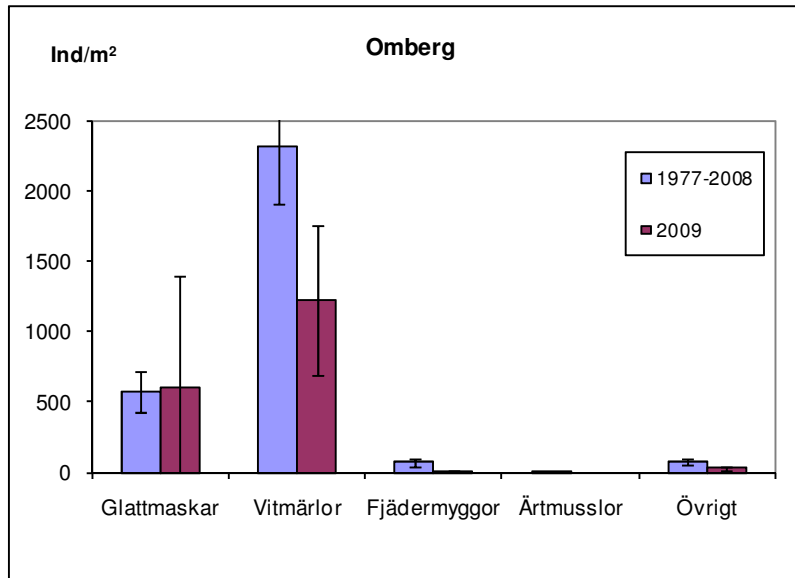
Vinschen har snart slutfört sitt jobb

Bottenfaunans sammansättning 2009 uppvisar god överensstämmelse med tidigare år, vitmärla och glattmaskar dominerar på samtliga stationer (Figur 1-5).

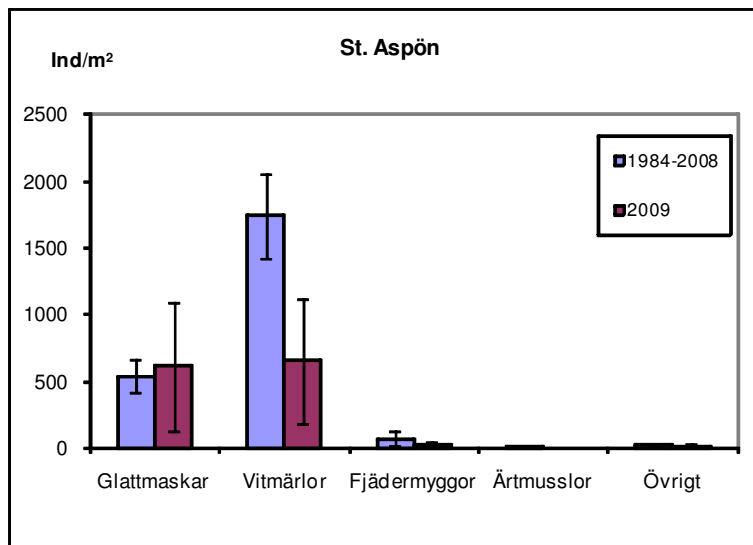


Figur 11. Individtäthet för de vanligaste profundaltaxa vid Visingsö 2009 i jämförelse med perioden 1977 – 2008. Medelvärden och 95-procentiga konfidensintervall.





Figur 12. Individtäthet för de vanligaste profundaltaxa vid Omberg 2009 i jämförelse med perioden 1977 – 2008. Medelvärden och 95-procentiga konfidensintervall.



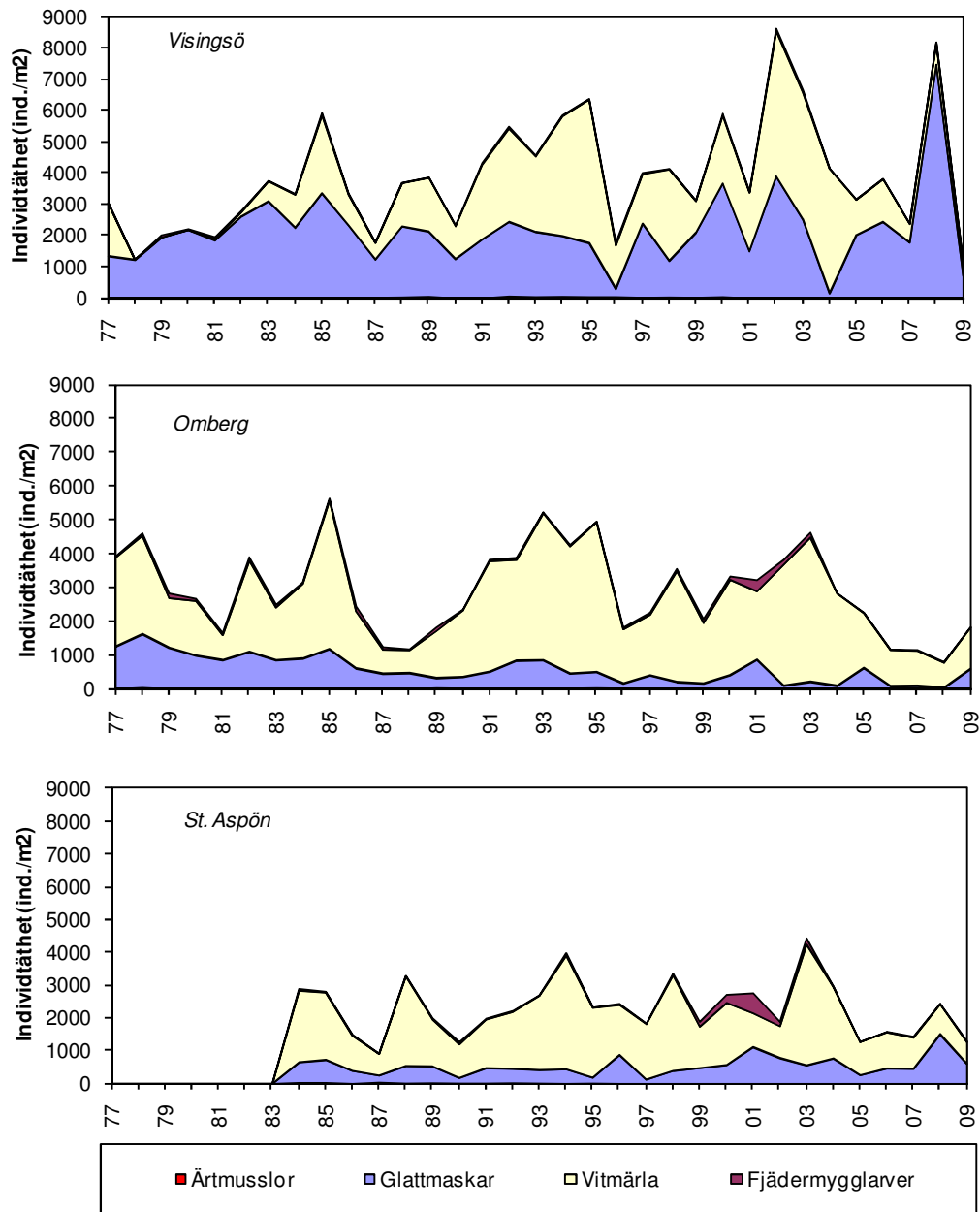
Figur 13. Individtäthet för de vanligaste profundaltaxa vid St. Aspön 2009 i jämförelse med perioden 1977 – 2008. Medelvärden och 95-procentiga konfidensintervall.

Föregående år hade mängden glattmaskar ökat dramatiskt vid Visingsö och St. Aspön, abundanserna var de högsta uppmätta sedan provtagningarna startade. Vid årets provtagning var mängderna tillbaka vid de tidigare nivåerna (Figur 4 och 5).

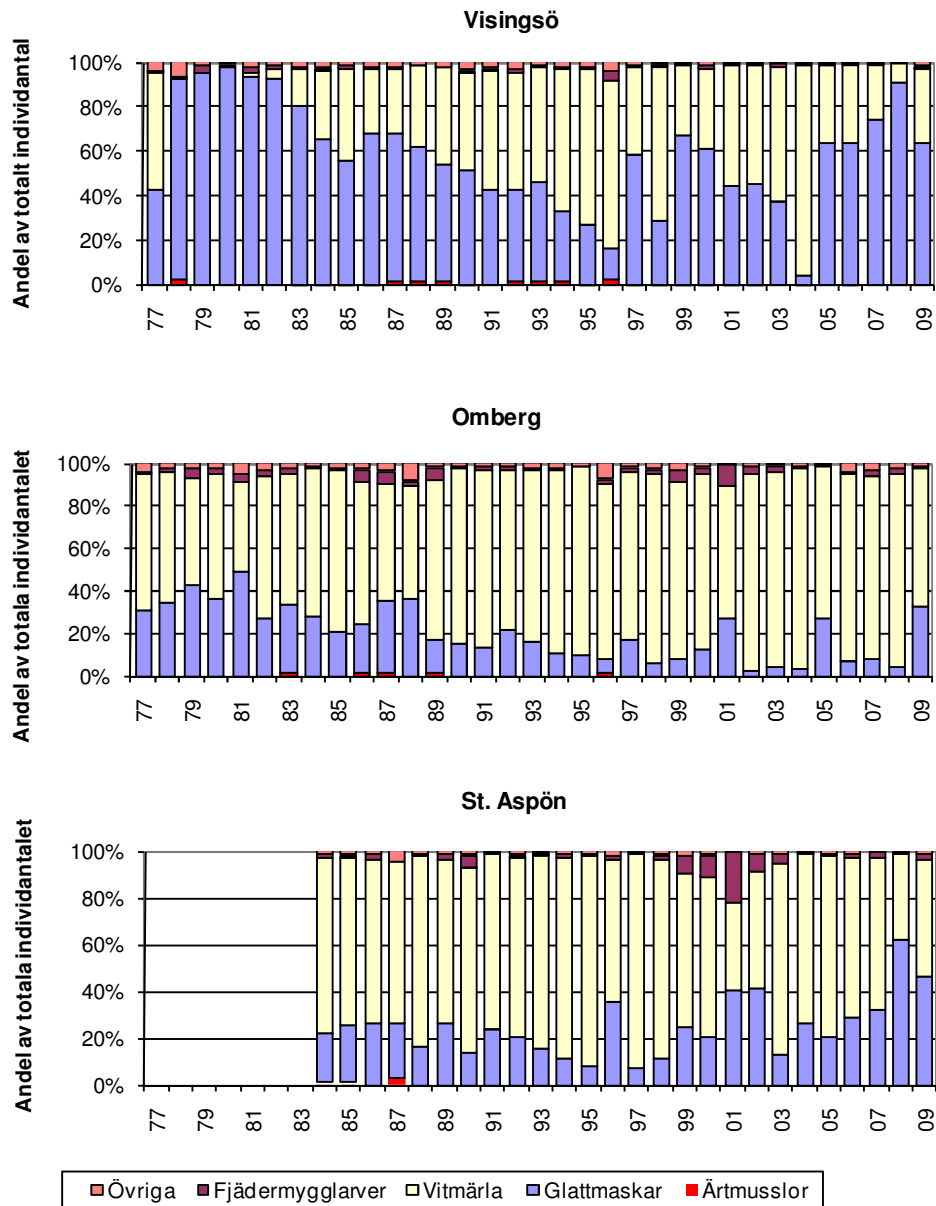
I ett längre perspektiv har vitmärlorna ökat och glattmaskarna minskat signifikant vid Omberg och Visingsö, sett till procentuell fördelning mellan djurgrupperna (Figur 6). Detta tyder på förbättrad vattenkvalitet. Vid

Stora Aspön är trenden den motsatta då vitmärlorna har minskat och glattmaskarna ökat, vilket tyder på försämrad vattenkvalitet. Denna förändring är statistiskt signifikant 2009 till skillnad från tidigare år. Sett till abundans (Figur 7) är dock de enda signifikanta trenderna att glattmaskarna minskat vid Omberg och att vitmärlorna ökat vid Visingsö.

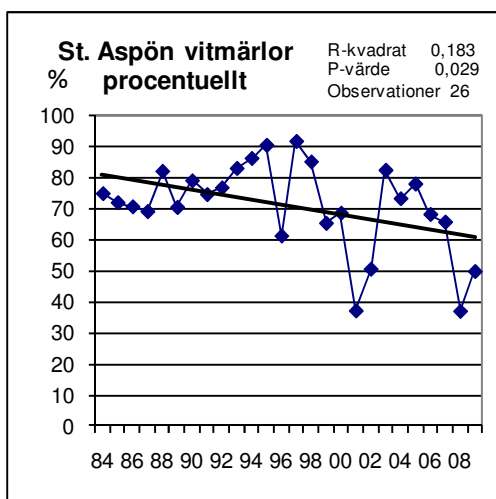
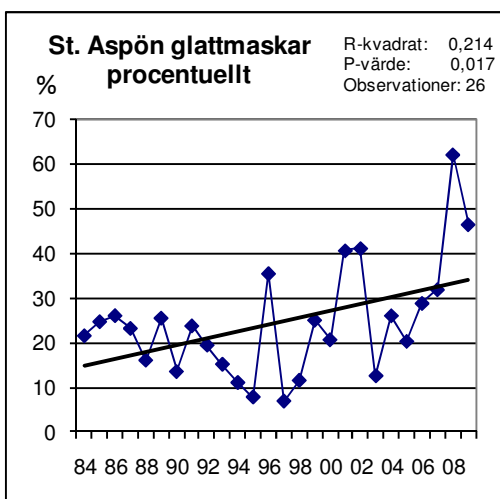
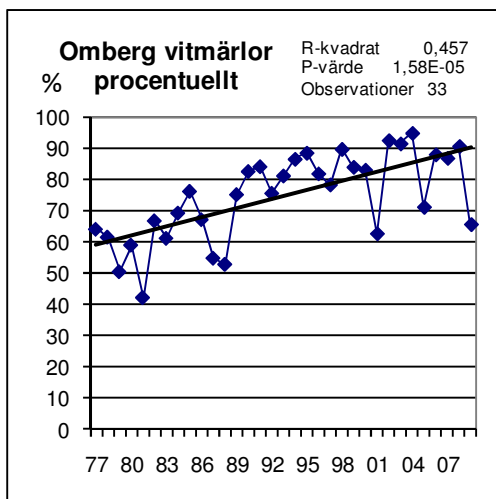
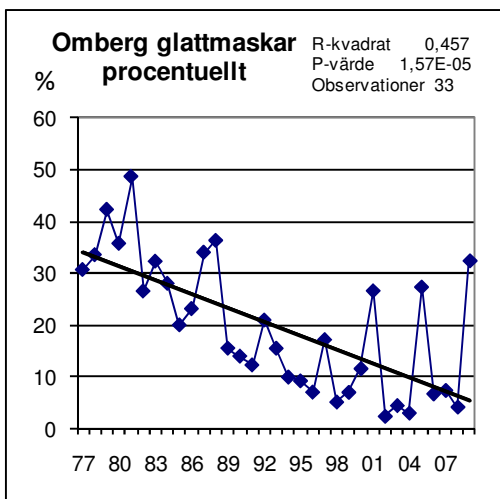
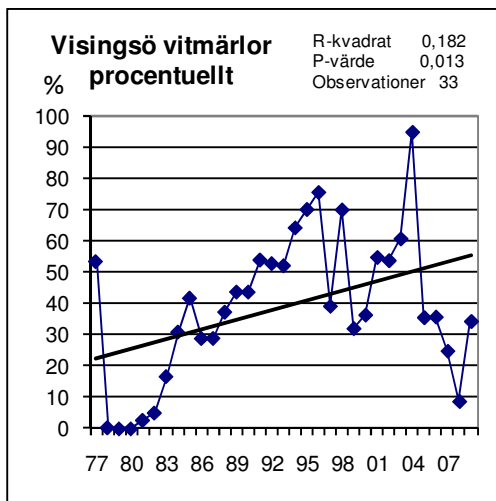
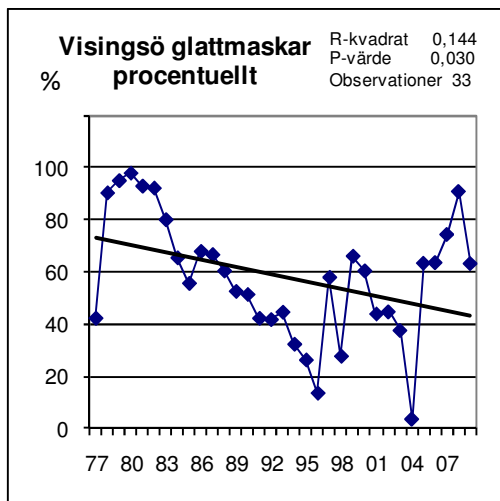
St. Aspön är provtagen under en kortare tidsperiod än de båda andra lokalerna - från och med år 1984. Om man studerar data enbart från denna tidsperiod för Visingsö och Omberg blir bilden något annorlunda: När det gäller procentuell fördelning mellan djurgrupperna är de nämnda förändringarna inte signifikanta för Visingsö och vad gäller abundans är den enda signifikanta förändringen att Glattmaskarna minskat vid Omberg.



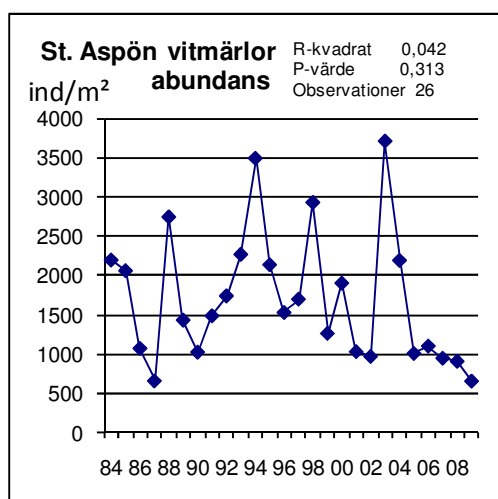
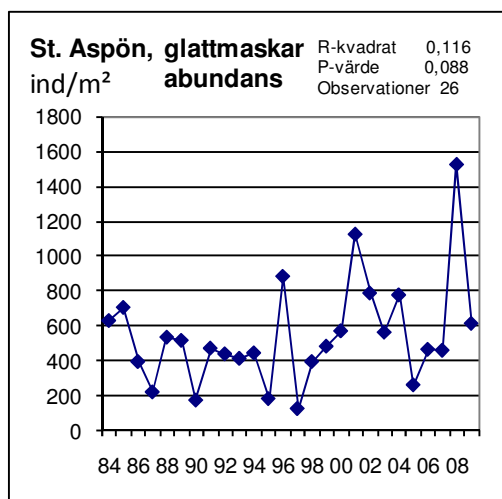
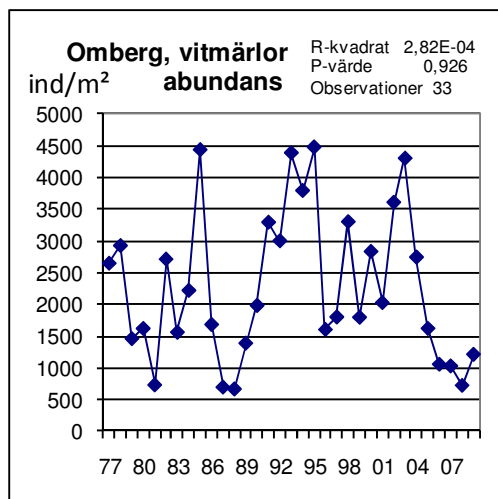
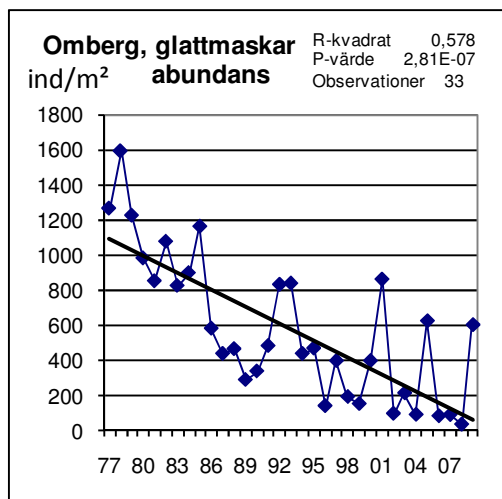
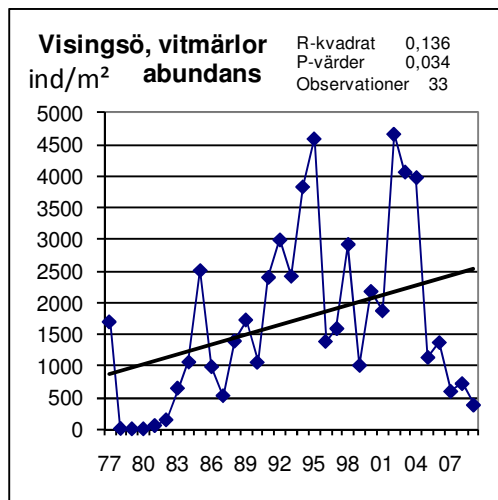
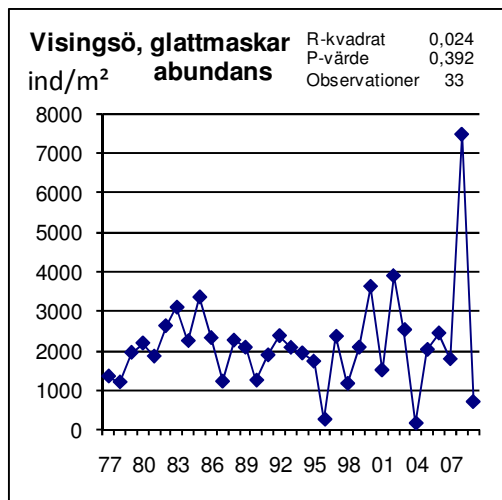
Figur 4. Individtäthet (ind./m<sup>2</sup>) för de fyra vanligaste bottenfaunagrupperna vid augustiprovtagningar 1977- 2009 vid tre stationer i Vättern. Inga provtagningar utfördes vid St. Aspön 1977- 1983.



Figur 5. De viktigaste bottenfaunagruppernas procentuella andel av det totala antalet individer vid augustiprovtagningar 1977-2009.



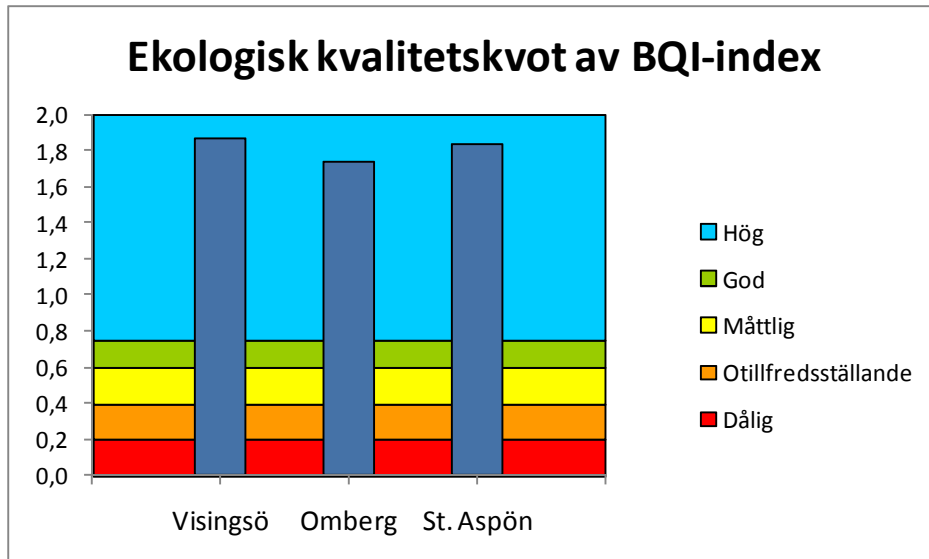
Figur 6. Mängden glattmaskar och vitmärlor som procent av totala antalet djur vid augusti-provtagningar 1977-2009 vid tre stationer i Vättern. Inga provtagningar utfördes vid St. Aspön 1977-1983.



Figur 7. Abundansen av glattmaskar och vitmärlor vid augusti-provtagningar 1977- 2009 vid tre stationer i Vättern. Inga provtagningar utfördes vid St. Aspön 1977-1983.

Utifrån artsammansättningen av infångade fjädermygglarver har BQI-index beräknats enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. BQI-index bygger på olika arters tolerans mot låga syrgashalter och

beskriver vattenkvaliteten med avseende på organisk belastning. Med hjälp av ett referensvärde för den aktuella regionen har en Ekologisk Kvalitetskvot (EK) beräknats utifrån vilken stationerna klassas efter vattenkvalitet. Alla tre provtagningsstationerna klassas till *hög kvalitetskvot* (Figur 8).



Figur 8. Ekologisk kvalitetskvot (EK) av BQI-index. Färgfälten anger de olika kvalitetsklasserna enligt Naturvårdverkets bedömningsgrunder.

## Referenser

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

Naturvårdverkets författningssamling. NFS 2008:1

# Vattenkemi i Vätterns till- och utflöden

*Björn Rydvall, Pelagia Miljökonsult AB*

## Sammanfattning

Halterna av närsalterna fosfor och kväve uppvisar olika mönster över tiden i Vätterns tillflöden. Generellt minskar fosforhalterna medan kvävehalterna är oförändrade. De allra högsta årsmedelhalterna av fosfor och kväve under 2009 uppmättes i Ålebäcken. Halterna av TOC i vattendragen år 2009 klassificeras allmänt som måttligt höga till mycket höga.

Klart högst ammoniumvärde uppmättes i Munksjöns utlopp, mer än tio gånger högre än många av de andra vattendragen och överstiger Livsmedelverkets rekommendation för tjänligt dricksvatten. Något gemensamt mönster i förändringen av ammoniumhalten i Vätterns tillflöden över tiden går dock inte att se. Undersökningen omfattade även parametrarna kisel, pH, alkalinitet och vattenfärg. Bortsett från kisel, som generellt sett är oförändrad över tiden, så har dessa parametrar generellt ökat över tiden. Vätterns tillflöden karakteriseras av höga pH-värden, mycket god buffertkapacitet och ett relativt starkt färgat vatten.

## Inledning

Pelagia Miljökonsult AB tillsammans med Eurofins Environment Sweden AB utför på uppdrag av Vätternvårdsförbundet vattenkemiska undersökningar i Vätterns tillflöden och utlopp. Undersökningen är del i det miljöövervakningsprogram som påbörjades 1966 och som, med vissa tillägg, löpt kontinuerligt under de fyra decennier som förflutit sedan dess.

## Metod

Vattenkemidata från 16 vattendrag (Tabell 1) som mynnar i Vättern sammanställdes och analyserades för 2009 samt för en tidsperiod före. De allra flesta data sträcker sig tillbaka till 1970 då mätningarna började utföras kontinuerligt. De parametrar som studerades var liksom ifjol fosfor, kisel, kväve (inklusive ammonium), organiskt kol, pH, alkalinitet och vattenfärg. Regressionsanalyser på trendutveckling över åren genomfördes för alla dessa parametrar. Parametervärden för de olika vattendragen erhöles från Länsstyrelsen i Jönköpings län och Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala.



**Tabell 6. Vattendrag som inkluderades i denna rapport med koordinater, mätperioder samt länstillhörighet eller övrig anmärkning.**

Vattendrag	Koordinater (X;Y)	Mätperiod	Anmärkning
Domneån	641827, 139990	1967 - 2009	Jönköpings län
Forsviksån	649556, 142025	1967 - 2009	V. Götalands län
Gagnån	643185, 140068	1967 - 2009	Jönköpings län
Hamarsundet	652265, 145085	1996 - 2009	Örebro län
Hjoån	646536, 141117	1967 - 1981 1986 - 2009	V. Götalands län
Huskvarnaån	640881, 140842	1987 - 2009	Jönköpings län
Hökesån	642246, 139745	1968 - 2009	Jönköpings län
Knipån	642538, 139877	1986 - 2009	Jönköpings län
Lillån	641732, 140096	1986 - 2009	Jönköpings län
Mjölinaån	647909, 144480	1967 - 2009	Östergötlands län
Motala ström	649032, 145563	1967 - 2009	Östergötlands län
Munksjöns utl.	640750, 140260	1996 - 2009	Jönköpings län
Orrnäsaån	645620, 143104	1967 - 2009	Östergötlands län
Röttleån	643092, 141875	1967 - 2009	Jönköpings län
Svedån	643455, 140114	1967 - 2009	Jönköpings län
Ålebäcken	646330, 143218	2000 - 2009	Östergötlands län

## Resultat och diskussion

Resultat från regressionsanalyser och tillståndsbedömningar som utförts på data från Vätterns tillflöden och utlopp redovisas nedan.

### Fosfor och kväve

I 9 av de 16 vattendragen uppvisar fosforhalterna signifikant minskande trender över åren (Tabell 2).

Klassificering av totalfosforhalter görs utifrån arealspecifika förluster och inte av aktuella uppmätta halter (se istället avsnitt om Transporter och Arealspecifika förluster). Det som ändå kan sägas om halterna i de 16 vattendragen år 2009 är att de varierar kraftigt. För utförligare uppgifter se avsnitt Transporter och Arealspecifika förluster.

Totalkväve i vattendragen började mätas först 1987 och värden från åren före detta grundas på parametern Kjeldahlkväve. Av denna anledning utfördes två olika regressioner, dels en på perioden 1970 – 2009 där värden före 1987 representerades av Kjeldahlkväve och en regression som sträckte sig tillbaka till 1987 och endast grundas på totalkvävehalter. För hela den undersökta tidsperioden (1970-2009) uppvisar kväve minskande halter i Hamarsundet, Hjoån och Orrnäsaån (tabell 2).

Klassificering av totalkvävehalter görs, liksom för fosfor, utifrån arealspecifika förluster och inte av aktuella uppmätta halter (se istället avsnitt om Areal specifika förluster).

**Tabell 7. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) för totalfosfor och totalkväve i Vätterns till- och utflöden. Signifikanta trender har markerats enligt:  $p < 0,001$ : ●●●,  $p < 0,01$ : ●●,  $p < 0,05$ : ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga signifikanta trender observerats. Årtalen inom parentes anger undersökt period.**

Vattendrag	Fosfor	Kväve (hela perioden)	Kväve (1987-2009)
Domneån (1970-2009)	NS	NS	NS
Forsviksån (1970-2009)	●●▼	NS	NS
Gagnån (1986-2009)	NS	NS	-
Hammarsundet (1996-2009)	NS	●●●▼	-
Hjoån (1970-2009)	●▼	●●●▼	NS
Huskvarnaån (1986-2009)	●●▼	NS	-
Hökesån (1970-2009)	●●●▼	NS	NS
Knipån (1986-2009)	●●●▼	NS	-
Lillån (1977-2009)	NS	NS	NS
Mjölnaån (1970-2009)	NS	NS	NS
Motala ström (1971-2009)	●●●▼	NS	NS
Munksjöns utl. 1996-2009)	NS	NS	-
Orrnäsån (1970-2009)	NS	●●▼	NS
Röttleån (1970-2009)	●●●▼	NS	NS
Svedån (1970-2009)	●●●▼	NS	NS
Ålebäcken (2000-2009)	●●▼	NS	-

## Ammonium

Ammonium bildas naturligt vid nedbrytning av kväverika organiska föreningar. Ammonium ingår även i de flesta kvävegödselmedel och tillförs därmed vattendragen via avrinning från åkermark.

Generellt sett är ammoniumhalten oförändrad eller minskande hos de studerade vattendragen för hela den studerade tidsperioden (Tabell 3). Endast Gagnån och Mjölnaån uppvisade en stigande trend. Klart högst årsmedelvärde uppmättes i Munksjöns utlopp, där ammoniumhalten på 0,895 mg/liter överstiger Livsmedelsverkets rekommendation för tjänligt dricksvatten. Värdet över 0,50 mg/liter kan indikera avloppspåverkan. Ammoniumhalten i Munksjöns utlopp har sedan mätningen där påbörjades år 1996 legat på en hög nivå. I Hökesån har det skett en förändring av ammoniumhalten under de senare åren. Halten var mycket hög under åren 1996-2003 för att sedan ha minskat till ca en tiondel under de senaste åren.

**Tabell 3. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) för Ammonium (NH<sub>4</sub>) för Vätterns till- och utflöden. Signifikanta trender har markerats enligt: p<0,001: ●●●, p<0,01: ●●, p<0,05: ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga signifikanta trender observerats.**

Vattendrag	Medelhalt 2009 NH <sub>4</sub> (µg/l)	Trend
Domneån (1970-2009)	72,3	●● ▼
Forsviksån (1970-2009)	35,1	NS
Gagnån (1986-2009)	105,8	●●● ▲
Hammarsundet (1996-2009)	47,8	NS
Hjoån (1970-2009)	72,3	●●● ▼
Huskvarnaån (1986-2009)	157,8	NS
Hökesån (1970 -2009)	71,3	NS
Knipån (1986-2009)	54,2	NS
Lillån* (1996-2009)		-
Mjölnaån (1970-2009)	123,8	● ▲
Motala ström (1971-2009)	13,8	●● ▼
Munksjöns utl. 1996-2009)	895,0	NS
Orrnäsåån (1970-2009)	50,2	NS
Röttleån (1970-2009)	48,4	●●● ▼
Svedån (1970-2009)	10,7	●●● ▼
Ålebäcken (2000-2009)	271,5	NS

\* Resultat saknas för Lillån år 2009.

## Organiskt kol (TOC)

Parametern organiskt kol infördes i Vätterns kontrollprogram 1996. Värden från tidigare än 1996 har beräknats med utgångspunkt från värden för permanganatförbrukning som analyserats under en betydligt längre tid. Det finns inget egentligt matematiskt samband mellan permanganatförbrukning (KMnO<sub>4</sub>) och TOC, varför denna estimering antas tillföra ett ökat mått av osäkerhet i skattningen av TOC för åren före 1996. Av denna anledning utfördes regressionsanalyser för två olika perioder, dels en mätperiod med beräknade KMnO<sub>4</sub> värden och uppmätta TOC-halter samt en för perioden 1996 – 2009 med enbart uppmätta TOC-halter. Ökande trender för halterna av organiskt kol mellan år 1970-2009 observerades i Forsviksån, Hjoån, Huskvarnaån, Hökesån, Knipån, Lillån, Mjölnaån, Orrnäsåån och Röttleån (Tabell 4). Inga signifikanta förändringar av TOC halter finns i materialet mellan åren 1996-2009.

För år 2009 var halterna av TOC i vattendragen generellt höga till mycket höga (Tabell 4). I Motala ström var de mycket låga, vilket innebär medelhalter under 4 mg/l.

**Tabell 4. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) och tillståndsklassificering (Naturvårdsverket 1999) för TOC i vattendrag runt Vättern. Signifikanta trender har markerats enligt: p<0,001: ●●●, p<0,01: ●●, p<0,05: ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga signifikanta trender observerats. Årtalen inom parentes anger undersökt period.**

Vattendrag	TOC (hela perioden)	TOC (1996-2009)	Tillståndsklass 2009 Klassificering
Domneån (1970-2009)	NS	NS	Höga halter
Forsviksån (1970-2009)	●●● ▲	NS	Måttligt höga halter
Gagnån (1986-2009)	NS	NS	Höga halter
Hammarsundet (1996-2009)	NS	-	Måttligt höga halter
Hjoån (1970-2009)	●●● ▲	NS	Höga halter
Huskvarnaån (1986-2009)	●●● ▲	NS	Höga halter
Hökesån (1970 -2009)	● ▲	NS	Mycket höga halter
Knipån (1986-2009)	● ▲	NS	Höga halter
Lillån (1996-2009)	● ▲	NS	Höga halter
Mjölnaån (1970-2009)	●●● ▲	NS	Höga halter
Motala ström (1971-2009)	NS	NS	Mycket låga halter
Munksjöns utl. 1996-2009)	NS	-	Låg halt
Orrnäsån (1970-2009)	●●● ▲	NS	Mycket höga halter
Röttleån (1970-2009)	●●● ▲	NS	Måttligt höga halter
Svedån (1970-2009)	NS	NS	Måttligt höga halter
Ålebäcken (2000-2009)	NS	-	Höga halter

## Kisel

Kisel har en central roll i de akvatiska systemen då ämnet används av kiselalger för dess strukturella uppbyggnad. Kiselalger är ett viktigt födoslag för djurplankton, vilka i sin tur är en viktig födokälla för fisk.

I Vätterns kontrollprogram motsvarar parametern kisel den totala mängden kisel i vattnet. I detta värde inkluderas alltså kisel som är bundet av kiselalger samt biologiskt obundet kisel, även kallat löst kisel.

Koncentrationerna av kisel i Vättern och dess tillflöden har under en längre tid varit låga. Halterna av kisel fortsätter vara signifikant minskande i Motala ström (Tabell 5). Medelhalterna i vattendragen varierar kraftigt mellan olika vattendrag, från 0,2 µg/l i Motala ström till 5,1 µg/l i Hökesån år 2009. Kiselhalterna i Vätterns tillflöden låg 2009 generellt sett i nivå med föregående år.

**Tabell 5. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) för kisel i Vätterns till- och utflöden. I Tabellen anges förutom trender även aktuella medelhalter för 2009. Signifikanta trender har markerats enligt:  $p < 0,001$ : ●●●,  $p < 0,01$ : ●●,  $p < 0,05$ : ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga signifikanta trender observerats.**

Vattendrag	Medelhalt 2009 Si (µg/l)	Trend
Domneån (1970-2009)	4,5	● ▲
Forsviksån (1970-2009)	1,0	NS
Gagnån (1986-2009)	4,5	NS
Hammarsundet (1996-2009)	1,4	NS
Hjoån (1970-2009)	2,5	NS
Huskvarnaån (1986-2009)	2,5	● ▼
Hökesån (1970 -2009)	5,1	NS
Knipån (1986-2009)	3,4	NS
Lillån (1996-2009)	5,0	● ▲
Mjölinaån (1970-2009)	2,1	NS
Motala ström (1971-2009)	0,2	●●● ▼
Munksjöns utl. 1996-2009)	2,4	NS
Orrnäsaån (1970-2009)	2,8	● ▲
Röttleån (1970-2009)	2,7	NS
Svedån (1970-2009)	4,3	NS
Ålebäcken (2000-2009)	3,8	NS

## pH och alkalinitet

Vattnets surhet är av stor betydelse för vattenlevande organismer. Surheten påverkar balansen mellan organismens inre miljö och omgivningen. Surheten är också av stor betydelse för vattenkemin i stort då den bland annat reglerar i vilken kemisk form exempelvis metaller uppträder.

I de flesta vatten finns en förmåga att neutralisera tillskott av sura ämnen, vattnets buffertkapacitet. Buffertkapaciteten bestäms i första hand av vätekarbonathalten i vattnet. Om vätekarbonathalten närmar sig noll kan vattnet bli kraftigt surt. Som mått på buffertkapaciteten används ofta alkalinitet.

I samtliga vattendrag runt Vättern är pH-värden och buffertkapacitet mycket tillfredsställande. Samtliga årsmedianvärden för pH för 2009 hamnar i tillståndsklass 1, det vill säga nära neutrala pH-värden. Buffertkapaciteten hamnar i tillståndsklass 1, det vill säga mycket god buffertkapacitet för 14 av vattendragen. Forsviksån och Svedån hamnar i tillståndsklass 2, god buffertkapacitet. Både pH-värden och alkalinitet har ökat generellt över tiden (Tabell 6).

**Tabell 6. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) för pH och Alkalinitet. Tillståndsklass enligt Naturvårdsverket (1999). Signifikanta trender har markerats enligt:  $p < 0,001$ : ●●●,  $p < 0,01$ : ●●,  $p < 0,05$ : ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga trender observerats.**

Vattendrag	pH		Alkalinitet	
	Trend	Tillståndsklass 2009	Trend	Tillståndsklass 2009 Klassificering
Domneån (1970-2009)	NS	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Forsviksån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●●● ▲	God buffertkapacitet
Gagnån (1986-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●●▲	Mycket god buffertkapacitet
Hammarundet (1996-2009)	●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Hjoån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●● ▲	Mycket god buffertkapacitet
Huskvarnaån (1986-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Hökesån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●● ▲	Mycket god buffertkapacitet
Knipån (1986-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Lillån* (1996-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Mjölnaån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●●● ▲	Mycket god buffertkapacitet
Motala ström (1971-2009)	NS	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Munksjöns utl. 1996-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Orrnäsån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	●●● ▲	Mycket god buffertkapacitet
Röttleån (1970-2009)	●●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet
Svedån (1970-2009)	NS	Nära neutralt	NS	God buffertkapacitet
Ålebäcken (2000-2009)	●● ▲	Nära neutralt	NS	Mycket god buffertkapacitet

## Vattenfärg

Ljusförhållandena i vattnet påverkar livsbetingelserna för organismerna som lever i vattnet. Vatten från myrar och mossar ger vanligtvis ett vatten med hög humushalt och därmed höga färgtal. Genom olika processer i vattnet sker en viss avfärgning av vattnet efter en tid. Av denna anledning har sjöar med lång uppehållstid betydligt lägre färgtal än vad som är fallet i de tillrinnande vattendragen.

Vattenfärgen i de aktuella vattendragen har ökat generellt över tiden. Totalt uppvisar elva av de sexton vattendragen signifikanta ökning av vattenfärgen (Tabell 7). Endast i Motala ström har vattenfärgen minskat över tiden.

Halterna under år 2009 klassificeras allt från obetydligt färgat vatten (Motala ström) till starkt färgat vatten (Domneån, Gagnån, Hökesån, Knipån och Orrnäsån). Antalet vattendrag som klassats som starkt färgade har minskat från 2009 års undersökning. Att vattnet är obetydligt färgat i Motala ström förklaras helt naturligt av att vattnet som kommer från Vättern, med sin extremt långa uppehållstid, har avfärgats genom olika kemiska och biologiska processer.

**Tabell 7. Resultat från regressionsanalyser (tidsutveckling) för (absorbans) på vattendrag runt Vättern. Signifikanta trender har markerats enligt:  $p < 0,001$ : ●●●,  $p < 0,01$ : ●●,  $p < 0,05$ : ●. Trendens riktning har markerats med pil. "NS" indikerar att inga signifikanta trender observerats. Tillståndsklass enligt Naturvårdsverket (1999).**

Vattendrag	Trend	Tillståndsklass 2009 Klassificering
Domneån (1970-2009)	●●● ▲	Starkt färgat vatten
Forsviksån (1970-2009)	●●● ▲	Måttligt färgat vatten
Gagnån (1986-2009)	●●▲	Starkt färgat vatten
Hammarsundet (1996-2009)	NS	Måttligt färgat vatten
Hjoån (1970-2009)	●●● ▲	Betydligt färgat vatten
Huskvarnaån (1986-2009)	●●▲	Betydligt färgat vatten
Hökesån (1970 -2009)	●●● ▲	Starkt färgat vatten
Knipån (1986-2009)	●●● ▲	Starkt färgat vatten
Lillån* (1996-2009)	NS	Betydligt färgat vatten
Mjölinaån (1970-2009)	●▲	Måttligt färgat vatten
Motala ström (1971-2009)	●▼	Obetydligt färgat vatten
Munksjöns utl. 1996-2009)	NS	Betydligt färgat vatten
Orrnäsån (1970-2009)	●●●▲	Starkt färgat vatten
Röttleån (1970-2009)	●●● ▲	Måttligt färgat vatten
Svedån (1970-2009)	●●● ▲	Betydligt färgat vatten
Ålebäcken (2000-2009)	NS	Betydligt färgat vatten

\* Färgtal (mgPt/l)

# Årstransport och arealspecifika förluster

*Kenneth Karlsson, Pelagia Miljökonsult AB*

## Sammanfattning

Den totala transporten av kväve och fosfor till Vättern var år 2009 den lägsta sedan mätningarna startade år 2005 och i princip halverad sedan fjolåret (537 respektive 10,9 ton), men då ingår inte Mjölnaåns transport eftersom inga flödesdata fanns att tillgå. Mjölnaåns tillskott till Vättern var 2008 ca 160 ton kväve och ca 2,3 ton fosfor. Troligen har även SMHI:s förändrade metod för flödesberäkningar betydelse för årets beräkningar av transport och arealspecifik förlust.

Vid 2009 års undersökning uppvisade Huskvarnaån den högsta årstransporten av både fosfor och kväve. Huskvarnaån, Forsviksån och Tabergsån stod 2009 tillsammans för cirka 75 % av kväve- och fosfortransporten till Vättern-

Transporten av totalt organiskt kol (TOC) var under 2009 högst i Forsviksån tätt följd av Huskvarnaån, transporten var, liksom 2008, lägst i Lillån. Även den totala transporten av TOC till Vättern har nästan halverats sedan fjolåret och även det beror på uteblivet värde från Mjölnaån samt förändrade flödesberäkningsmetoder.

Lillån uppvisade vid årets undersökning de högsta arealspecifika förlusterna av både fosfor och kväve. Förlusten av fosfor i Lillån klassificerades år 2009 som måttlig. För övriga vattendrag klassificerades förlusten av fosfor som mycket låg till låg.

Liksom vid fjolårets undersökning var den arealspecifika förlusten av totalt organiskt kol (TOC) högst i Hökesån. Den var 2009 lägst i Lillån, men Mjölnaån som uppvisade lägst värden i fjol utgick vid årets undersökning.

## Metod

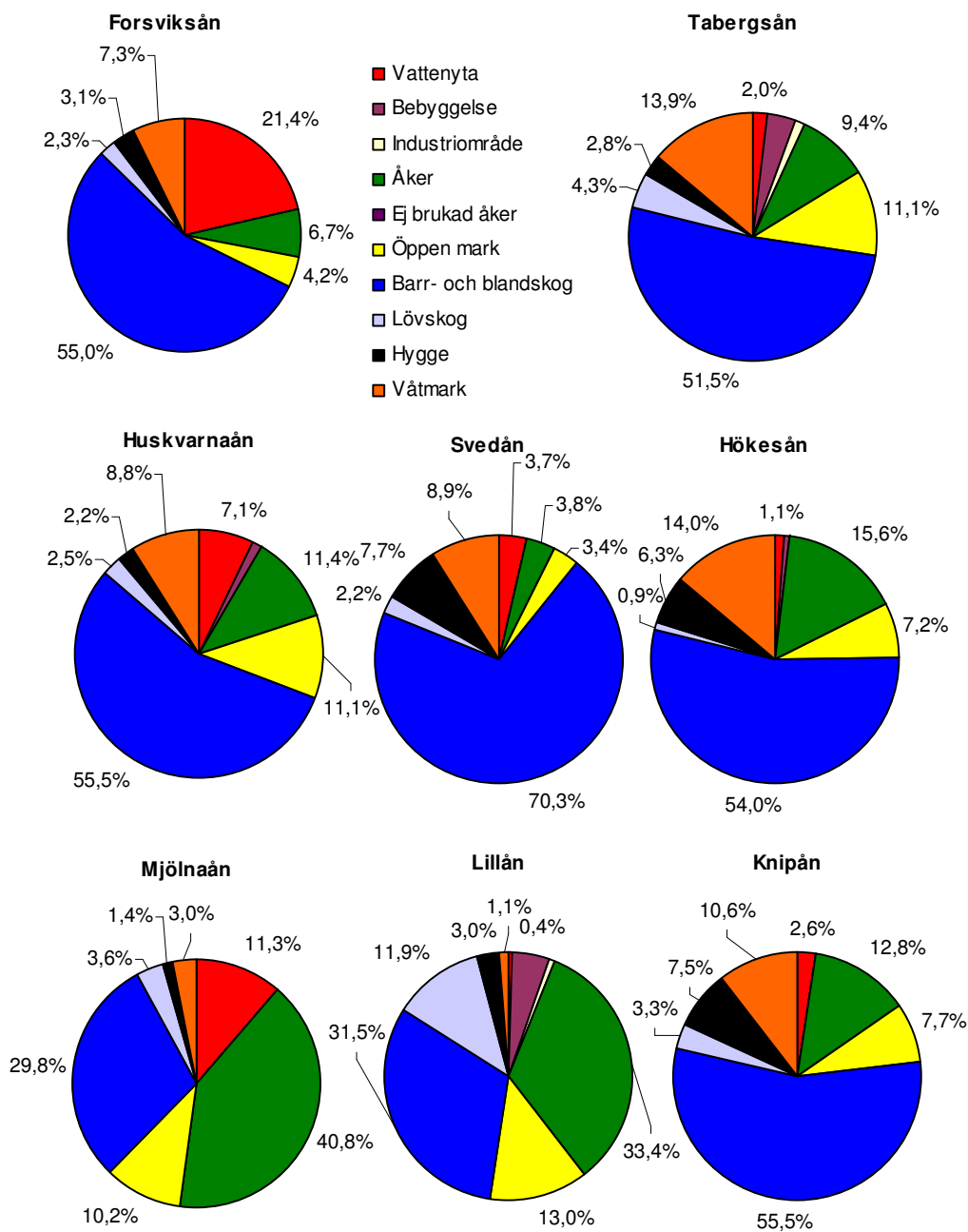
Årstransport beräknades för åtta vattendrag och arealspecifik förlust av fosfor, kväve och TOC för sju vattendrag. Månadsmedelvattenföring från SMHI (S-Hype) användes för beräkning av arealspecifik förlust och dygnsvis koncentration av respektive ämne och vattenföring har erhållits genom linjär interpolering mellan mättillfällen. För att illustrera hur mycket fosfor och kväve varje vattendrag bidrog med till Vättern under 2009 presenteras årstransporten och den arealspecifika förlusten 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 ( $\text{kg/ha}$  år) beräknades genom att dividera årstransport med ytan för respektive avrinningsområde. För stationen Hammarsundet beräknades inga arealspecifika förluster eftersom uppgifter om avrinningsområdets storlek saknas. De erhållna värdena på arealspecifik förlust och information om de dominerande marktyperna i



respektive avrinningsområde (Figur 1) kan jämföras med Naturvårdsverkets klassindelning på normalt läckage för olika marktyper (Tabell 1).



Lillån. Foto Länsstyrelsen i Jönköpings län.



Figur 14. Procentuell fördelning av marktyper för åtta av Vätterns tillflöden. Data för marktyper i Hammarsundets avrinningsområde saknas.

**Tabell 8. Klassificering av vattendrags tillstånd med avseende på arealspecifika förluster av fosfor och kväve (Naturvårdsverket 2000).**

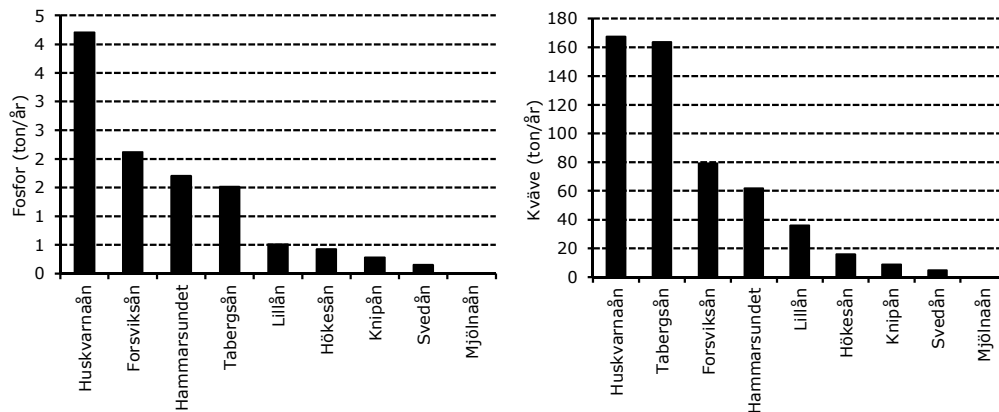
Klass	Benämning	Förlust (kg/ha år)	Normalt läckage - olika marktyper
<b>Fosfor</b>			
1	Mycket låga	< 0,04	Opåverkad skogsmark
2	Låga	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
3	Måttligt höga	0,08 – 0,12	Hyggen, myr-/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark
4	Höga	0,12 – 0,16	Åkermark i öppet bruk
5	Mycket höga	> 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

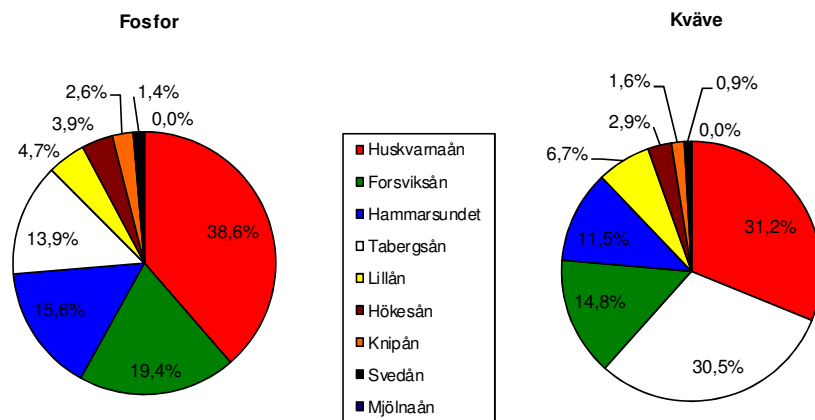
Vid 2009 års undersökning har beräkningar för transport och arealspecifik förlust inte kunnat utföras för Mjölnaån på grund av att flödesberäkningar med den nya S-Hype-metoden givit avvikande värden och därför uteslutits (ref. Måns Lindell). Detta påverkar den totala transporten till Vättern och bör beaktas vid analyser av trender i materialet. Vid 2008 års undersökning bidrog Mjölnaån med cirka 160 ton kväve och 2,3 ton fosfor till Vättern. Generellt har flödena i Vätterns tillrinnande vattendrag minskat från 2008 till 2009 och det kan vara en reell minskning men även en minskning i kombination med metodbytet av SMHI:s flödesberäkningar.

## Transport

Även vid årets undersökning uppvisar Huskvarnaån den högsta årstransporten av både fosfor och kväve (Figur 2). Transporten av kväve, fosfor och TOC till Vättern har nära nog halverats sedan fjolårets undersökning. Den stora minskningen är kopplad till det uteblivna tillskottet från Mjölnaån samt troligen även det förändrade beräkningssättet för flödet. Det kan noteras att Huskvarnaån, Forsviksån och Tabergsån tillsammans i år står för cirka 75 % av kväve- och fosfortransporten till Vättern (Figur 3).

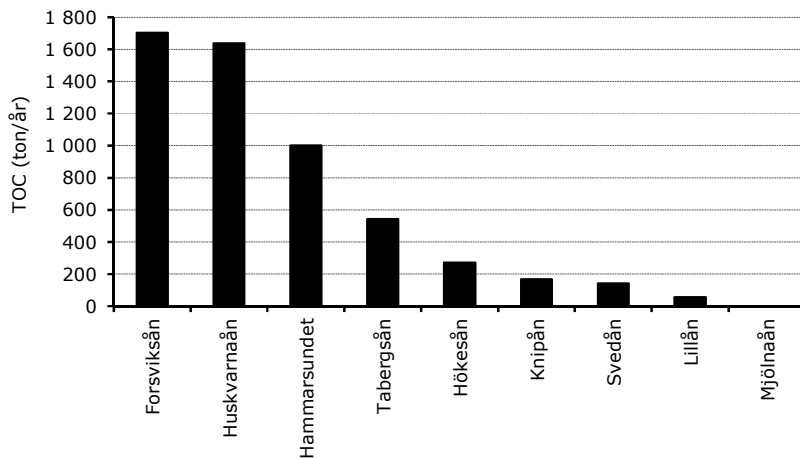


Figur 2. Årstransport av fosfor och kväve under 2009, rankade från högsta till lägsta, för nio av Vätterns tillflöden. Inga beräkningar kunde utföras för Mjölnaån detta år.

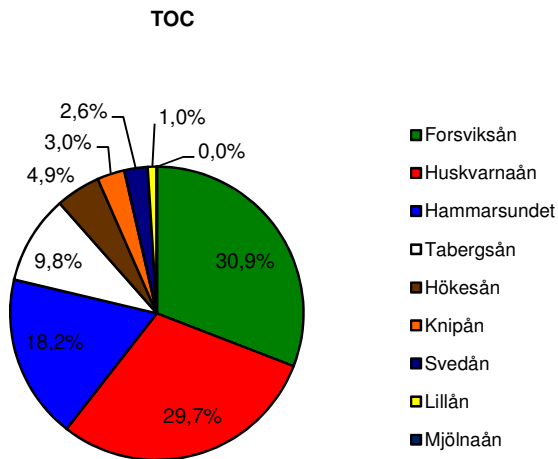


Figur 3. Procentuell fördelning av årstransporten mellan de olika vattendragen vid 2009 års undersökning.

Vid 2009 undersökning av totalt organiskt kol (TOC) var transporten högst i Forsviksån tätt följd av Huskvarnaån. Lägst transport av TOC av de undersökta vattendragen uppvisade Lillån (Figur 4). Procentuellt bidrog Hammarsundet, Forsviksån och Huskvarnaån tillsammans även i år med cirka 80 % av den totala transporten av totalt organiskt kol till Vättern (Figur 5).



Figur 4. Årstransport av totalt organiskt kol (TOC) under 2009, rankade från högsta till lägsta transport, för nio av Vätterns tillflöden.



Figur 5. Procentuell fördelning av årstransport av TOC mellan de olika vattendragen vid 2009 års undersökning.

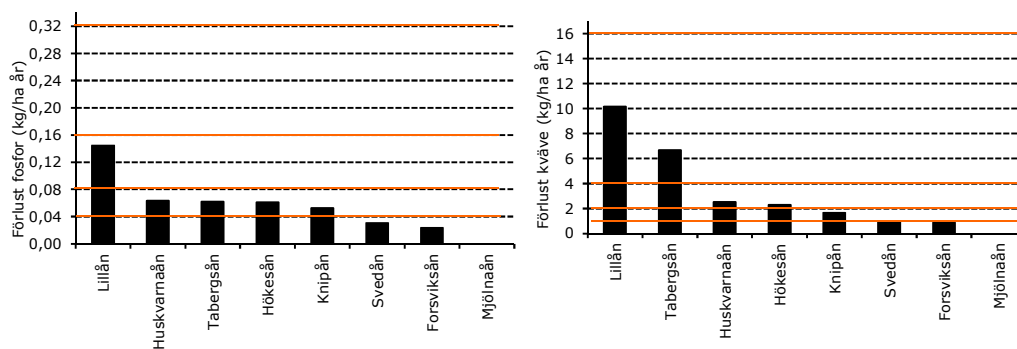
Den totala transporten av organiskt kol till Vättern var högst år 2007 men har sedan sjunkit något (Tabell 2). För kväve och fosfor uppmättes de högsta transporterna under 2008 för att i år minska. Denna minskning beror till största del på att Mjölnaåns transport ej kunnat beräknas för 2009. En annan bidragande orsak är troligen SMHI:s övergång från puls-data till S-Hypedata vid flödesberäkningarna.

**Tabell 2. Total transport av kväve, fosfor och TOC till Vättern år 2005 - 2009.**  
**Noteras bör att Mjölnaåns värden ej ingår i summan för år 2009.**

Transport till Vättern			
År	Kväve (ton)	Fosfor (ton)	TOC (ton)
2009	537	10,9	5518
2008	1036	20,4	9953
2007	931	18,2	10030
2006	821	14,4	6874
2005	545	12,5	-

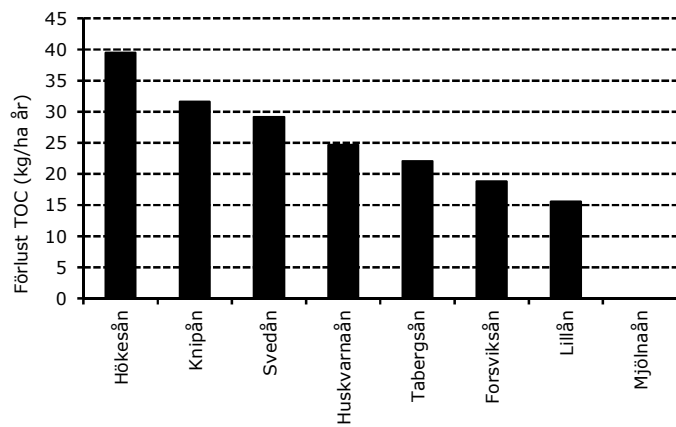
## Arealspecifik förlust

Lillån uppvisade vid årets undersökning de högsta arealspecifika förlusterna av både fosfor och kväve. Förlusten av fosfor i Lillån klassificerades år 2009 som måttlig. För övriga vattendrag klassificerades förlusten av fosfor som mycket låg till låg (Figur 6). Lillåns avrinningsområde domineras av åkermark och öppna ytor samt låg andel sjöyta vilket kan förklara de högre förlusterna samt att Bankeryds avloppsreningsverk ligger ca 100 m uppströms provpunkten. I motsats till detta rinner Forsvikså, som har lägst förlust av kväve och fosfor, genom marker med stor andel av barr/blandskog samt med stor andel sjöyta.



Figur 6. Areal specifik förlust av fosfor och kväve under 2009, rankade från högsta till lägsta, för åtta tillflöden till Vättern. De heldragna linjerna nerifrån och upp anger klassgränserna (Naturvårdsverket 2000) för arealspecifik förlust (mycket låg, låg, måttligt hög, hög och mycket hög förlust). Inga beräkningar för Mjölnaån kunde utföras detta år.

Liksom vid 2008 års undersökning var den arealspecifika förlusten av totalt organiskt kol (TOC) högst i Hökesån. Den var 2009 lägst i Lillån, men Mjölnaån som uppvisade lägst värden i fjol utgick vid årets undersökning (Figur 7). Förlusten av totalt organiskt kol per hektar från övriga vattendrag uppvisar i princip en linjär minskning från Knipån till Lillån (Figur7).



Figur 7. Areal specifik förlust av TOC under 2009, rankade från högsta till lägsta förlust, för åtta tillflöden till Vättern. Inga beräkningar för Mjölinaån kunde utföras detta år.

# Vätterns pelagiska fiskbestånd

Thomas Axenrot, Fiskeriverket

## Sammanfattning

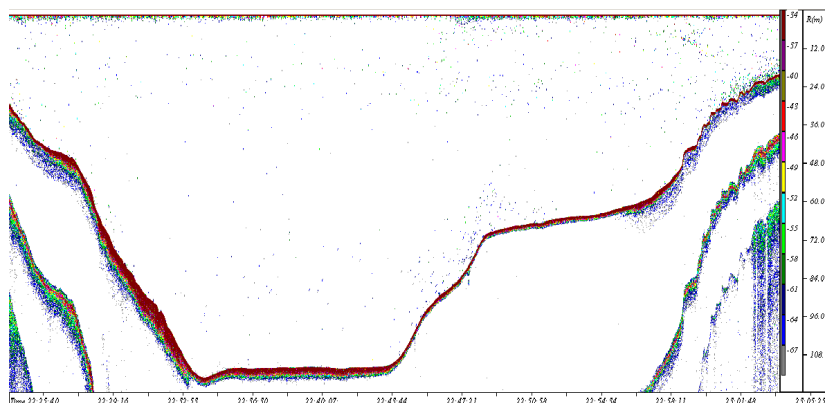
För 2009 noteras en minskad fisktäthet jämfört med 2008. Skillnaden mellan åren är framför allt den starka rekrytering av nors under 2008. I jämförelse med de undersökta åren 1988 och framåt är den totala fisktätheten 2009 fortfarande hög och över medelvärdet för dessa år (figurer 1 och 3). Norsen har haft en regelbunden och god årlig rekrytering under lång tid och utgör 90 % av det totala antalet fiskar i pelagialen (den fria vattenmassan). Siklöjebeståndet går i motsatt riktning. År 2008 noterades det lägsta antalet siklöjor sedan undersökningarna startade 1988 (figur 3) och för 2009 noteras något fler individer men i stort sett bara från den norra delen av Vättern. Av de siklöjor som fångades var ca 80 % ensomriga vilket visar att det fortfarande sker rekrytering till det svaga beståndet, åtminstone i den norra delen av sjön. Fiskbiomassan för hela Vättern minskade till i genomsnitt 11 kg/ha (1 hektar = 100 x 100 m). Fördelningen över sjön är dock ojämn med bara 5 kg/ha i den södra delen, 11kg/ha i den mellersta och 22 kg/ha i den norra delen av sjön.

Situationen för siklöjebeståndet i Vättern fortsätter att oroa. Olika orsaker kan enskilt eller i kombination förklara minskande bestånd och utebliven stark rekrytering, men idag saknas kunskap att peka ut vilken denna eller vilka dessa är. Vätterns nuvarande låga näringsstatus kan antas resultera i att mängden föda har minskat. För lite föda medför dels att årsyngel riskerar att svälta ihjäl men även att konditionen hos vuxna fiskar försvagas vilket ger sämre lekframgång, d v s färre yngel produceras och överlever. Siklöjan är en höstlekande fisk och förändringar i miljö eller klimat kan medföra att kläckning av yngel på våren inte matchar tillgång på föda för ynglen. För mycket rovfisk som äter siklöja, f n i första hand utsatt lax, kan göra att beståndet har svårt att återhämta sig både med avseende på antal fiskar och fiskarnas kondition. I Fiskeriverkets *Resurs- och miljööversikt 2010* ges som biologiskt råd att fiske efter siklöja bör upphöra helt till dess beståndet återhämtar sig och att nuvarande tidsbegränsning av fisket borde omfatta hela Vättern istället för att vara geografiskt begränsad till den södra delen av sjön.

## Det pelagiska fisksamhället viktigast i sjön

Vättern är djup med mestadels branta stränder och bara små skärgårdsområden varför pelagialen dominerar sjöns biologiska produktion. Det pelagiska fisksamhället är också det mest betydelsefulla för fisket, om man undantar kräftfiske. Med pelagiska fiskar avses de som huvudsakligen uppehåller sig och jagar föda i den fria vattenmassan. Till dessa hör större röding, lax, nors, siklöja och storspigg samt till viss del även sik och öring. Arter som gärs, hornsimpa, lake och abborre är mer bottenbundna. Nors, siklöja och storspigg är viktiga bytesfiskar för rovfiskarna i sjön. En annan viktig födoresurs för flera fiskarter, bl a ung röding, sik och lake, är vitmärlor och pungräkor. Dessa båda arter lever också av vad som produceras eller har producerats pelagiskt.

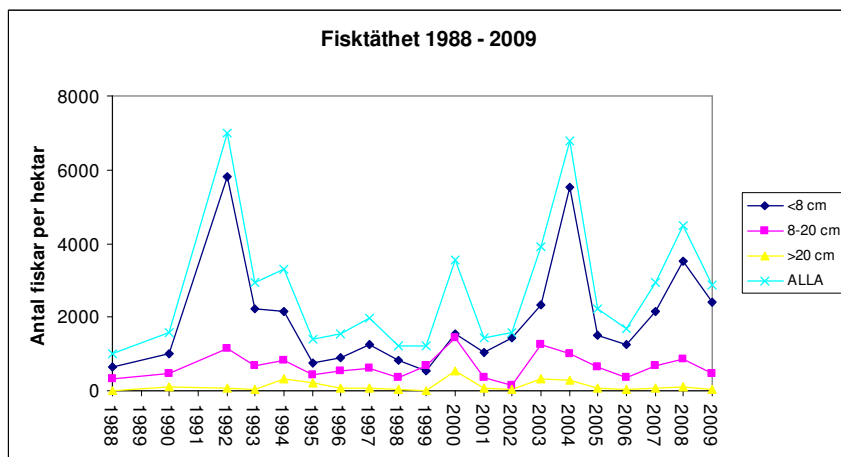




Bottenprofil från södra Vättern – exempel på branta stränder och den stora volymen öppet vatten. Den bruna linjen representerar botten (från ekogram, Simrad EK60).

Vitmärlorna lever bottennära och i sedimentet på stora djup medan pungräkorna säsongvis nattetid, i skydd av mörkret, företar födovandringar från botten högt upp i vattenmassan för att konsumera djurplankton. Därmed konkurrerar de med en del fiskarter.

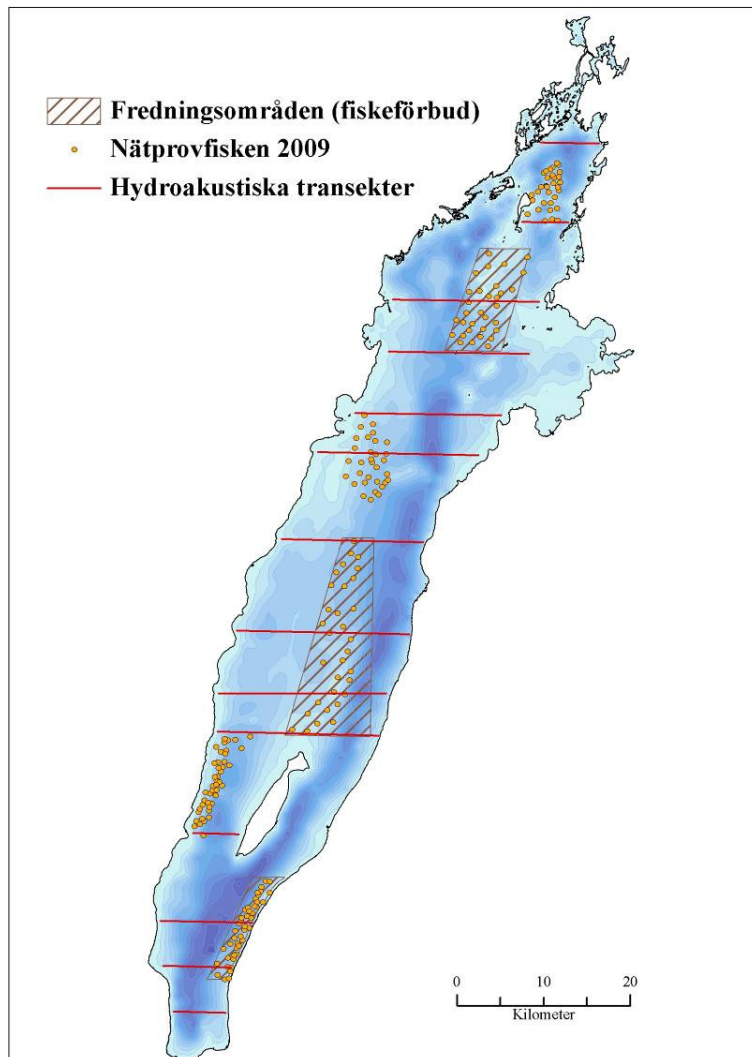
De pelagiska bestånden övervakas årligen med hjälp av ekolodning i samarbete med Vätternvårdsförbundet och utgör en del av miljöövervakningsprogrammet i sjön. Undersökningarna utförs med ett vetenskapligt ekolod längs 14 transektorer tvärs över sjön kompletterat med begränsade trålningar på olika djup i norra, mellersta och södra delarna av sjön. Trålningen ger information om art- och storlekssammansättning i de övervakade fiskbestånden. Metodik mm beskrevs mer utförligt i



Figur 1. Fisktäthet i Vättern 1988 – 2009 som totalt antal fiskar per hektar och uppdelat på tre storleksklasser. Beräkning baserad på data från ekolodning och trålning i augusti-september. Åren 1989 och 1991 genomfördes inga undersökningar.

Vätternvårdsförbundets årsskrift för år 2000. Undersökningarna påbörjades 1988 och har genomförts årligen sedan 1992. Från 2006 används ett nytt ekolod (Simrad EK60 och ES120 7C) och från 2008 används ett nytt forskningsfartyg (U/F Asterix). Som ett led i metodutveckling och i samarbete med Högskolan i Skövde har

för 2009 resultat från nätprovfisken för bottenära målarter, som röding, sik, abborre och lake, på försök vägts in i resultaten från ekolodningen. Individer av dessa arter registreras vid ekolodningen men fångas sällan vid trålningen då bottenära trålning inte görs. Preliminära resultat presenterades vid en internationell konferens i Tjeckien i år (Fish Sampling with Active Methods) och innebär att tolkningen av ekodata för bottenära arter på sikt kan förbättras.

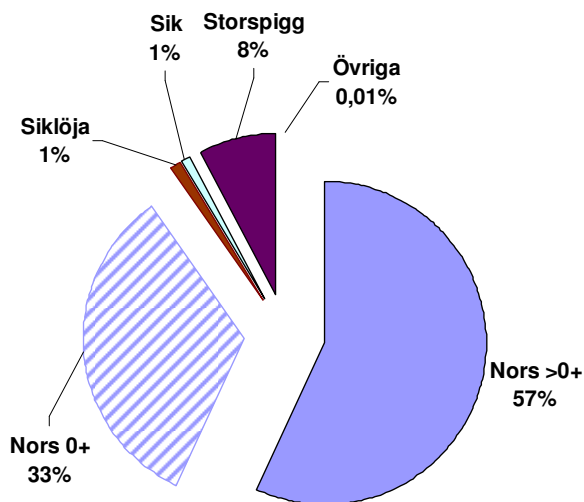


Årliga hydroakustiska transekter. Begränsade provtrålningar på olika djup genomförs årligen i södra, mellersta och norra delarna av sjön (varierande platser - ej med på kartan). Nätprovfisken 2009 som genomförts i fiskefredade och referensområden.

## Nors dominerar i bytesfisksamhället

Nors fortsätter att dominera i det öppna vattnet och utgör år 2009 90 % av antalet pelagiska fiskar (figur 2). Mängden nors minskade något jämfört med föregående år då rekryteringen av ung nors var ovanligt kraftig (årsyngel utgjorde 50 % av all nors) men är fortfarande över medelvärdet (69 %) för de 20 år som undersökningarna pågått. För 2009 noteras att mer än 1/3 av norsen är årsyngel vilket tyder på fortsatt god

rekrytering. Tätheterna varierar över åren från ca 400 till 4 500 individer per hektar, d v s med en faktor 10. Stora avvikelser från medelvärdet förekommer ibland vid höga tätheter som t ex 1992, 2000, 2003, 2004, 2007-2009 och kan oftast förklaras med ovanligt god rekrytering av ung nors. Nors är en eftertraktad bytesfisk och flertalet av dessa unga norsar blir sannolikt inte så långlivade. Mycket låga tätheter förekommer mer sällan och under 500 individer per hektar har bara uppmätts en gång (1993; figur 3). Andelen ensamriga individer varierar i trålfångsterna mellan sjöns olika delar och är som regel högre i de mellersta och norra delarna. En förklaring kan vara att förutsättningarna för tillväxt för årsynglen är mindre gynnsamma i den södra delen med mindre näringsrikt och ofta kallare vatten.

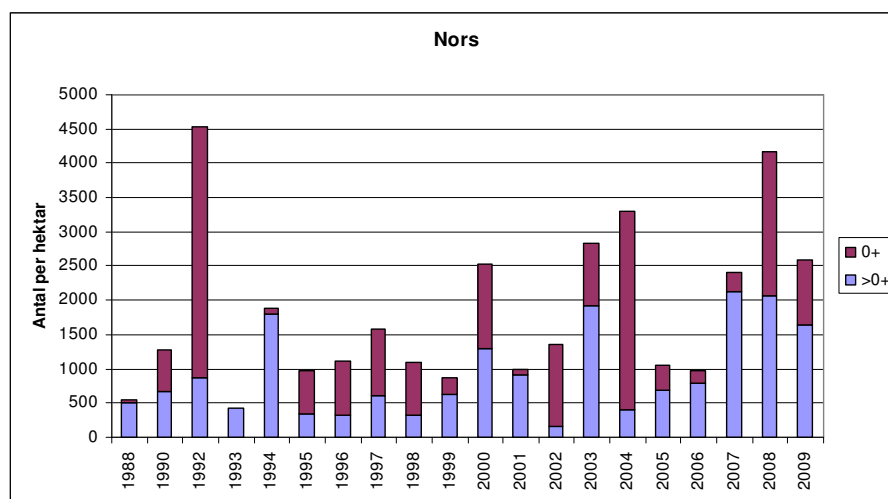
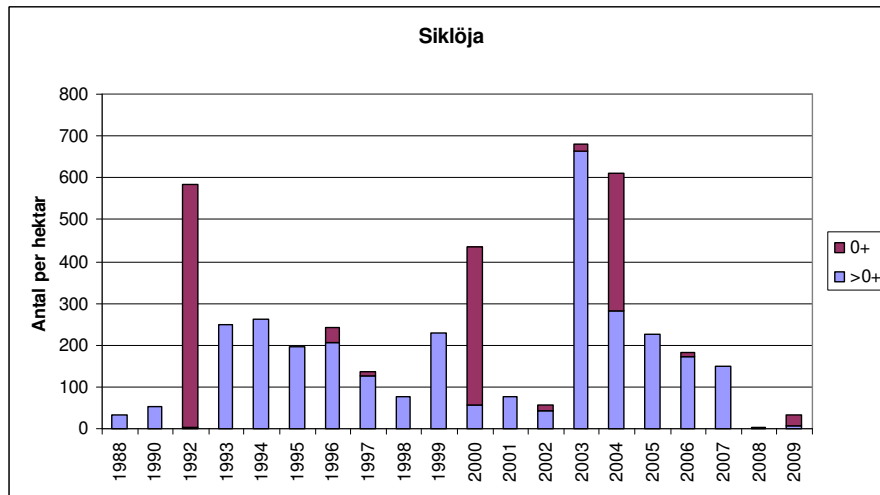


Figur 2. Andel per art av pelagiska fiskar i Vättern baserat på ekoräkning och trålfångster under augusti – september 2009. "Övriga" består av flodnejonöga och braxen. Nors har delats upp i årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).

## Siklöjan uppvisar svag föryngning

Siklöja har, sett över alla undersökta år, varit den näst vanligaste fisken i pelagialen men vanligtvis bara upp till 20 % av norsbeståndet. Siklöjan är relativt småvuxen (upp till 18 cm) i Vättern och fiskas i ringa omfattning på sommaren för färskkonsumtion. Den används även som agn vid krokfiske efter röding och lax. Tätheten för alla åren är i medeltal 226 siklöjor/ha men har varierat från några enstaka siklöjor till 680 individer per ha (2008 respektive 2003) till följd av ojämn föryngning vilket inte är ovanligt hos siklöja. Höga tätheter noteras för åren 1992, 2000, 2003 och 2004 vilka även hade höga tätheter av nors. De senaste åren har beståndet minskat och var 2007 nere i 149 individer per ha. År 2008 fångades väldigt lite siklöja vid provtrålningarna och beståndet beräknades därför till bara några få individer per hektar. Resultatet för 2009 visar på ett fortsatt svagt siklöjebestånd med 33 siklöjor per hektar av vilka merparten (80 %) var årsyngel. Svaga bestånd med under 100 individer per ha har noterats för åren 1990, 1998, 2001-02 och nu 2008-2009 (figur 3). Siklöjan i Vättern har historiskt sett fått starka årsklasser med längre mellanrum än norsens. Under den studerade perioden har riktigt starka årsklasser bara uppstått 1992, 2000 och 2004 (figur 3). Andra år har inga eller bara ett fåtal ensamriga siklöjor fångats vid trålning, vilket har varit fallet även på senare år (2005-2008). År 2009 noteras glädjande nog en hög andel ensamriga siklöjor men beståndet är fortsatt svagt. Andelen unga siklöjor

varierar, i likhet med norsen, mellan de tre områdena där trålningar utförs. För 2009 noteras ensamriga siklöjor nästan uteslutande från den norra delen.



Figur 3. Mängden nors och siklöja som totalt antal med andel ensamriga (0+) fiskar per hektar. Data insamlade vid ekolodning och trålning under augusti-september. Åren 1989 och 1991 genomfördes inga undersökningar. Observera olika skalor för *Antal per hektar*.

Det är vanligt att starka årsklasser hos siklöja bara uppstår enstaka år. Utöver orsaker som rör klimatet anses detta bero på att en stark årsklass, som resulterar i ett tätt bestånd, håller tillbaka föryngringen de närmast följande åren. Siklöja är vår mest utpräglade djurplanktonätare och en av få fiskarter där alla åldersklasser och storlekar äter samma föda. Detta medför att siklöjan konkurrerar starkt om födan med sina egna artfränder oavsett ålder eller storlek. Det är känt från flera studier att en stark årsklass kan hålla tillbaka föryngringen under flera år och att en ny stark årsklass uppstår först när den starka årsklassen tunnats ut. Detta illustreras ganska väl av beståndsutvecklingen efter 1992 års starka årsklass, då tätheten minskade utan avbrott fram till 1998-99 och en ny stark årsklass uppstod först år 2000 (figur 3). Ytterligare en indikation på detta är att den rika årsklassen 2004 följdes av en mycket svag föryngring år 2005 (figur 3). Det är känt att det kan vara ganska jämna cykler i föryngringen och att cyklernas längd kan påverkas av t ex fiske. I finska sjöar med intensivt

fiske på siklöja kan rika årsklasser uppstå vartannat år, medan det var omkring 10 år mellan starka årsklasser i en norsk sjö där inget fiske bedrevs. Vättern har med början 1992 uppvisat en tendens till cykel om fyra år av starkare årsklasser av siklöja. Man hade således kunnat hoppas på en ny stark föryngring 2008 vilken uteblev och så även 2009. För jämförelse kan noteras att siklöjebeståndet i Vänern – som fiskas kommersiellt - de senaste åren uppvisar en ökande trend med regelbunden föryngring. Även i Mälaren noteras föryngring och en positiv trend för siklöjebeståndet.

Det finns anledning till oro över utvecklingen av siklöjebeståndet i Vättern. I Fiskeriverkets *Resurs- och miljööversikt 2010* ges som biologiskt råd att fiske efter siklöja bör upphöra helt till dess beståndet återhämtar sig och att nuvarande tidsbegränsning av fisket borde omfatta hela Vättern istället för att vara geografiskt begränsad till den södra delen av sjön. Resultaten från nätprovfisken under senare år styrker att beståndet är svagt. Det kan finnas flera orsaker till varför siklöjan minskar och att nya starka årsklasser verkar utebli. Vättern har blivit alltmer näringsfattig (oligotrof) pga. förbättrad rening av avloppsvatten och bättre gödningsteknik vilket påverkar mängden djurplankton som utgör siklöjans föda - färre djurplankton räcker till färre siklöjor. Om så är fallet påverkas även fiskarnas kondition negativt vilket minskar lekframgången, d v s antalet yngel som produceras och överlever. Resultaten från de två stationer som undersöks med avseende på djurplankton visar emellertid ingen tydlig trend av minskande mängd djurplankton, utan snarare en omfördelning mot fler hoppkräftor och förskjutning mot mindre storlekar av hinnkräftor (t ex Årsskrift 2008). Ett redan svagt siklöjebestånd kan utöver fiske även vara känsligt för mängden rovfisk, i dagsläget framförallt utsatt lax, även om dessa också tar andra bytesfiskar som nors och spigg. Klimatförändringar kan påverka lekframgången, t ex om ynglens kläckning och tillväxt inte matchar tillgången på lämpliga djurplankton. Till skillnad från exempelvis nors så leker siklöjan på hösten vilket kan göra det svårare att tidsmässigt anpassa god tillgång till föda för de på våren nykläckta ynglen vid förändringar i klimat eller miljö. Data om planktonsamhället saknas för våren. Om inte Vättern är unik i något avseende som påverkar siklöjan borde emellertid klimatförändringar påverka andra närliggande sjöar med siklöja som t ex Vänern där siklöjan haft en positiv utveckling de senaste åren. För nors, som konkurrerar med siklöjan om djurplankton innan de går över till att äta fisk, noteras regelbunden rekrytering och ett jämförelsevis stabilt bestånd. Även pungräkor (*Mysis relicta*) konkurrerar periodvis med siklöjorna om födan (se vidare i Årsskrift 2008). Det saknas dock kunskap om mängden pungräkor i Vättern över åren.

## Övriga arter

Den tredje vanligt förekommande pelagiska bytesfisken är storspigg (figur 2). Arten förekommer nära ytan, bildar täta stim och uppehåller sig gärna intill vakare, i fiskredskap mm. Det faktum att arten uppträder så ytligt gör att en stor del av individerna sannolikt inte registreras av ekolodet vars transduktor sitter monterad under båten (U/F Asterix) på 1,5 m djup. Trålningen sker med minsta djup på ca 5 m för att komplettera data från ekolodningen. Nuvarande metodik är således inte anpassad för att få ett bra mått på mängden storspigg och beräkningarna bör tolkas försiktigt.

Sik samt ibland enstaka rödingar och laxar fångas i trålen. Även andra arter fångas vid enstaka tillfällen. År 2009 fångades flodnejonöga och braxen.



Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*, Linné 1758). Vuxna flodnejonögon vandrar vanligtvis ut i havet, men isolerade bestånd av sjölevande flodnejonögon finns bl a i Vättern där enstaka exemplar fångas regelbundet vid trålning. De vuxna djuren livnär sig genom att suga sig fast på kroppen på andra fiskar där de suger blod och skrapar av kött. Foto: Bodil Kajrup, Naturhistoriska Riksmuséet. Upphovsrätt: Creative Commons Erkännande-Icke-kommersiell 2.5 Sverige.

# Elfiskeundersökning i vissa utvalda Vätterbäckar

*Fredrik Nöbelin och Arne Joblander vid Fiskeriverkets utredningskontor Göteborg.*

## Inledning

Tillflödena till Vättern har en viktig ekologisk funktion genom att flera av sjöns fiskarter reproducerar sig här. Särskilt öringen i Vättern är känd att under hösten vandra upp för att leka i vissa bäckar och åar, men vattendragen är viktiga lekplatser även för arter som harr och flodnejonöga.

Öringungarna nyttjar bäckarnas strömvattenpartier som uppväxtområde innan de vandrar ut i Vättern. Tiden de stannar varierar mellan olika vattendrag, men synes variera mellan att vandra ut redan som årsunge till att stanna i upp till 3 år. 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 bevarande av den naturliga mångfalden i strömvattensmiljön.

Fiskeriverkets utredningskontor har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet under 2009, på motsvarande sätt som tidigare år, genomfört elfiskeundersökningar i några av Vätterns tillrinnande vattendrag. Undersökningarna, som i första hand inriktats 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 vattendragens miljötillstånd. Avläsningen av öringreproduktionen i vissa vattendrag är också av betydelse för att kunna göra en bedömning av öringbeståndens status och utveckling.

## Undersökta vattendrag

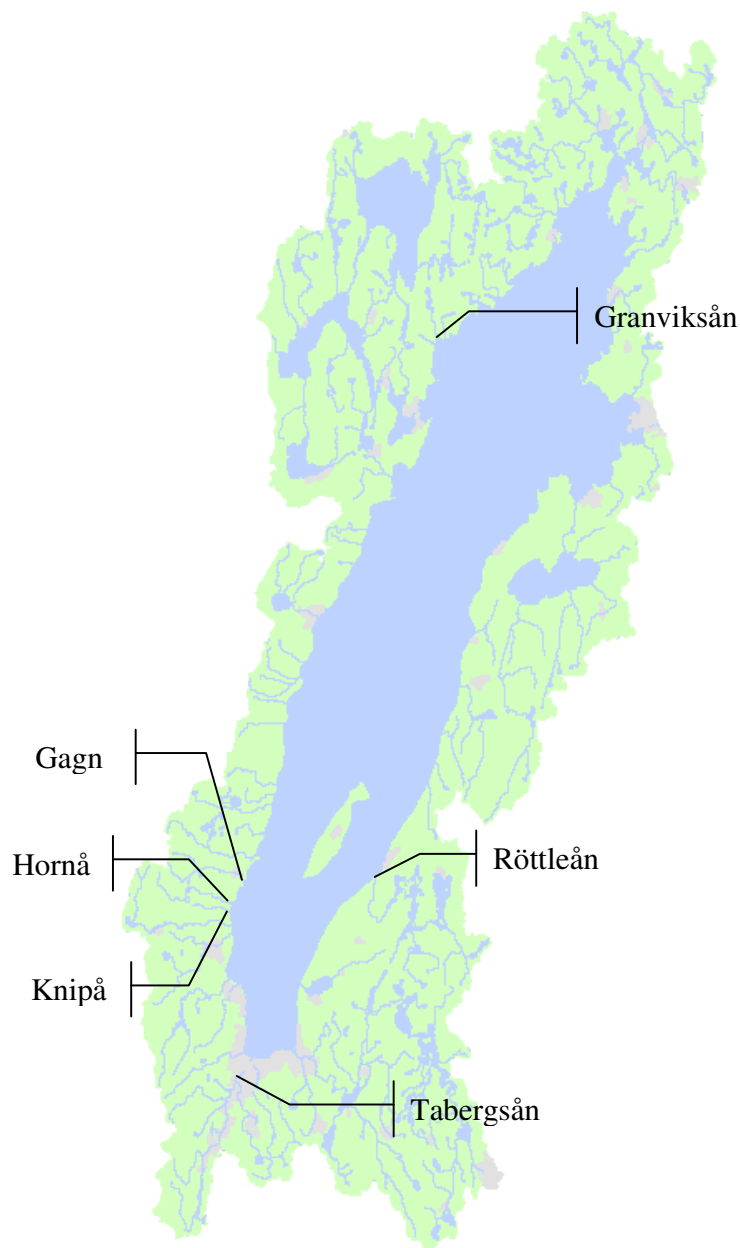
De sex undersökta vattendragen 2009 framgår av nedanstående tabell (tabell 1). Fem av de elfiskade vattendragen finns inom Jönköpings län medan Granviksån mynnar i Vätterns norra del i Västra Götalands län. Vattendragens läge kring Vättern framgår av bifogad översiktskarta (se figur 1).

**Tabell 1. Vattendrag och provlokaler som ingår i 2009 års elfiskeundersökning.**

Vattendrag	Fiskedatum	Provlokalens koordinater (RAK)	
		x	y
Granviksån	2009-09-13	6501700	1426900
Gagnån (nedre)	2009-09-15	6431000	1401550
Gagnån (övre)	2009-09-13	6432050	1399650
Hornån	2009-09-10	6428050	1399750
Knipån	2009-09-10	6425000	1398800
Tabergsån	2009-09-11	6402250	1399450
Röttleån	2009-09-11	6431200	1418750

De övre delarna av Vätterns tillrinningsområde är belägna på en höjd av drygt 300 meter över havet medan Vätterns yta ligger ca 89 m ö h. Höjdskillnaderna medför en väsentlig lutning i flera vattendrag, vilket bl a ger upphov till de långa strömsträckor som utgör lämpliga biotoper för uppväxande öring. De sex undersökta vattendragen innehåller alla strömsträckor som lämpar sig för öringproduktion. Vandringshinder för uppvandrande fisk, i form av dammar och fall, medför dock att det i flera vattendrag främst är de nedre delarna som nyttjas som reproduktionsområde av Vätteröringen. Inom ramen för länsstyrelsernas program för biologisk återställning pågår dock ett arbete med att återskapa påverkade miljöer och fria vandringsvägar för fisk i kalkade vattendrag.





Figur 1. Översiktskarta över elfiskade vattendrag.

## Metodik vid elfisket

Undersökningarna 2009 har skett genom elfiske på motsvarande sätt som tidigare år, på vissa bestämda provytor. Vid elfiskeundersökningarna användes ett motordrivet elfiskeaggregat. Använd spänning har varit ca 400 - 600 V. Elfiskena har i regel genomförts med successiv utfiskning, med tre upprepade fiskeomgångar, vilket möjliggör bl a skattning av öringförekomsten med viss säkerhet. Elfiskelokalen i övre Gagnån har dock 2009 fiskats med en fiskeomgång. Avfiskning har i respektive vattendrag skett på ett bestämt avsnitt (provyta),

omfattande en area på mellan 105 och 260 m<sup>2</sup>. Platsen för elfisket har ursprungligen valts med utgångspunkt från att den skall representera en lämplig uppväxtbiotop för öringungar.

För att kunna belysa utvecklingen i vattendragen har stor vikt lagts vid att på varje lokal utföra elfiskena så att resultaten blir så jämförbara som möjligt med tidigare års kontroller. Frånsett Tabergsån, där vattenflödet bedömdes som högt, var flödesnivåerna vid fiskena 2009 att betrakta som normala.

Vid elfiskena har förhållanden kring fisket antecknats i elfiskeprotokoll. All fisk har noterats med avseende på art, antal och storlek. Längdmätning av alla öringar har skett som tidigare år. Klassning av åldersgrupper hos öringungar (0+ = årsunge, ≥1+ = fjolårsunge eller äldre) har gjorts med utgångspunkt från längdfördelning. Vikten hos den samlade fångsten har noterats i flera av bäckarna. Efter avslutat fiske har fångad fisk återutsatts inom provytan.

Elfiske, på det sätt som nu har utförts, innebär att merparten av populationen av öring och andra fiskarter på en provsträcka fångas upp. Vid successiv utfiskning med tre fiskeomgångar fås normalt ca 85 - 95 % av den fångstbara öringpopulationen. Skattning av antalet kvarvarande fångstbara öringar liksom det totala antalet öringungar inom de olika provytorna har sedan gjorts från fångstdata med hjälp av Zippin's metod. Separat beräkning har gjorts för öring 0+ respektive öring ≥ 1+. Öringtätheten på den avfiskade provytan har beräknats genom att dividera det beräknade antalet öringar inom provytan med provytans areal.

## Resultatredovisning

Vid 2009 års elfiskeundersökningar utfördes kontroll i sex av Vätterns tillflöden; Granviksån, Gagnån, Hornån, Knipån, Tabergsån samt Röttleån. I enlighet med undersökningsprogrammet har fiske skett på en angiven lokal i respektive vattendrag. Komplettering av undersökningen har dock skett i Gagnån där två lokaler har fiskats. I nedanstående tabell redovisas en sammanställning av resultaten av aktuella provfisker (tabell 2).

**Tabell 2. Sammanställning av resultat från 2009 års elprovfisken i sex av Vätterns tillflöden. Samtliga lokaler frånsett Gagnån (övre) har undersökts med tre utfiskningar.**

Vattendrag	Areal (m <sup>2</sup> )	Antal öringar (Fångst - st)		Ber. täthet (st/100m <sup>2</sup> )		Ber. biomassa (kg/100m <sup>2</sup> )	Övriga arter
		0+	≥1+	0+	≥1+		
Granviksån	105	26	7	26,9	6,8	0,26	Ru, la
Gagnån (nedre)	148	74	45	54,3	31,3	0,54	Fnej, sgkr
Gagnån (övre)	225	21	15	18,7	7,3	0,15	Sgkr
Hornån	108	51	22	51,3	21,1	0,72	Fnej, sgkr
Knipån	150	80	25	55,9	18,3	0,55	Sgkr
Tabergsån	260	53	12	24,0	4,8	0,19	Bs, la
Röttleån	162	216	42	156,7	26,1	1,25	La, gä, sgkr

Förkortningar: Bs = bergsimpa, fnej = flodnejonöga, gä = gädda, la = lake, ru = ruda, sgkr = signalkräfta.

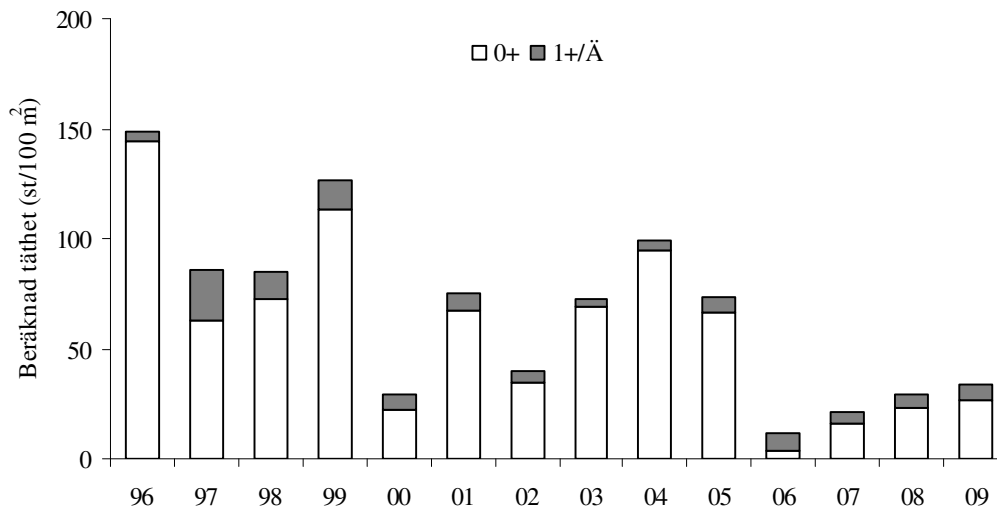
På följande sidor redovisas 2009 års elfiskeresultat i respektive vattendrag. Vissa kommentarer till resultaten lämnas också och speciellt fokuseras förekomsten av öringungar. Jämförelse görs även med tidigare års resultat för att belysa beståndsutvecklingen. Inledningsvis ges en kort beskrivning av miljöförhållandena i och kring vattendraget.

## Granviksån

Granviksån har ett avrinningsområde på ca 16-19 km<sup>2</sup> och mynnar till norra delen av Vättern, ca 12 km norr om Karlsborg. Bäckens avvattnar ett flertal sjöar, bl a Bergsjön, Kvarnsjön och Ottersjön. Avrinningsområdet är till stor del skogsbevuxet och marken är känslig för försurning. För att minska försurningspåverkan i området påbörjades kalkning i flera av sjöarna inom tillrinningsområdet 1985-86 och har sedan dess upprepats i olika omgångar.

### Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Nedre delen av Granviksån är tillgänglig för den sjövandrande öringen från Vättern. Öringbeståndets beräknade täthet uppgick till totalt 33,7 st öringar/100 m<sup>2</sup>, fördelat på 26,9 öringårsungar/100 m<sup>2</sup> och 6,8 äldre öringungar/100 m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,26 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 2). Vid elfisket 2009 noterades, förutom öring, även ruda och lake.



Figur 2. Elfiske i Granviksån, lokal Vårdshuset, perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

Elfiskelokalen, som är belägen i den nedre delen av Granviksån ses som en god öringbiotop, särskilt för årsungar. Öringtätheten har varierat betydligt under de år elfisken genomförts i Granviksån. Orsaken till detta är sannolikt att bäcken är känslig för olika vädervariationer, t ex hög nederbörd. Åren 2006-2008 var de väderrelaterade störningarna större än normalt vilket troligen medfört en ökad mortalitet hos öringungarna i

Granvikså. Torka sommaren 2006 följdes av mycket höga vattenflöden 2007. Periodvis var nederbörden hög även säsongen 2008.

Sommaren 2009 var flödesförhållandena mera normala, men en fullständig återhämtning hos öringbeståndet har ännu inte skett. De beräknade tätheterna av årsungar är fortfarande betydligt lägre än normalt. Tätheten av äldre öringungar är däremot jämförbar med tidigare säsonger. Orsaken till den svaga återhämtningen är oklar, men tidigare års flödesförhållanden mm kan eventuellt fortfarande påverka öringtätheten negativt. Under förutsättning att ytterligare störningar inte tillkommer kan troligen ökande öringtätheter förväntas kommande år.

## Gagnån

Gagnåns avrinningsområde är ca 29 km<sup>2</sup> och omfattar de mellersta delarna av Hökensås. Avrinningsområdet är sjöfattigt och innehåller endast några mindre sjöar och gölar, bl a Kroksjöarna och Fisklösen. Gagnån var tidigare försurningspåverkad och kalkning av våtmarker längs vattendraget påbörjades 1985. Kalkningsinsatser görs även i ett par av sjöarna inom avrinningsområdet. Gagnån anses ha ett mycket högt naturvärde och från väg 195 upp till 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 bestånd av amerikansk bäckröding. Övriga arter som noterats vid elfiske i vattendraget är abborre, gädda, bergsimpa, flod- och bäcknejonöga. Även signalkräfta har påträffats.

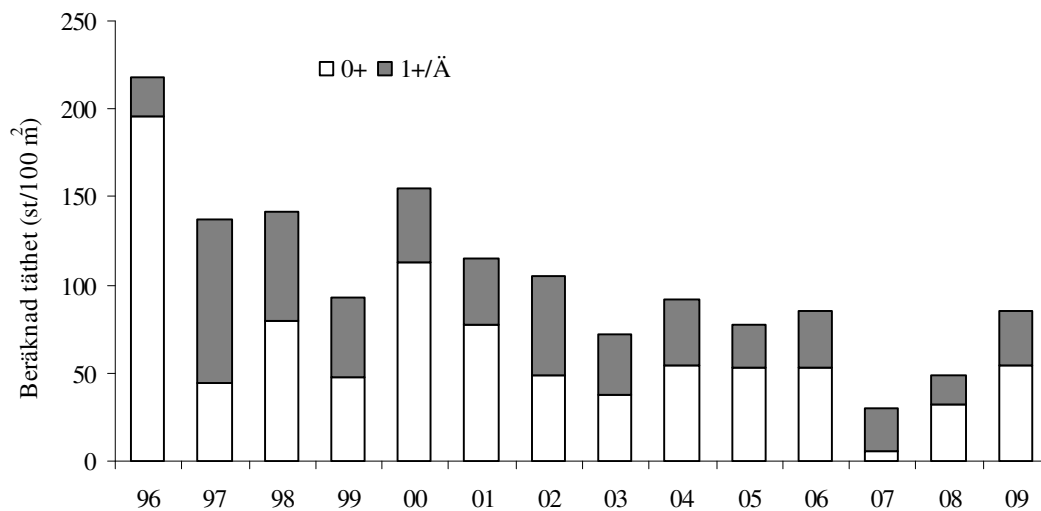
## Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Elfisket i Gagnån år 2009 skedde på två lokaler, dels i den nedre delen av ån, dels på en sträcka uppströms Fagerhult. I den nedre delen av ån dominerar öringbeståndet av sjövandrande Vätteröring. I området ovan Fagerhult är beståndet av öring strömstationärt. På båda lokalerna har elfiske skett tidigare år. Resultaten på respektive lokal i Gagnån redovisas nedan.

### Gagnån nedre, vid Bjälkatorpet

Elfisket 2009 i nedre Gagnån, skedde på en provsträcka som utgör reproduktionsområde för den sjölevande Vätteröringen. Utifrån fångsten av öringungar på provsträckan beräknades tätheten till totalt 85,7 st/100m<sup>2</sup> varav tätheten årsungar (0+) var 54,3 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till 0,54 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Övriga fiskarter på provytan har under åren varit mer sparsamt förekommande, med undantag för nejönöga som ibland påträffats tämligen rikligt. År 2009 fångades flodnejönöga och signalkräfta.

Återkommande elfisken har gjorts i Gagnån, i stort sett årligen, sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 3).



Figur 3. Elfiske i nedre Gagnån, vid Bjälkatorpet, perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

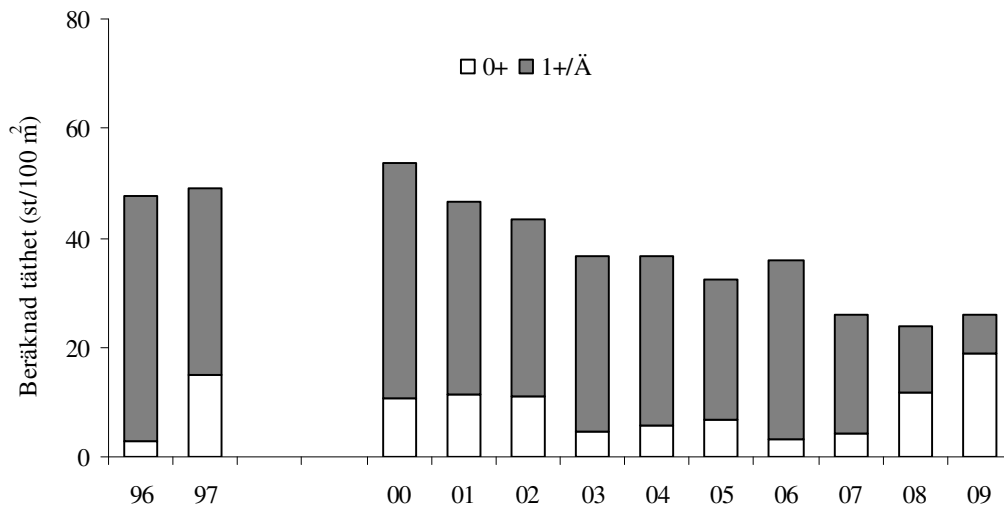
Liksom i flertalet vattendrag noterades en betydande nedgång av öringtätheten i Gagnån sommaren 2007 och nederbörden var periodvis förhållandevis hög även sommaren 2008. Resultatet 2008 visade dock på en viss återhämtning hos öringen, men inte till normala nivåer.

Säsongen 2009 var förutsättningarna i Gagnån bättre, framförallt med ett mera normalt vattenstånd. Troligen som en följd av detta stiger öringtätheten till ungefär de tätheter som noterades före högvattenflödet 2007. Även storlekssammansättningen motsvarar förhållandena före 2007. Trots de stigande öringtätheterna 2009 tycks en trend med minskande tätheter ha pågått sedan 1996.

### Gagnån, ovan Fagerhult

Elfisket år 2009 i övre delen av Gagnån, skedde på en sträcka där öringen är mer eller mindre stationär. Beståndet innehåller flera årsklasser. Utifrån fångsten av öringungar på provsträckan beräknades besättningstätheten uppgå till totalt 26,0 st/100m<sup>2</sup> varav tätheten årsungar (0+) var 18,7 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till 0,15 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2).

Återkommande elfisken har gjorts även i denna del av Gagnån sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 4).



Figur 4. Elfiske i övre Gagnån vid Fagerhult perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

Varken torkan 2006 eller höglödena 2007/2008 tycks ha fått något mer betydande genomslag på öringtätheten på lokalen och inga tydliga förändringar kan observeras under perioden. Däremot syns en svagt neråtgående trend som tycks ha pågått under hela 2000-talet.

Öringbeståndet är strömstationärt med en åldersfördelning som normalt medför att andelen äldre öringungar är betydligt högre än antalet årsungar. Från 2008 tycks dock en förändring ha skett mot en större andel årsungar. Sommaren 2009 dominerar t o m årsungarna beståndet. Med en hög andel årsungar 2009 kan dock en återgång förväntas kommande år med en större andel äldre öringungar. Inga andra fiskarter fångades vid elfisket, men däremot konstaterades förekomst av signalkräfta.

## Hornån

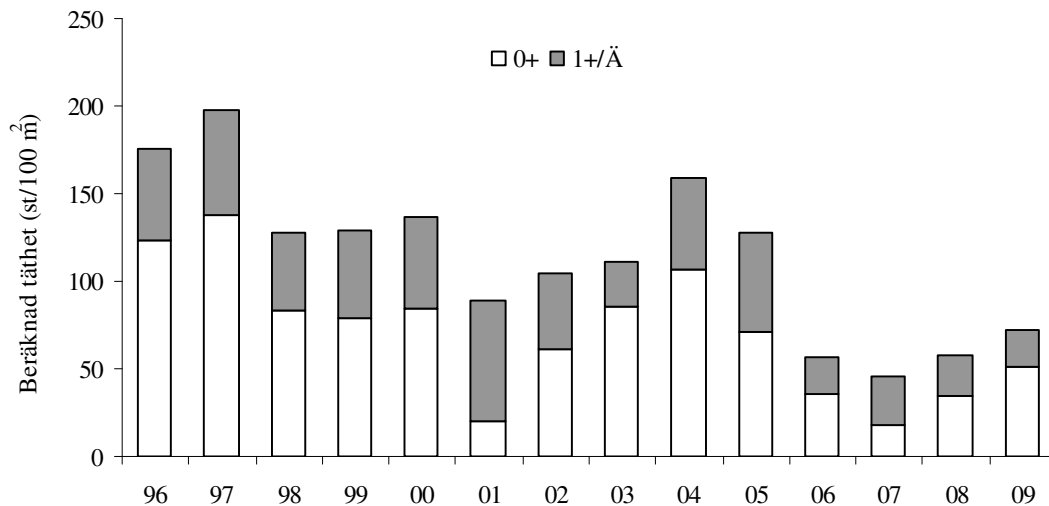
I Hornåns vattensystem ingår Hornsjön samt några mindre sjöar. Hornån avvattnar den mellersta och södra delen av Hökensås, och mynnar sedan i Vättern ca 5 km norr om Habo. För att motverka försurningspåverkan i vattendraget påbörjades kalkningsåtgärder redan 1984. Vätteröring och harr utnyttjar de strömsträckor som finns i Hornåns nedre delar för sin reproduktion.

### Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Elfisket år 2009 i Hornån gjordes som tidigare år på en lokal i den del av bäcken som är tillgänglig för den sjölevande Vätteröringen. Resultaten sedan 2006 påvisar de hittills lägsta öringtätheterna sedan elfiskena startade 1984. Elfisket 2009 visar på svagt ökande öringtäthet, men inte i nivå med resultaten före 2006.

Den beräknade totala tätheten av öringungar 2009 uppgick till 72,4 st/100m<sup>2</sup>. Skattad täthet av årsungar (0+) uppgick till 51,3 st/100m<sup>2</sup>. Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,72 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Förutom öring fångades även flodnejonöga och signalkräfta vid elfisket.

Elfiske har gjorts i Hornån i omgångar sedan 1984. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 5).



Figur 5. Resultat från elfisken i nedre Hornån, perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

Sedan 2007, då den hittills lägsta öringtätheten noterades, har tätheten av öringungar långsamt ökat. Den väderpåverkan som orsakade nedgången i öringbeståndet åren 2006-2008 byttes sommaren 2009 mot mera normala förutsättningar, främst avseende vattenflödet.

Öringtätheten började stiga något redan 2008 och en fortsatt återhämtning sker under 2009. Öringtätheten ökar emellertid långsamt och resultatet ligger följaktligen långt från de tätheter, vanligen mellan ca 100 - 200 st/100m<sup>2</sup>, som tidigare erhållits vid elfisken på lokalen. Orsaken till den svaga återhämtningen är inte tydligt klarlagd, men troligen beror denna på kvardröjande effekter från flödesförhållandena under 2006-2008.

## Knipån

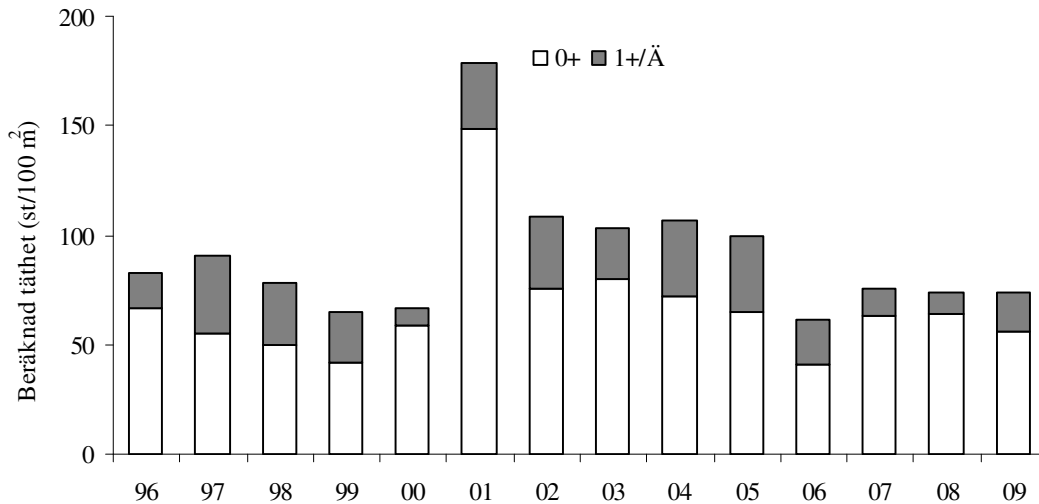
Knipåns avrinningsområde är ca 53 km<sup>2</sup> och omfattar södra delen av Hökensås. I avrinningsområdet ingår bl a Knipesjön och Furusjön. Knipån mynnar i Vättern ca 3 km nordost om Habo och de övre delarna av ån är i viss mån utsatta för försurningspåverkan medan de nedre delarna, inom det område som Vätteröringen reproducerar sig, inte verkar vara påverkade. Kalkning sker sedan 1991 årligen i Knipesjön och Furusjön och vattenprovtagning pekar på goda pH- och alkalinitetsvärden i systemet.

Åns nedre delar utgör reproduktionsområden för sjölevande öring och harr från Vättern. Längre uppströms i bäcken, ovan vandringshinder, finns ett mer sparsamt bestånd av stationär, strömlevande öring. Övriga fiskarter som dokumenterats vid elfiske i vattendraget är gädda, lake, elritsa, abborre, bergsimpa samt flodnejonöga. En längre fiskväg har nu anlagts i Knipån vid Kvarnekulla.

## Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Vid elfisket år 2009, på aktuell provsträcka vid Lilla Simontorp, beräknades öringtätheten till totalt 74,2 st/100m<sup>2</sup>. Beräknad täthet av årsungar (0+) uppgick till 55,9 st/100m<sup>2</sup>. Täthet av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 0,55 kg/100m<sup>2</sup> (tabell 2). Förutom öring fångades endast signalkräfta vid elfisket 2009.

Elfiske har skett i Knipån ett flertal år sedan 1986. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 6).



Figur 6. Resultat från elfiske i nedre Knipån (lokal: Lilla Simontorp), perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar.

Frånsett de höga öringtätheterna 2001 har öringtätheten i Knipån legat förhållandevis stabil sedan 1996. Inte heller under perioden 2006-2008, präglad av stark yttre påverkan i form av torka och höglöden, kan större förändringar i resultaten märkas. Den största negativa förändringen inträffade 2006, ett år med stark torka.

En viss skillnad i resultaten kan observeras under perioden 2006-2009 jämfört med tidigare år. Tätheten av äldre öringungar är halverad medan tätheten av årsungar sjunkit i betydligt lägre omfattning. Under 2009 ökar dock andelen äldre öringungar något och det är inte osannolikt att en mera normal ålderfördelning, liksom öringtäthet, kan påvisas kommande år.

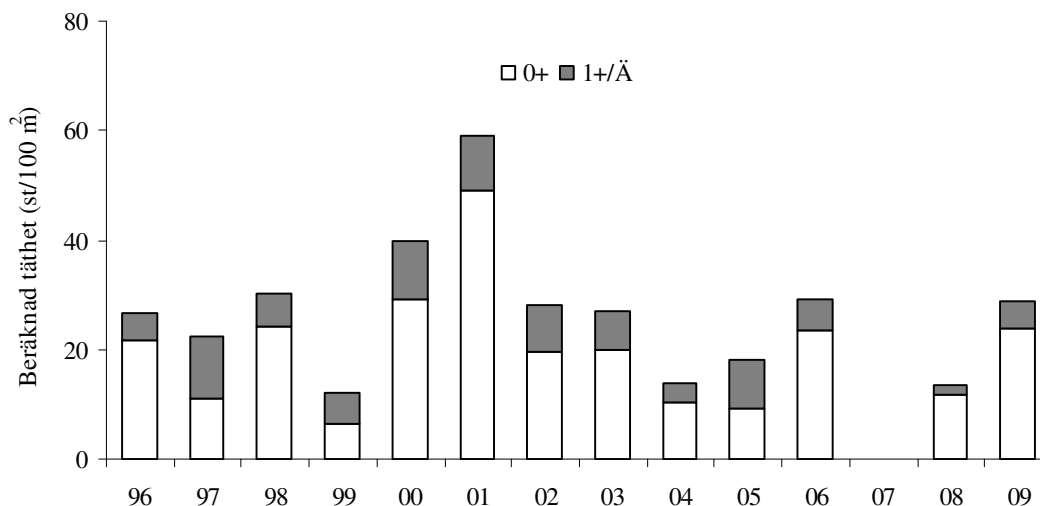
## Tabergsån

Tabergsån, som mynnar till södra Vättern via Munksjön, har ett avrinningsområde på ca 204 km<sup>2</sup>. Vattendraget avvattnar både tätortsområden och landsbygd söder om Jönköping. Från Tabergsån finns tidiga uppgifter om en storvuxen öringstam och fiskar mellan 10 och 15 kg lär ha fångats i början av 1900-talet. Föroreningar från kringliggande industrier och bebyggelse skadade emellertid beståndet allvarligt. Först under senare år har vattenkvaliteten förbättrats mer påtagligt vilket även lett till en ökad reproduktion av öring. De övre delarna av Tabergsåns vattensystem, uppströms Vederydssjön, är enligt uppgift försurningspåverkade. Genom de passagemöjligheter som anordnats vid flera dammar i Tabergsån med biflöden har tillgängliga uppväxtområden för Vätteröringen utmed ån ökat väsentligt.



## Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Provytan, som ligger strax nedströms det tidigare vandringshindret vid Hovslätts hembygdspark, utgör en till synes god öringbiotop. Vid elfisket år 2009 fångades 65 st öringar på lokalen, samt bergsimpå och lake. Den sammanlagda tätheten av öring uppgick till 28,8 st/100 m<sup>2</sup> varav tätheten av årsungar (0+) var 24,0 st/100 m<sup>2</sup>. Den beräknade biomassan av öring uppgick till 0,19 kg/100 m<sup>2</sup> (tabell 2). Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 7).



Figur 7. Resultat från elfiske i Tabergsån på lokal Hembygdsparken 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar (Ej elfiskad under 2007, pga. höga flöden)

Elfiskeresultaten från Tabergsån har varierat betydligt under de år undersökningar genomförts. Säsongen 2007 var vattenflödet så pass högt att inget elfiske kunde utföras och troligen var påverkan på beståndet omfattande vilket visas av den mycket låga förekomsten av äldre öringungar 2008. Noterbart är att, till skillnad från många andra Vätterbäckar, torkperioden 2006 verkar gynnat förekomsten av öring i vattendraget.

Även 2009 bedömdes vattennivån som hög, men trots detta ökar öringtätheten betydligt, i synnerhet tätheten av årsungar. Öringtätheten 2009 ligger i paritet med eller över flertalet tidigare säsonger. En återhämtning från situationen med högflöden under 2007-2008 verkar därför ha skett. Med hänsyn till dominansen av öringårsungar i resultatet 2009 kan en viss förändring av åldersstrukturen komma att ske kommande år.

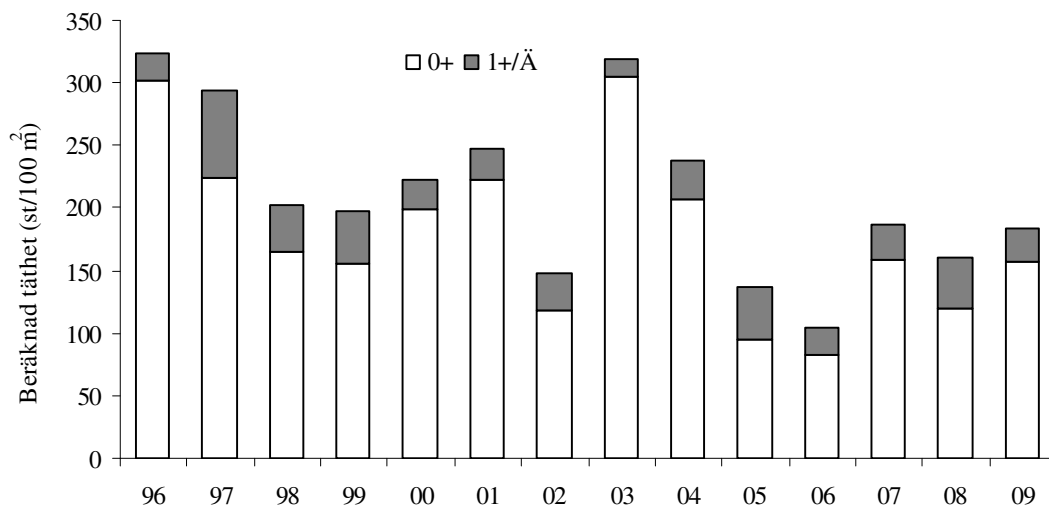
## Röttleån

Röttleån var ursprungligen ett av Vätterns större tillflöden, med ett avrinningsområde som innefattade bl a sjöarna Ören och Bunn. Då Gränna kraftverk anlades kvarstod endast en mindre del av tillrinningen från ett område nedströms Bunn, omfattande ett avrinningsområde på ca 31 km<sup>2</sup>. Efter omprövning av vattendomen 1998 tappas nu, under perioden maj till oktober, ett minimiflöde till ån från Bunn. Avrinningsområdet innehåller marker med en god buffringsförmåga och försurningen bedöms inte påverka de nedre delarna av Röttleån.

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

## Elfiske 2009 - resultat och kommentarer

Den aktuella elfiskelokalen är belägen i nedre delen av ån, inom den sträcka som är tillgänglig för Vätteröringen. Fångsten vid elfisket år 2009 dominerades som tidigare år av öring. Övrig fångst var gädda, lake och signalkräfta. Sammantaget uppgick den beräknade tätheten av öringungar på sträckan till 182,8 st/100 m<sup>2</sup>, varav 156,7 st/100 m<sup>2</sup> utgjordes av årsungar. Tätheten av öring på lokalen, uttryckt som biomassa, uppgick till ca 1,25 kg/100m<sup>2</sup>. Den beräknade tätheten av öring åren 1996-2009 framgår av nedanstående diagram (figur 8).



Figur 8. Elfiske i Röttleån vid Turbinfundamenten, perioden 1996-2009. Beräknad täthet av öringungar

Elfisken har under åren visat att öringens reproduktion är mycket god i Röttleån, men en viss nedåtgående trend kan dock observeras i resultaten. Med hänsyn till att åren 2006-2008 påverkades starkt av torka och högvatten är dock resultaten vid fiskena svårare att värdera.

Resultatet från 2009 visar på tätheter i nivå med 2007 då de högsta vattenflödena inträffade. Storleksfördelningen hos öringen 2007 kan dock tyda på att en förflyttning av fisk från uppströms liggande sträckor ägde rum detta år på grund av högvattnet. Detta skulle innebära att tätheten 2007 kan vara något överskattad. Tas detta i beaktande är det möjligt att 2009 års resultat ändå indikerar en återhämtning hos öringbeståndet.

Det bör nämnas att under höstperioden 2008 uppkom enligt uppgift kraftiga grumlingar i ån i samband med vissa arbeten i dammen uppströms.

## Samlad bedömning

Resultaten från kontrollen av fiskbestånden och den naturliga öringproduktionen i de sex vattendragen, ger en 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 successivt följa fiskbeståndens storlek och sammansättning. Elfiskeundersökningarna bedöms därigenom ge viktig information och kunskap till pågående vattenvårdsarbete.

En sammanfattning av den öringförekomst som uppmätts på de aktuella lokalerna 2009 har redovisats i tabell 2. Nedan redovisas en sammanfattning av öringförekomsten i de sex vattendragen, uttryckt som biomassa, för året 2009 (Tabell 3). I samma tabell redovisas som jämförelse öringbiomassa på samma lokaler, beräknad som medelvärde avseende åren 1996-2008. Sammantaget visar elfiskeresultaten 2009 på en återhämtning efter åren 2006-2008 under vilka vädersituationerna troligen hade en stark negativ effekt på bestånden av öring. Graden av återhämtning varierar mellan vattendragen.

Vid en jämförelse av öringtätheten på de undersökta lokalerna kan i flera fall en negativ trend observeras med sjunkande tätheter av öring. Den starka väderpåverkan under perioden 2006-2008 medför dock att tolkningen i detta avseende försåras. Observera dock att även i det fall dessa år räknas bort kan en negativ trend noteras i flera vattendrag. Påverkan av någon annan yttre faktor kan därför inte heller uteslutas. Sammantaget är dock tätheten av årsungar god på de undersökta lokalerna men en fortsatt bevakning, samt analys av elfiskeresultaten, bör ske.

**Tabell 3. Beräknad biomassa av öring på undersökta provytor (kg/100m<sup>2</sup>). Resultat från 2009, samt medelvärden för perioden 1996-2008.**

Vattendrag	Beräkn biomassa 2009 (kg/100 m <sup>2</sup> )	Beräkn biomassa medel 1996-2008 (kg/100 m <sup>2</sup> )
Granviksån	0,26	0,48
Gagnån (nedre)	0,54	0,83
Gagnån (övre)	0,15	0,49
Hornån	0,72	1,11
Knipån	0,55	0,53
Tabergsån	0,19	0,27
Röttleån	1,25	1,26
<b>Medel (kg/100 m<sup>2</sup>)</b>	<b>0,52</b>	<b>0,71</b>

Utifrån elfiskeundersökningarna år 2009, tillsammans med tidigare års resultat, görs nedan en kort samlad bedömning av förhållandena i de aktuella vattendragen (tabell 4 på följande sida). Bedömningen fokuserar på 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 inte 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 2009 (klass I - III).**

Vattendrag	Bedömd produktion och rekrytering			Kommentarer
	I	II	III	
Granviksån		X		Svag återhämtning efter den negativa påverkan åren 2006-2008.
Gagnån (nedre)	X			Tätheten av öringungar är åter i nivå med åren före 2006.
Gagnån (övre)	X			God reproduktion med de hittills högsta tätheterna av årsungar.
Hornån		X		Långsam återhämtning hos såväl årsungar som äldre öringungar.
Knipån	X			God rekrytering, men något lägre täthet jämfört med före 2006.
Tabergsån	X			God återhämtning hos öringbeståndet.
Röttleån	X			Jämfört med tidigare år relativt låg förekomst av öringungar. Rekrytering bedöms dock som fortsatt god.

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 under 2010.

## 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.

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

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).

Vätternvårdsförbundets årsskrift 2005. - Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 90. Öringreproduktion i vissa Vätterbäckar 2004-2005.

# Nederbördskemisk undersökning av tungmetaller på Visingsö

*Ingvar Wängberg & Gunilla Pihl Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB*



## Förord

Våtdeposition av tungmetaller mäts kontinuerligt genom insamling av nederbörd på Visingsö. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. Mätningarna startades i mars 1993 och har pågått utan avbrott sedan dess. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlaby i januari 2002. I mars/april 2005 flyttades mätningarna tillbaka till Säby, ca 100 meter från den ursprungliga platsen (koordinater; x, 6439800; y, 1414660). Detta innebär att data mellan januari 2002 och mars/april 2005 härrör från en placering som inte är lika vindexponerad som den vid Säby. Mindre vindexponerade lokaler är gynnsamma ur provtagningssynpunkt eftersom nederbörds mängden kan underskattas vid stark vind och snöstorm etc.

## Sammanfattning

Av de undersökta metallerna på Visingsö uppvisar depositionen av arsenik, krom, bly, aluminium, järn och mangan en nedåtgående trend under senare år. Någon tydlig uppåtgående trend kan inte skönjas, men år 2005 ökade halten av zink och koppar i nederbörden markant för att därefter avta. Den totala mängden nederbörd uppvisar en svagt ökande trend vilket tyder på att den minskning i deposition som noterats för vissa metaller är en effekt av minskade emissioner i norra Europa. Att depositionen på Visingsö till stor del är kopplad till

långväga transport, d.v.s. import av förorenade luftmassor, styrks av iakttagelsen att depositionen av flertalet metaller samvarierar med deposition av antropogent svavel.

## Deposition och halter av tungmetaller under perioden 1993 till 2009

### Metoder

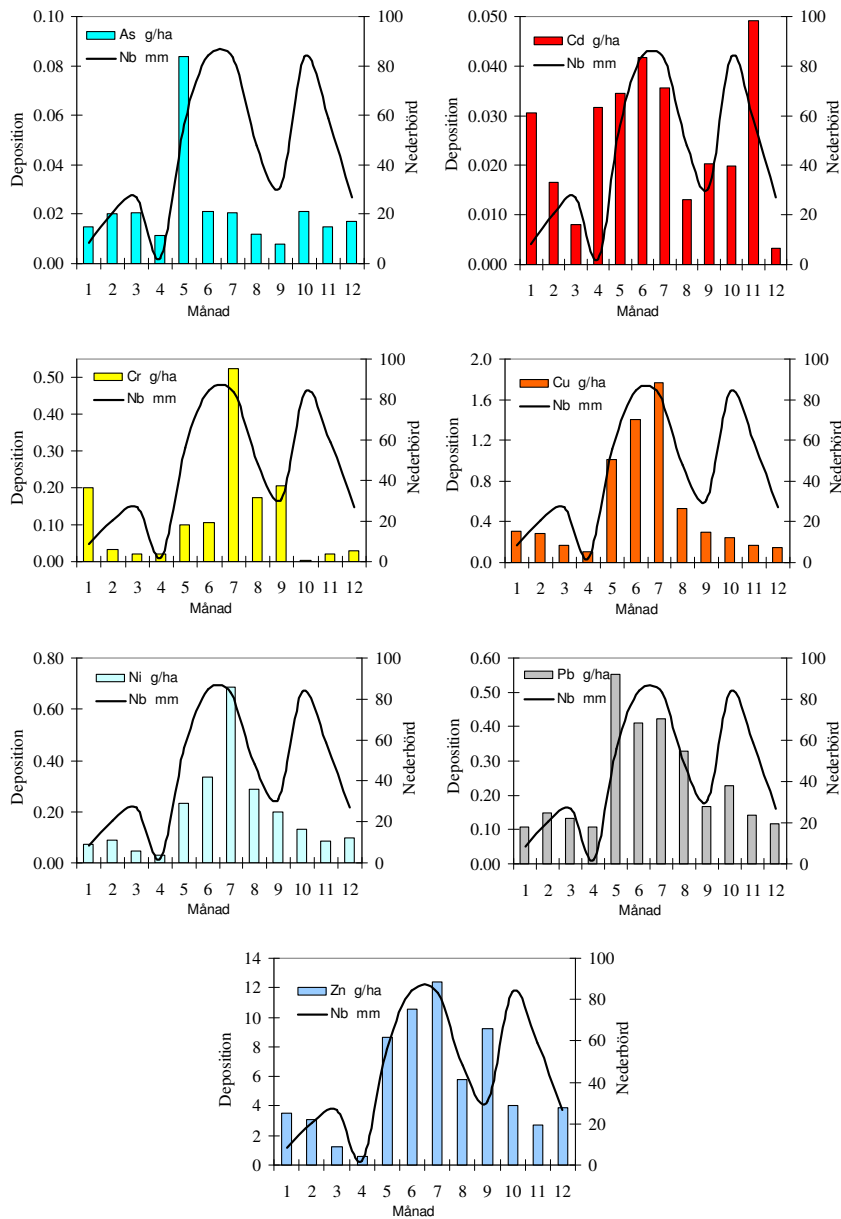
Provtagningen på Visingsö sker på månadsbasis. Från början användes två olika provtagare under sommar respektive vinter. Sommarprovtagaren utgjordes av en tratt och en 2-liters dunk, medan en öppen 2-liters hink användes under vintern. Främst vintertid förekom tidigare problem med indunstning av nederbörd i provtagaren, vilket kunde resultera i underskattade volymer och därigenom en överskattning av metallkoncentrationerna. Detta bör dock inte ha påverkat den beräknade depositionen. Sedan december 2001 används en s.k. Büchnertratt av polypropenplast och en 2-liters dunk för insamling av deposition såväl sommar som vinter. Med den här insamlingsmetoden minskas avdunstningen. Tratten har höga kanter och är därför lämpad för insamling av både regn och snö. Emellertid visade det sig att ett fel uppstod i IVLs labdatabas i samband med ändringen av provtagare varför uträkningen av depositionsmängderna blev fel. Därför har samtliga mätvärden från och med år 2002 till 2007 korrigerats. Ändringen innebär att nederbördsmängderna, och därmed depositionen av respektive metaller blir något lägre än enligt tidigare rapporter. På årsbasis är minskningen mellan 5 till 13 % beroende på år och i genomsnitt är minskningen för hela perioden 8 %.

Årsmedelkoncentrationer av metaller i nederbörd som presenteras nedan är viktade med avseende på nederbörd, enligt  $C_{\text{medel}} = \frac{\sum (D_{\text{prov}} \times C_{\text{prov}})}{\sum D_{\text{prov}}}$ , där  $D_{\text{prov}}$  och  $C_{\text{prov}}$  är nederbörden (mm) och koncentrationen av varje månadsprov.

Provbyten utförs av Ingemar Zander som är bosatt på ön. Vid provbyte byts hela insamlaren ut och all insamlad nederbörd skickas till IVL i Göteborg för syralakning. Efter två veckors syralakning av prov och insamlare skickas provet till ALS i Luleå för analys av tungmetaller med ICP-MS-teknik.

## Resultat 2009 och jämförelse med tidigare mätningar

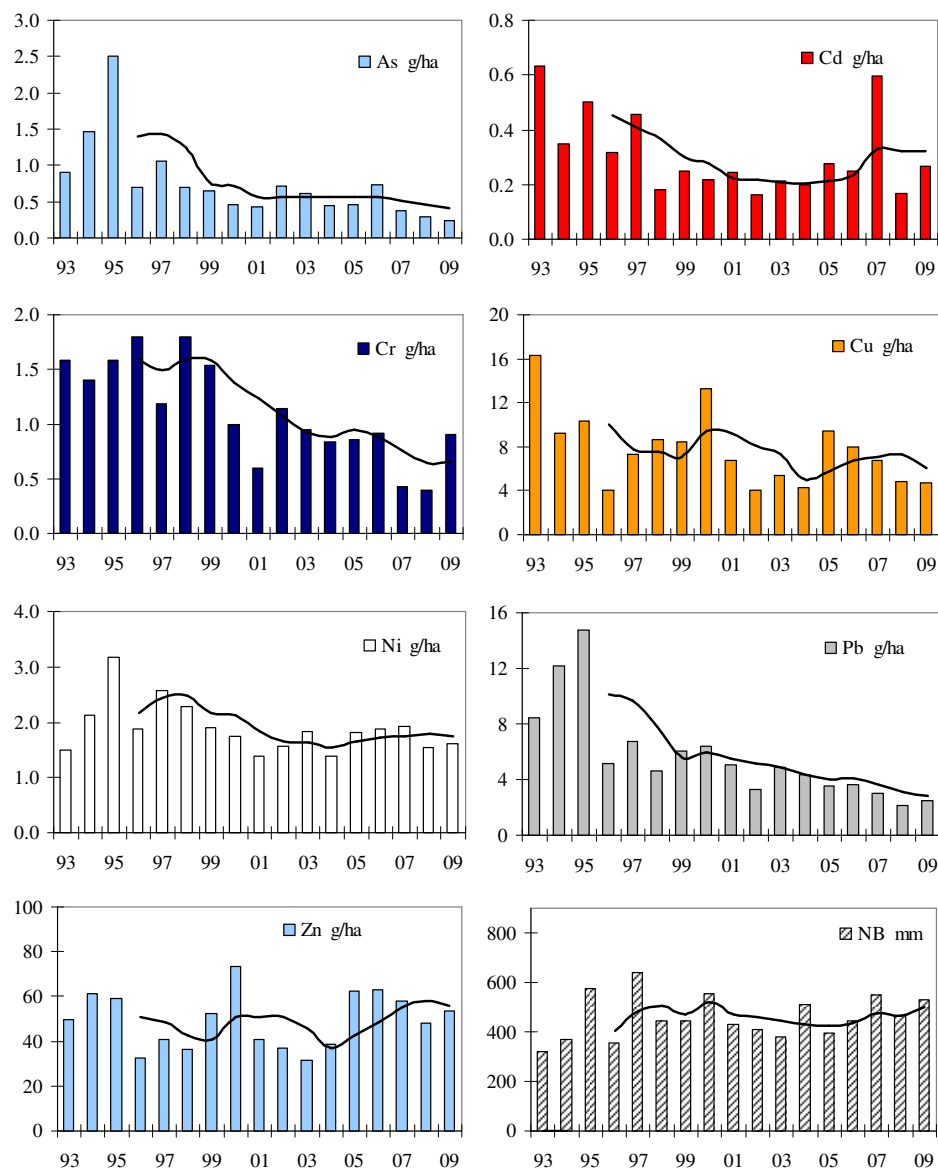
Depositionen av tungmetaller på Visingsö under 2009 visas i Figur 1. Metalldepositionen varierar ofta med nederbördsmängden men beror också på metallhalter i luften, d.v.s. hur förorenad luften är.



Figur 1. Metalldeposition och nederbörds mängd på Visingsö 2009.

I Figur 2 visas årsmedeldepositionen på Visingsö under perioden 1993 - 2009. Variationen i deposition mellan enskilda år är ofta stor, varför det i allmänhet inte går att dra någon säker slutsats angående trender utifrån data från korta tidsperioder. Därför har 4-års glidande medelvärden räknats fram, vilka indikeras med heldragen svart linje.



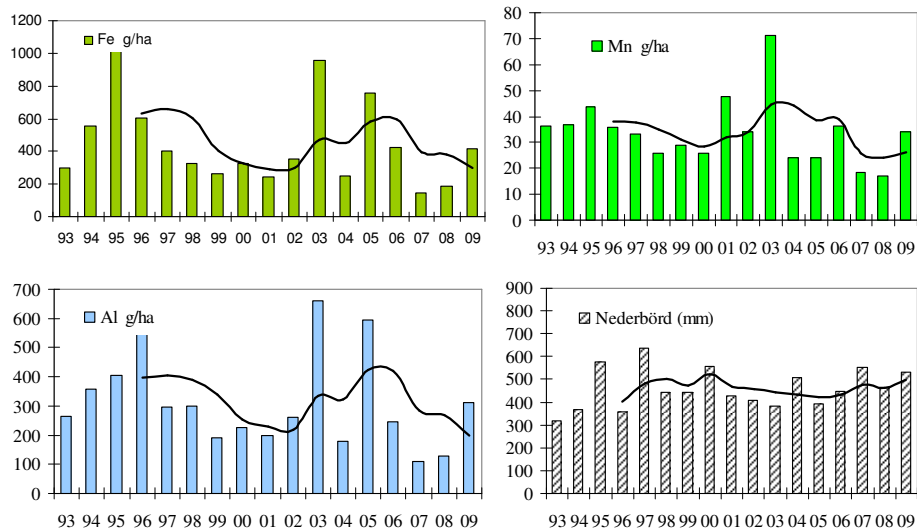


Figur 2. Årsdepositionen av metaller på Visingsö från 1993 till 2009. Svart heldragen linje visar glidande 4-årsmedelvärden. Data för 2003 härrör från mätningar under mars - december.

Depositionen uppvisar minskande tendens för flera av de undersökta metallerna. Tydligast är detta för krom, bly och arsenik. Depositionen av nickel minskade under perioden 2000 - 2004, men har sedan dess ökat något och är nu ungefär på samma nivå som i mitten på 1990-talet. Liknande trender uppvisar även metallerna zink och koppar. Deposition är en funktion av lufthalter multiplicerat med nederbörds mängd, och det kan tilläggas att enligt SMHI:s statistik har nederbörden ökat med 5 - 10 % under perioden 1991 - 2005 i den här delen av landet i jämförelse med tidigare 30-årsperiod (Weine Josefsson, SMHI). Vid beaktande av tidsserierna i Figur 2 bör man alltså ha i åtanke att de förändringar som visas också har påverkats av ökande depositions mängder.

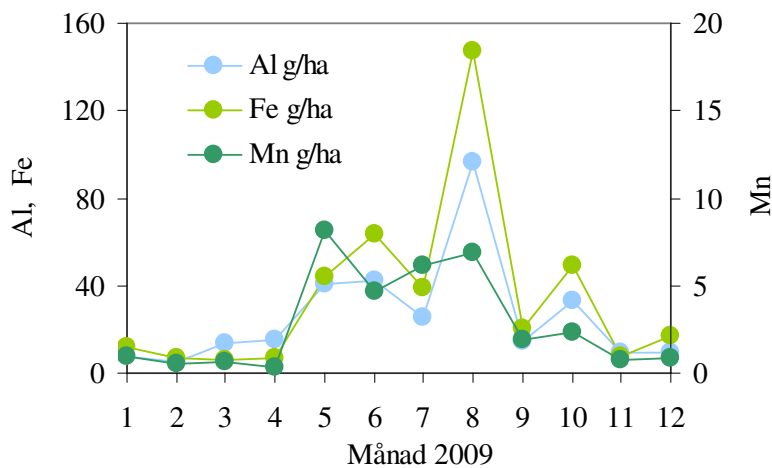
Även metallerna järn (Fe), mangan (Mn) och aluminium (Al) analyseras i nederbördsproven och resultatet för perioden 1993 - 2009 visas i Figur 3. Deposition av dessa metaller utgör en relativt liten ekologisk risk, men

förändringar med tiden bör ändå noteras. Depositionen av järn och aluminium växlar ofta kraftigt från ett år till ett annat.

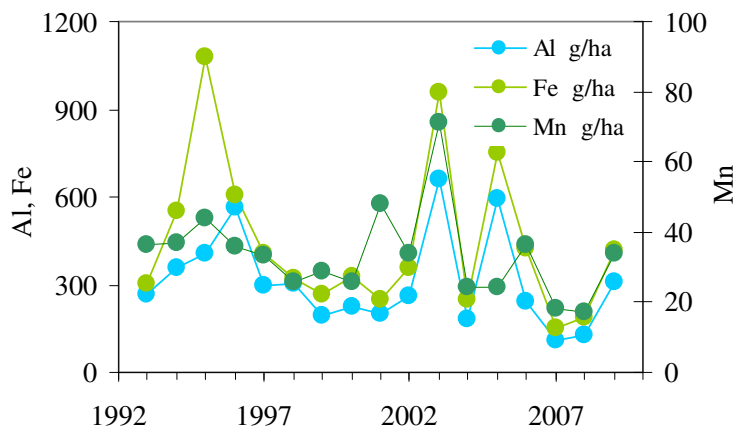


Figur 3. Årsmedeldeposition av järn, mangan och aluminium samt nederbörd på Visingsö under perioden 1993 - 2009. Svart heldragen linje visar glidande 4-årsmedelvärden. Data för 2003 härrör från mätningar under mars - december.

Den lägsta depositionen av järn och aluminium, samt även mangan, uppmättes under 2007 men har efter det ökat. I Figur 4 jämförs månadsmedelvärden av deposition av aluminium, järn och mangan på Visingsö under 2009. Likheten i variationen mellan de 3 metallerna är slående. Vad det beror på är inte helt klart, men man kan misstänka att metallerna emitteras från liknande källor. Tidigare antogs det att depositionen av aluminium och järn till stor del kunde förklaras av lokala källor. Ett sådant inslag finns troligtvis, men å andra sidan uppvisar resultaten i Figur 4 även likheter med variationen av sulfat, vilket kan tolkas som bidrag från långväga transport, se nedan. Aluminium- och järnhalterna i deposition är även väl korrelerade över tid, vilket framgår av Figur 5.



Figur 4. Variation i deposition av aluminium, järn och mangan på Visingsö under 2009.



Figur 5. Depositionen av aluminium, järn och mangan under perioden 1993 - 2009.

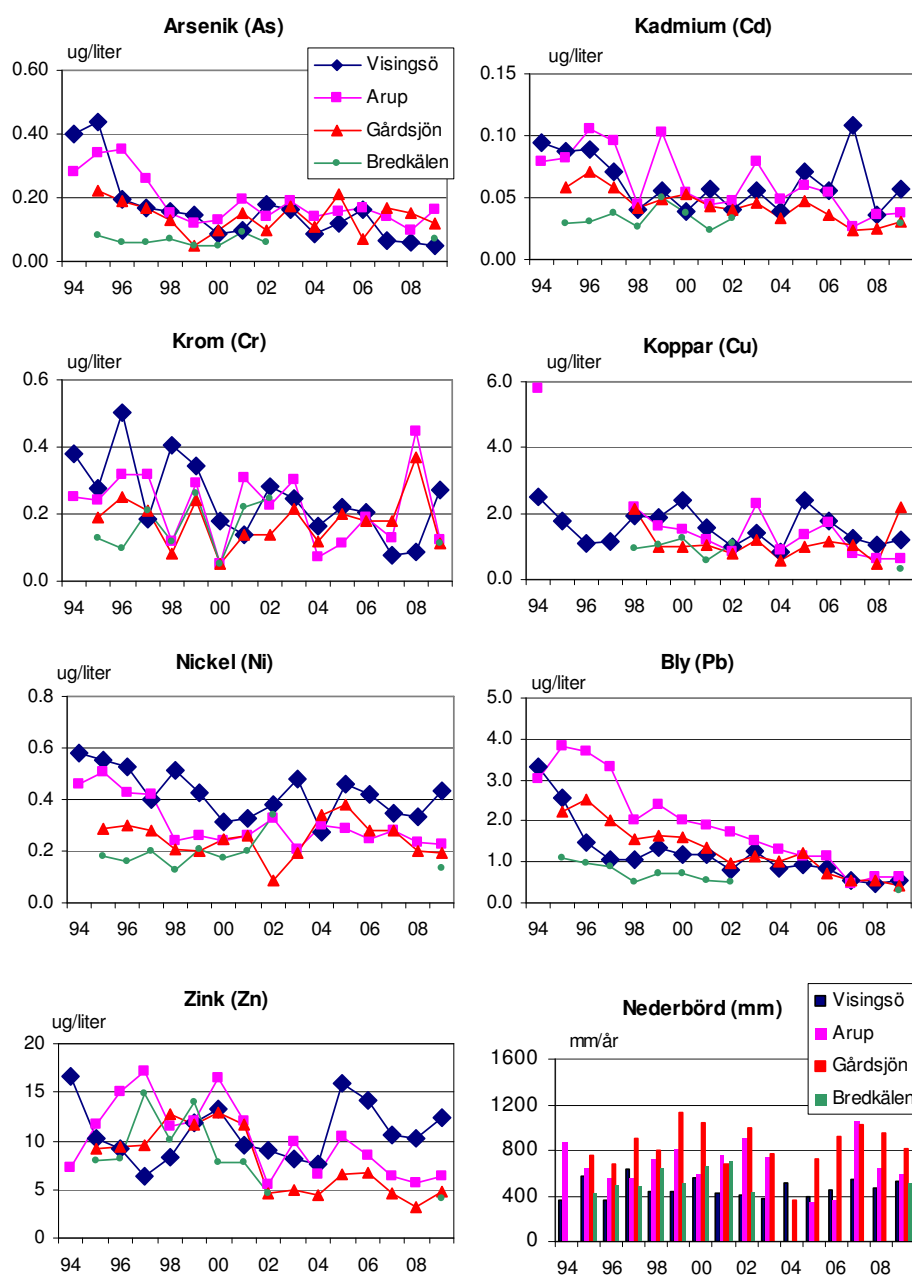
## Jämförelse med övriga lokaler

Resultaten från Visingsö kan jämföras med nationella mätningar inom den svenska miljöövervakningen. I Figur 6 jämförs resultat från Visingsö med tre andra platser i landet: Arup i Skåne, Gårdsjön i Bohuslän och Bredkälén i Jämtland. Mätningarna i Bredkälén avslutades 2002 men återupptogs 2009. Insamling och analys av nederbördsprov på dessa platser är inte helt lik den på Visingsö. Insamlarnas utformning är något annorlunda och radien på provtagningskärlen är mindre inom den svenska övervakningen, vilket påverkar insamlingens effektivitet och eventuell avdunstning. Som regel medför mindre insamlingsradie att insamling av nederbörden blir mindre representativ, speciellt gäller detta blåsiga perioder och tillfällen då nederbörden består av snö. På grund av misstänkt kontaminering redovisas inte kopparhalter för perioden 1995 - 1997.

Figur 6 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. Detta kan tolkas som en minskning av långväga transport från europeiska källor under perioden, vilket visas av att halterna i södra Sverige avseende flertalet metaller närmar sig nivåerna i Bredkälén. Figur 6 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. Bredkälven i Jämtland har haft låga arsenikhalter (<0.1 µg/l) under hela mätperioden (fram till 2003). Generellt lägre halter av tungmetaller på Jämtlandslokalen gäller samtliga ämnen. Depositionen av zink var dock relativt hög i slutet av 1990-talet, men tycks senare ha gått ned, vilket även årets mätningar visar.

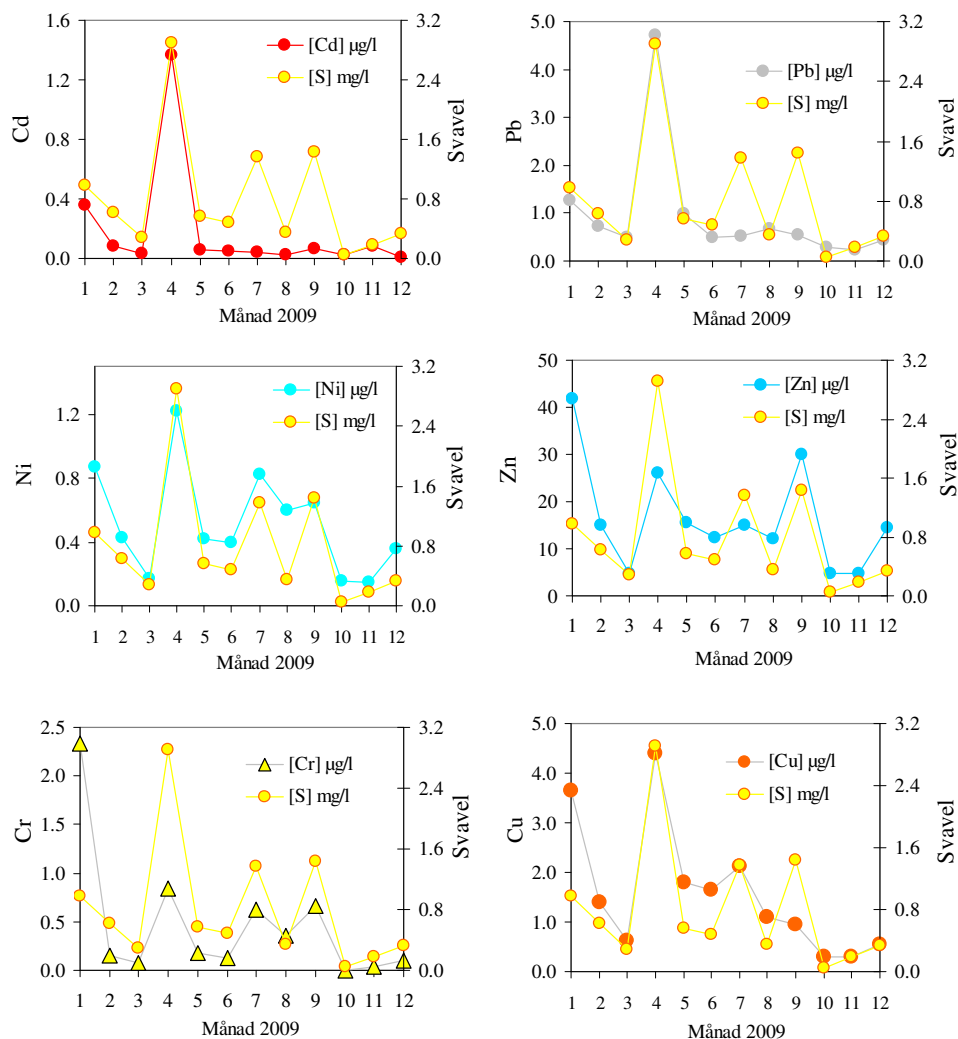
Under perioden 2005 - 09 var halterna av kadmium, koppar, nickel och zink i nederbörd högre på Visingsö än i Gårdsjön och Arup. Men eftersom nedfallet också är beroende på nederbördsmängderna blev depositionen på Visingsö under samma period endast högre med avseende på kadmium och zink i jämförelse med de andra mätplatserna. I Gårdsjön, som är den station som har mest nederbörd, har depositionen av arsenik, krom, nickel samt bly varit markant högre än på Visingsö under de senaste 4 åren. Under samma period hade Arup lägst deposition av samtliga metaller utom för bly, trots att nederbörden där i genomsnitt var lite högre än på Visingsö. Halterna i nederbörd och depositionen av zink tycks vara högre på Visingsö än på de övriga stationerna. Enligt Figur 6 ökade zinkhalten plötsligt år 2005 för att sedan sjunka. Liknande tendenser, men på en lägre nivå, ses även i Arup och Gårdsjön, vilket tyder på att det rör sig om ett storskaligt fenomen. Klart är att halterna av arsenik i nederbörd fortfarande är låga, samt att blyhalterna visar en fortsatt nedåtgående trend på samtliga mätplatser.



Figur 6. Volymviktade årsmedelhalter av tungmetaller i nederbörd från Visingsö jämfört med lokaler inom den nationella övervakningen.

## Långväga transport

Emission och spridningen av tungmetaller via atmosfären sker till övervägande del genom mänskliga aktiviteter såsom metallurgisk industri, förbränning av kol för elproduktion och sophönsförbränning etc. Angående bly, kadmium, koppar och zink har det antropogena bidraget uppskattats till 99, 95, 93 respektive 96% (Bradl, 2005) och kan antas vara kring 90% eller mer för flertalet tungmetaller. Varifrån metallerna kommer som deponeras i Sverige är av intresse. För metallerna bly, kadmium och kvicksilver har detta utretts inom EMEP. Via modellering uppskattades 85 % av den totala antropogena depositionen av bly i Sverige bero på import från andra europeiska länder. Motsvarande siffra för kadmium är 90% (EMEP Status Report 2/08).



Figur 7. Månadsmedelhalter av Cd, Pb, Ni, Zn, Cr och Cu på Visingsö i jämförelse med respektive halt antropogent svavel.

Emission av antropogent svavel härrör framförallt från kolförbränning, men fartygstrafik och metallurgisk industri ger också ett betydande bidrag. Enligt beräkningar för år 2006 härrör mer än 90% av svaveldepositionen i södra Sverige från utsläppskällor utanför vårt lands gränser (Gauss m.fl., 2008). Svavel kan därför användas som en markör för långväga transport av tungmetaller. Halter av svavel och ett antal metaller i nederbörd från Visingsö visas i Figur 7. Av figuren framgår att för flertalet metaller fås en närmast identisk månadsvariation mellan respektive metall och svavel. Kopplingen till svavel kan tyckas vara något svagare för bly och kadmium, men detta är förmodligen bara uttryck för en slumpmässig variation, vilket motsvarande jämförelse för 2008 tyder på (se Lindell, 2010).

Slutsatsen är att samtliga metaller som redovisas i Figur 7 i hög grad kan kopplas till emissioner utanför Sverige. Metallerna arsenik, bly, kadmium, koppar, krom och zink förekommer som sulfider i kol. Vid förbränning anrikas de i flygaska, vilken i avsaknad av rening kan spridas över stora avstånd. Nickel är

förknippat med förbränning av olja men förekommer också i kol. Flygaska från kolförbränning innehåller även stora mängder aluminium och järn vilket kan förklara den samvariation som visas i Figurerna 4 och 5. Kolförbränning är troligtvis den största källan till metaller i atmosfären (Bradl, 2005). Anledningen till att de inhemska emissionerna av svavel och metaller är låga är att Sverige med sin rika tillgång på vattenkraft endast i liten utsträckning utnyttjar kol för sin energiförsörjning. Dock finns andra källor såsom metallurgisk industri, sjöfart, väg- och järnvägstrafik, söföörbränning och vedeldning etc.

## Referenser

Michael Gauss, Agnes Nyíri and Heiko Klein (EMEP/MSW-W). 2008. Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O<sub>3</sub>) and PM (Sweden). ISSN 1890-0003. <http://www.emep.int/>

Weine Josefsson. SMHI Meddelanden SMHI  
<http://www.smhi.se/sgn0106/leveranser/WJ060822.ppt#263,8,Jämförelse%20mellan%20perioden%201991-2005%20och%201961-1990>

Måns Lindell. 2010. Årsskrift 2009. Rapport nr 105 från Vätternvårdsförbundet.  
<http://www.lansstyrelsen.se/NR/rdonlyres/481DFBB9-8820-4F33-A9E0-F83CA9E13388/165343/Arskrift2009webb.pdf>

EMEP Status Report 2/08 "Heavy Metals: Transboundary Pollution of the Environment"  
Joint MSC-E & CCC & CCE Report  
emep\_report\_2\_2008 (zip 12 Mb)

Heike Bradl. HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT: ORIGIN, INTERACTION AND REMEDIATION. Elsevier Ltd.  
ISBN-13: 978-0-12-088381-3. MAR-2005

# Nederbördskemisk undersökning av försurande ämnen på Visingsö

*Gunilla Pihl Karlsson & Per Erik Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB*





## Sammanfattning

På uppdrag av Vätternvårdsförbundet mäter IVL Svenska Miljöinstitutet sedan 1993 våtdepositionen av försurande ämnen samt våtdepositionen av metaller över öppet fält på Visingsö på månadsbasis. Våtdepositionen av metaller presenteras dock i en separat rapport.

Den årsvis summerade depositionen av sulfatsvavel över öppet fält på Visingsö var under 2009 relativt låg, medan depositionen av nitrat- och ammoniumkväve var på en mer normal nivå för mätplatsen. Den låga svaveldepositionen på Visingsö under 2009 stämde väl överens med den generella bilden med låg svaveldeposition vid ett flertal platser runt om i Sverige detta år. Kvävedepositionen uppvisade en större geografisk variation över Sverige under 2009.

Svaveldepositionen på Visingsö har under perioden 1994-2009 minskat i ungefär samma utsträckning som vid övriga jämförbara platser i södra och mellersta Sverige. Generellt avtar nedfallet av försurande ämnen i en gradient från sydväst mot nordost. Under senare delen av den redovisade perioden har svavelnedfallet vid Visingsö legat lägre än övriga platser.

Visingsö har ett relativt högt påslag av havssalt, vilket visar sig i depositionen av klorid, en indikator för havssalt. I jämförelse med andra mätplatser i södra och mellersta Sverige ligger kloridnedfallet högre endast vid Hensbacka, på Västkusten. Saltpåslag verkar på lång sikt gynnsamt för att motverka försurning.

Nedfallet av oorganiskt kväve (nitrat- samt ammonium) med nederbörden (den s.k. våtdepositionen) kan på Visingsö vissa år vara relativt högt, lika högt som vid Hensbacka. De flesta år ligger dock kvävednedfallet på Visingsö i nivå med de flesta andra jämförbara platserna i södra Sverige. 2009 var ett sådant år.

Den totala syrabelastningen från nederbörden, beräknad som total mängd H<sup>+</sup>, ligger för Visingsö lågt jämfört med övriga platser.

Nederbördsmätningarna vid Visingsö samt övriga jämförbara platser ger ett visst stöd för att nederbörden ökat under perioden 1994-2009. Detta är dock ännu inte statistiskt säkerställt. Genomgående ligger nederbörden på Visingsö lägre jämfört med de övriga platserna. Det råder ett komplicerat samband mellan nederbördsmängd och nedfall eftersom olika ämnens löslighet i nederbörden beror av en mängd olika faktorer.

## Inledning

På Visingsö mäts våtdepositionen av försurande ämnen i nederbörden över öppet fält sedan 1993. Undersökningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Vätternvårdsförbundet. I denna rapport redovisas och analyseras resultaten av mätningarna av försurande ämnen fram till och med kalenderåret 2009.

## Metoder

Våtdepositionen av försurande ämnen mäts över öppet fält genom månadsvis insamling och analys av nederbörd året runt. Mätningarna startade i mars 1993 i Säby och har sedan dess pågått utan avbrott. Av praktiska skäl flyttades mätplatsen 3 km söderut till Kumlabby i januari 2002. I mars/april 2005 flyttades mätningarna tillbaka till Säby, ca 100 meter från den ursprungliga platsen (koordinater; x, 6439800; y, 1414660). Detta innebär att data mellan januari 2002 och mars/april 2005 härrör från en placering som inte är lika vindexponerad som den andra platsen. En mindre vindexponerad lokal minskar risken för störningar av provtagningen bland annat i samband med starka vindar.

Nederbörd insamlas med hjälp av en s.k. MISU-provtagare. Sommartid består utrustningen av en tratt med nätförsedd innertratt (dunstnings- och skräpskydd) på en 5 l plastdunk inlindad i aluminiumfolie och med 8 l fryspåse inuti. Dunken sitter i en speciell hållare på en stolpe (tredje stolpen från höger i bilden nedan).

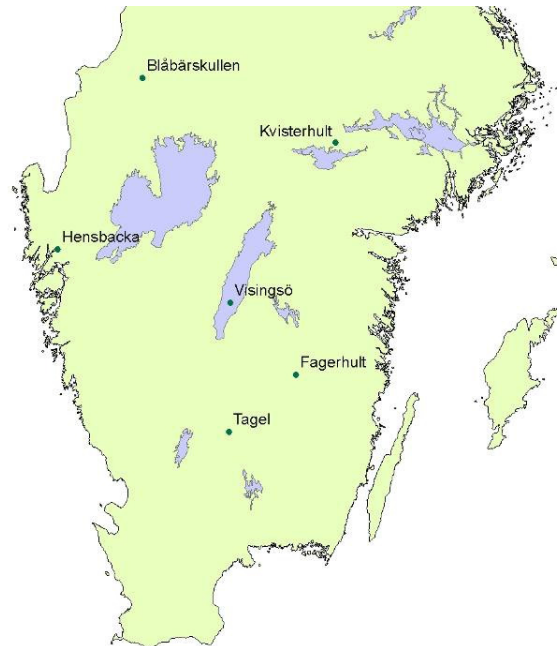


Bild från Visingsö 26 augusti 2009. Provtagningsutrustningen för försurande ämnen finns på tredje stolpen från höger i bild.

Vintertid består utrustningen av en plastsäck med monterad ring, tratt och påsförsedd dunk (8 l fryspåse), upphängd med en treeggad hållare på en längre stolpe bredvid "sommarstolpen". Dunken har stöd nertill av ett dunkstöd och hålls på plats med dunkhållare. Mätutrustningen är identisk med den som används inom Krondroppsnätet (Pihl Karlsson m.fl., 2010). Provbyten utförs varje månad sedan 2005 av Ingemar Zander som är bosatt på ön. Vid provbyte skickas insamlad nederbörd till IVL för analys av pH, alkalinitet, klorid, svavel samt kvävekomponenter.

Dygnsvisa nederbördsmätningar, administrerade av SMHI, bedrivs vid en plats ca 100 m från ovan beskrivna provtagningsplats för depositions-mätningarna. Dessa mätningar har flyttats på samma vis som depositions-mätningarna. SMHI:s provtagningsutrustning står dock i närheten av ett träd samt relativt nära ett hus vilket gör att den är mindre vindexponerad än mätutrustningen som används i detta projekt.

Depositionsmätningarna på Visingsö jämförs i föreliggande rapport med motsvarande mätningar av deposition över öppet fält vid fem andra platser i södra och mellersta Sverige. Dessa platser är Blåbärskullen i Värmlands län, Fagerhult i Jönköpings län, Hensbacka i Västra Götalands län, Kvisterhult i Västmanlands län samt Tagel i Kronobergs län. Dessa mätningar bedrivs inom Krondroppsnätet ([www.krondroppsnatet.ivl.se](http://www.krondroppsnatet.ivl.se)) och läget för dessa mätplatser visas i Figur 1.



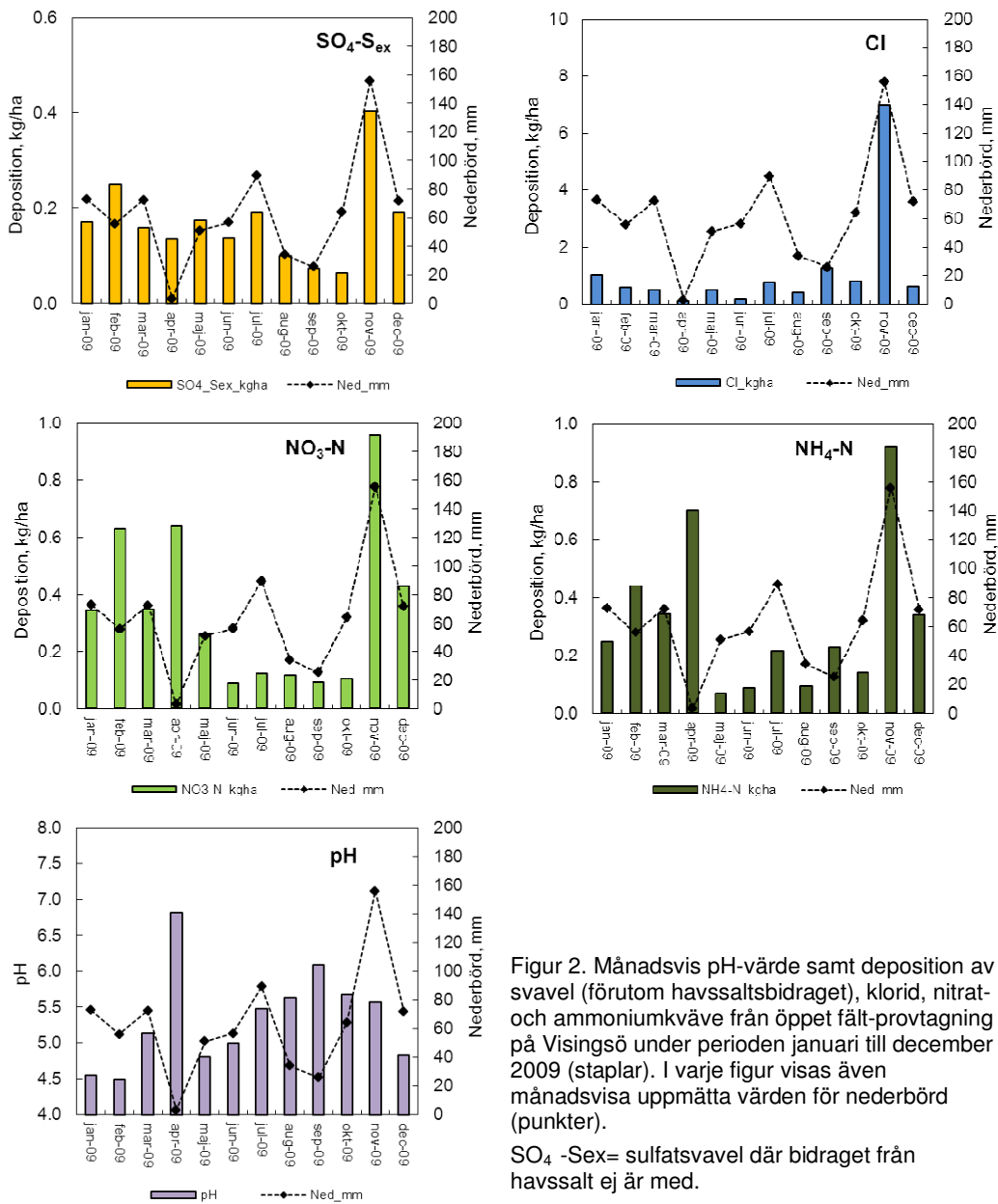
Figur 1. En karta som visar läget för depositionsmätningarna över öppet fält vid Visingsö, Blåbärskullen, Fagerhult, Hensbacka, Kvisterhult samt Tagel.

## Resultat för 2009

Deposition av försurande ämnen på Visingsö visas i Figur 2 för varje månad under perioden januari till december 2009. Depositionen var relativt lika under året, förutom i november då depositionen var högre främst på grund av en mycket stor nederbördsmängd. Värt att notera är även att nederbörden under april månad var mycket låg, men att koncentrationen för ett flertal ämnen var mycket hög vilket gav en relativt hög deposition främst av ammoniumkväve. Även pH-värdet var mycket högt under april. Detta är inte ovanligt, att när det är låga nederbördsmängder är koncentrationerna ofta höga.

Hög deposition beror, som tidigare nämnts, i många fall på en stor nederbördsmängd. Hög nederbörd innebär dock inte alltid hög deposition. Storleken på den s.k. våtdepositionen beror på en kombination av nederbördsmängd och föroreningsgraden hos luftmassan som passerar över området. Sulfat ( $\text{SO}_4$ ) och nitrat ( $\text{NO}_3$ ) är i huvudsak långväga transporterade luftföroreningar, medan ammonium ( $\text{NH}_4$ ) generellt har ett större inslag av påverkan från lokala emissioner. Långdistanstransporterat ammoniumkväve förekommer dock. Klorid visar inslaget av havssalt i den passerande luftmassan.

De värden för depositionen som redovisas i Figur 2 baseras på såväl koncentrationer av olika ämnen i det insamlade provet som den nederbördsmängd som uppmätts.

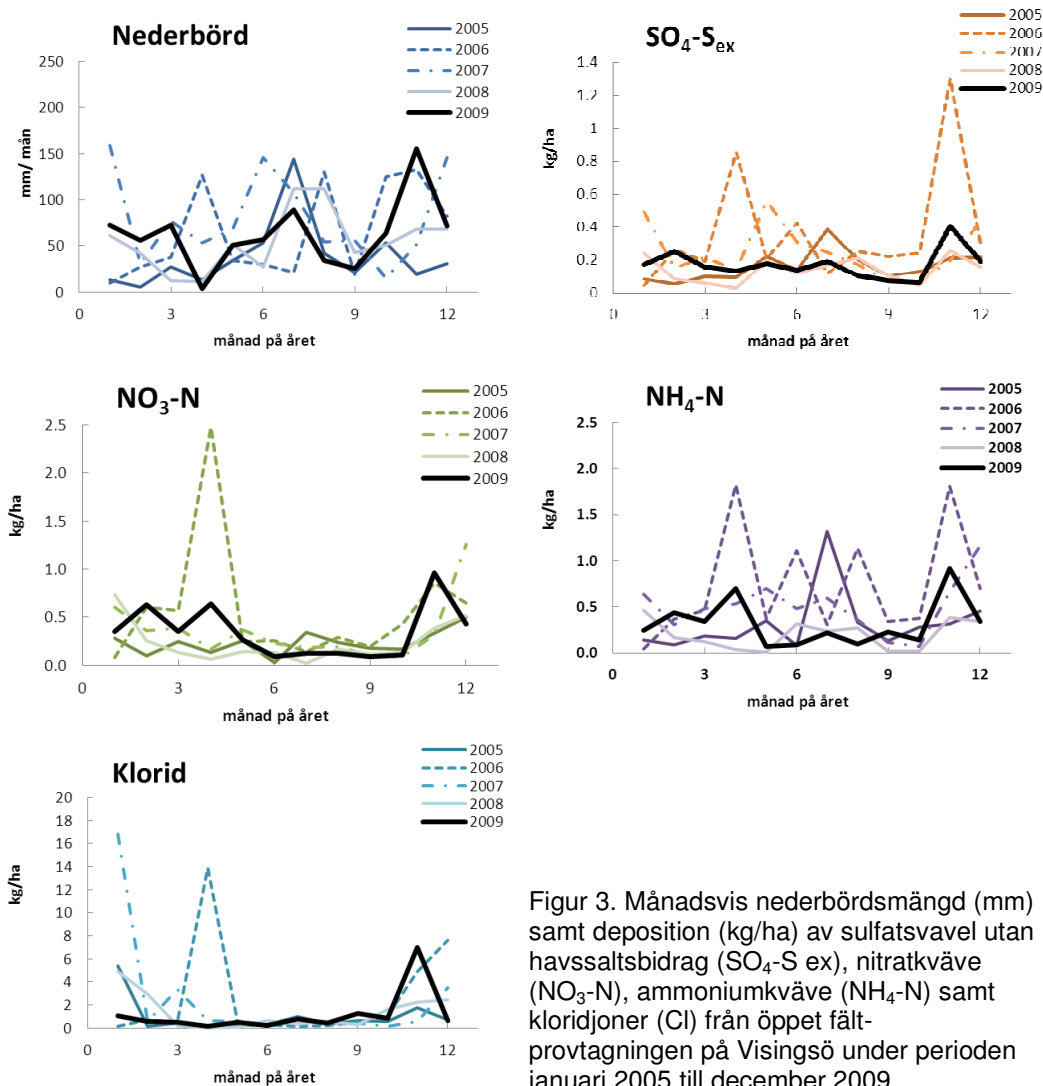


Figur 2. Månadsvis pH-värde samt deposition av svavel (förutom havssaltsbidraget), klorid, nitrat- och ammoniumkväve från öppet fält-provtagning på Visingsö under perioden januari till december 2009 (staplar). I varje figur visas även månadsvisa uppmätta värden för nederbörd (punkter).

SO<sub>4</sub> -Sex= sulfatsvavel där bidraget från havssalt ej är med.

## Månadsvis jämförelse med tidigare års mätningar

I Figur 3 visas de fem senaste årens mätningar på Visingsö på månadsbasis. I figuren framgår att det under 2009 inte uppmättes några större episoder vad gäller depositionen utan året kännetecknas genomgående av relativt låg deposition. Året 2006 syns tydligt att depositionen av främst NO<sub>3</sub> och NH<sub>4</sub> under vissa månader var avsevärt högre än tidigare år. Detta kan sannolikt förklaras av de väldiga skogsbränder i Ryssland och angränsande länder som rasade under 2006 och som resulterade i väl dokumenterade episoder av höga halter av luftföroreningar över Storbritannien, Tyskland, Sverige och Finland (Whitham & Manning, 2007).



Figur 3. Månadsvis nederbördsmängd (mm) samt deposition (kg/ha) av sulfatsvavel utan havssaltsbidrag ( $\text{SO}_4\text{-S}_{\text{ex}}$ ), nitratkväve ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), ammoniumkväve ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) samt kloridjoner (Cl) från öppet fältprovtagningen på Visingsö under perioden januari 2005 till december 2009.

## Jämförelse med tidigare års mätningar vid omkringliggande platser

Deposition av försurande ämnen på Visingsö för varje kalenderår under perioden 1994-2009 visas i Figur 4, tillsammans med motsvarande värden för tre andra platser i Götaland; Fagerhult, Hensbacka och Tagel, samt två platser i Svealand; Blåbärskullen och Kvisterhult, där depositions-mätningar bedrivits över öppet fält inom Kron droppsnätet. Den metodik som används vid övriga platser är densamma som den som nu används på Visingsö. En beskrivning av övriga mätplatser görs i kapitel 2 ovan.

Resultaten i Figur 4 visar att svaveldepositionen på Visingsö har minskat i ungefär samma utsträckning som vid övriga platser. Generellt avtar nedfallet av försurande ämnen i en gradient från sydvästra Sverige mot nordost. Under senare delen av den redovisade perioden har svavelnedfallet vid Visingsö legat lägre än övriga

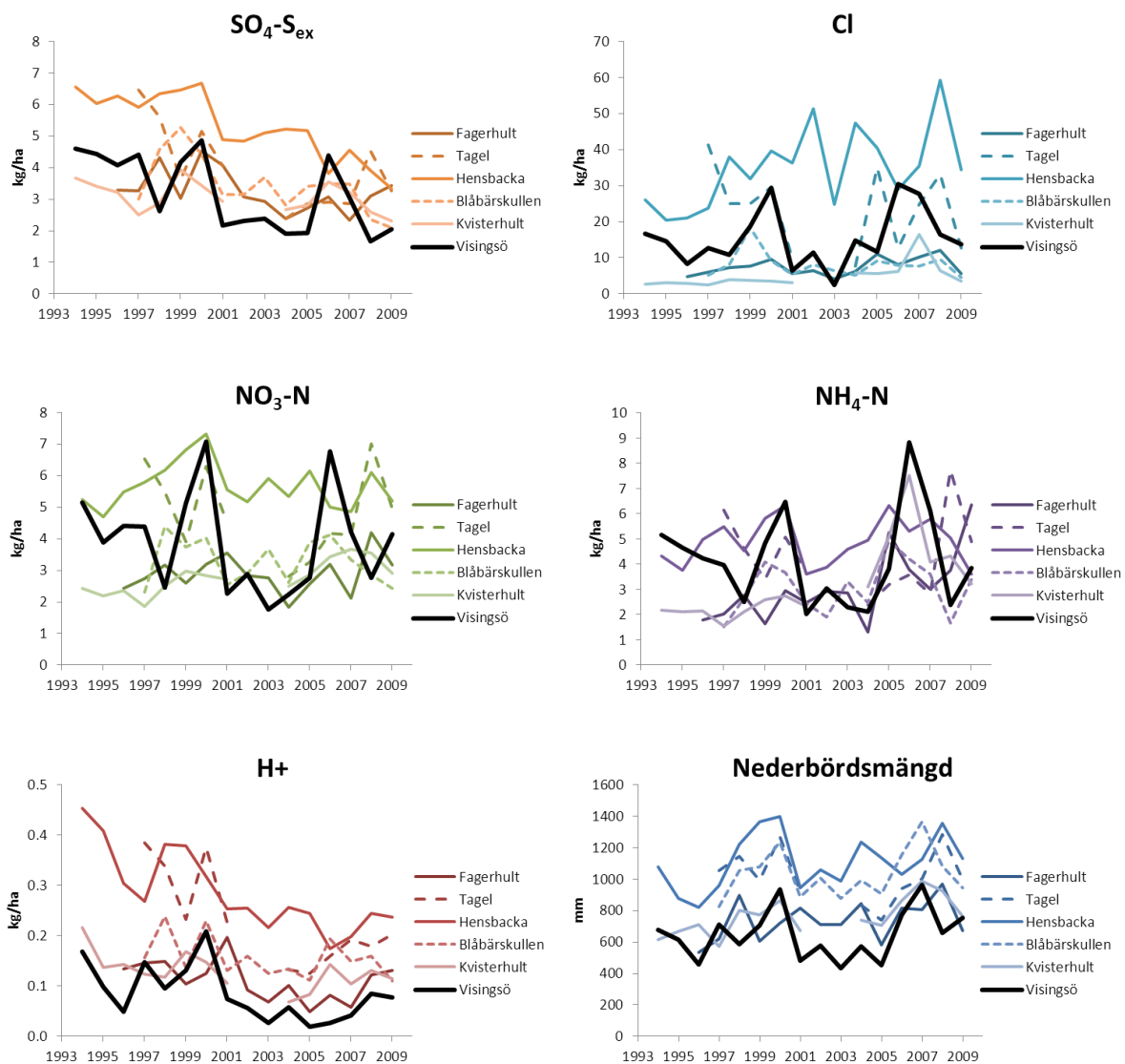
platser. Undantaget är året 2006, då långväga transport från Ryska skogsbränder, se ovan, verkar ha drabbat Visingsö i större utsträckning.

Visingsö har ett relativt högt påslag av havssalt, vilket visar sig i depositionen av klorid, en indikator för havssalt. Kloridnedfallet ligger högre endast vid Hensbacka, beroende på dess kustnära läge. Saltpåslag verkar på lång sikt gynnsamt för att motverka försurning. Episoder med mycket höga saltpåslag kan dock medföra att försurningen av markvattnet tillfälligt ökar under en kortare tid.

Nedfallet av oorganiskt kväve (nitrat- samt ammonium) med nederbörden (den s.k. våtdepositionen) kan på Visingsö vissa år vara relativt hög, lika hög som vid Hensbacka på Västkusten. De flesta år ligger dock kvävenedfallet på Visingsö i nivå med de flesta andra jämförbara platserna i södra Sverige. 2009 var ett sådant år. Vad gäller kvävenedfallet till skog bidrar även den s.k. torrdepositionen, dvs. avsättningen av gaser och partiklar till trädens blad och barr. I södra Sverige räknar vi med att torrdepositionen bidrar med ca 20-30% av den totala kvävedepositionen. Denna komponent av kvävenedfallet mäts inte på Visingsö.

Den totala syrabelastningen från nederbörden, beräknad som total mängd  $H^+$ , ligger för Visingsö lågt jämfört med övriga platser och något lägre än vad som kan förväntas från svavelnedfallet (Figur 4). Här spelar troligen nedfallet av havssalt en roll, men även kvävenedfallet har betydelse.

En jämförelse av meteorologiska mätningar mellan två långa tidsperioder, 1961-1990 och 1991-2005, tyder på att nederbörden har ökat sommartid, i synnerhet i norra Sverige, men även i södra Sverige (SMHI, 2006). Nederbördsmätningarna vid Visingsö samt övriga platser ger ett visst stöd för att nederbörden ökat under perioden 1994-2009. Detta är dock ännu inte statistiskt säkerställt. Genomgående ligger nederbörden på Visingsö lägre jämfört med de övriga platserna. Det nedfall som vi beräknar från mätningarna utgör produkten av nederbördsmängd och koncentrationen av ämnet ifråga. Det råder dock ett komplicerat samband mellan nederbördsmängd och nedfall eftersom olika ämnens löslighet i nederbörden beror av en mängd olika faktorer.



Figur 4. Årvis 1994-2009 (kalenderår) nederbördsmängd och deposition av sulfatsvavel utan havssaltsbidrag (SO<sub>4</sub>-S<sub>ex</sub>), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N); ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N); vätejoner (H<sup>+</sup>); kloridjoner (Cl) över öppet fält på Visingsö, vid Fagerhult, Tagel, Hensbacka, Blåbärskullen samt vid Kvisterhult. Lokalernas placering visas i Figur 1.

## Referenser

- Pihl Karlsson, G., Akselsson, C., Hellsten, S., Karlsson, P.E. & Malm, G. 2010. Övervakning av luftföroreningar i Jönköpings län – mätningar och modellering. IVL Rapport B 1902.
- SMHI, 2006. Klimat i förändring. En jämförelse av temperatur och nederbörd 1991-2005 med 1961-1990. Faktablad nr 29 Oktober 2006.
- Whitham, C. & Manning, A. 2007. Impacts of Russian biomass burning on UK air quality. *Atmospheric Environment* 41, 8075–8090.



# Fåglar på Vätterns fågelskär 2002 - 2010

*Lars Gezelius, Länsstyrelsen i Östergötlands län*

Vätterns fågelskär (ja, det finns faktiskt sådana) har inventerats i nio år nu i regi av Länsstyrelsen Östergötland i samarbete med Vätternvårdsförbundet och de andra länsstyrelserna som har del i sjön. Inventeringarna är ett led i miljöövervakningen och resultaten kan utgöra underlag för olika förvaltningsfrågor för Vättern, inte minst med tanke på att Vättern nu ingår i Natura 2000, EU:s nätverk av skyddade områden.

## Bakgrund

2001 initierade Vätternvårdsförbundet ett övervakningsprogram för sjöfågel i Vättern. Kunskap om häckande sjöfåglar är viktigt 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. friluftslivsintressen och fiskare. Vättern ingår i EU:s nätverk av skyddade områden och har pekats ut enligt art- och habitatdirektivet (SCI-område). Östergötlands del i Vättern har även pekats ut enligt fågeldirektivet (SPA-område). En bevarandeplan för Natura 2000 området fastställdes 2008 av de Länsstyrelser som har del i sjön. Inventeringen finansieras av Vätternvårdsförbundet tillsammans med de fyra länsstyrelserna som har del i sjön. Den första inventeringen gjordes 2002 och resultat har publicerats i Vätternvårdsförbundets årsskrifter och i Vingspegeln (Gezelius 2005). Efter nio års inventeringar har vi nu god möjlighet att utläsa intressanta trender. Bland äldre inventeringar av fåglar kan nämnas inventering av Motalabuktens öar 1990 (Elf 1990).

## Syfte

Syftet med inventeringen är dels att följa tillstånd och populationsförändringar hos Vätterns sjöfåglar och dels att vara ett underlag i olika förvaltningsfrågor, t.ex. naturvårdsplanering och miljökonsekvensbeskrivningar. Eftersom Vättern ingår i Natura 2000 krävs att bevarandestatusen hos bl.a. fåglar följs upp. I inventeringen ingår även att dokumentera eventuell förekomst av "sjöfågeldöd", ett undersökning initierad av Statens Veterinärmedicinska Anstalt. Numera är projektet en del av programmet "Övervakning av fågelskär i de stora sjöarna", som är ett samarbete i övervakningen av fågelskär i Mälaren, Väneren och Vättern. Samarbetet ska bl.a. resultera i säkrare analyser av orsaker till förändringar i fågelpopulationer. Bland inventerade arter är gråtrut och drillsnäppa upptagna på den nationella rödlistan som nära hotade (NT) (Gärdenfors, m.fl. 2010).

## Metodik

I huvudsak har den metodik använts som tagits fram för Väneren, den s.k. "Kristinehamnsmodellen" (Landgren 2004). Vättern har delats in i sju delområden och en ansvarig inventerare har utsetts för vart och ett av dessa. Det har i stort sett varit samma inventerare i de olika delområdena under samtliga år. Ulf och Tobias Allvin har inventerat delområde 1 och 2, Gunnar Myrhede, Pia Myrhede och Jan Eklund (delområde 3 och 4), Sten Persson (delområde 5), Leif Thörne (delområde 6) och Lars Gezelius (delområde 7). Totalt har ca 80 lokaler inventerats årligen. Merparten av lokalerna ligger i den örikare norra delen av sjön (figur 1). Det är nästan uteslutande öar av typen fågelskär som inventerats. På Visingsö har två smärre lokaler avgränsats. Inventeringen har i stort skett genom att fåglarna räknats från båt vid ett besöksstillfälle. Endast i undantagsfall har landstigning gjorts. Besöken har huvudsakligen gjorts under perioden 5-16 juni. Antalet fåglar tillhörande

lokalen har registrerats på utvalda öar och har omfattat "sjöfåglar", d.v.s. fåglar ur grupperna lommar, doppingar, svanar, gäss, skarv, häger, änder, vadare, måsar och tärnor. Även rovfåglar har registrerats på valda öar. Antalet fåglar registrerades på en särskild inventeringsblankett. På dessa noterades öarnas namn, besökstidpunkt, om ön ingår i fågelskyddsområde samt väderförhållanden (molnighet, vind och vindriktning samt ev. nederbörd). På lokalerna har totala antalet observerade fåglar av olika arter noterats. Dessutom har noterats om fåglarna ruvade och om det fanns kullar eller dunungar. Länsstyrelsen Östergötland är datavärd för insamlade uppgifter.

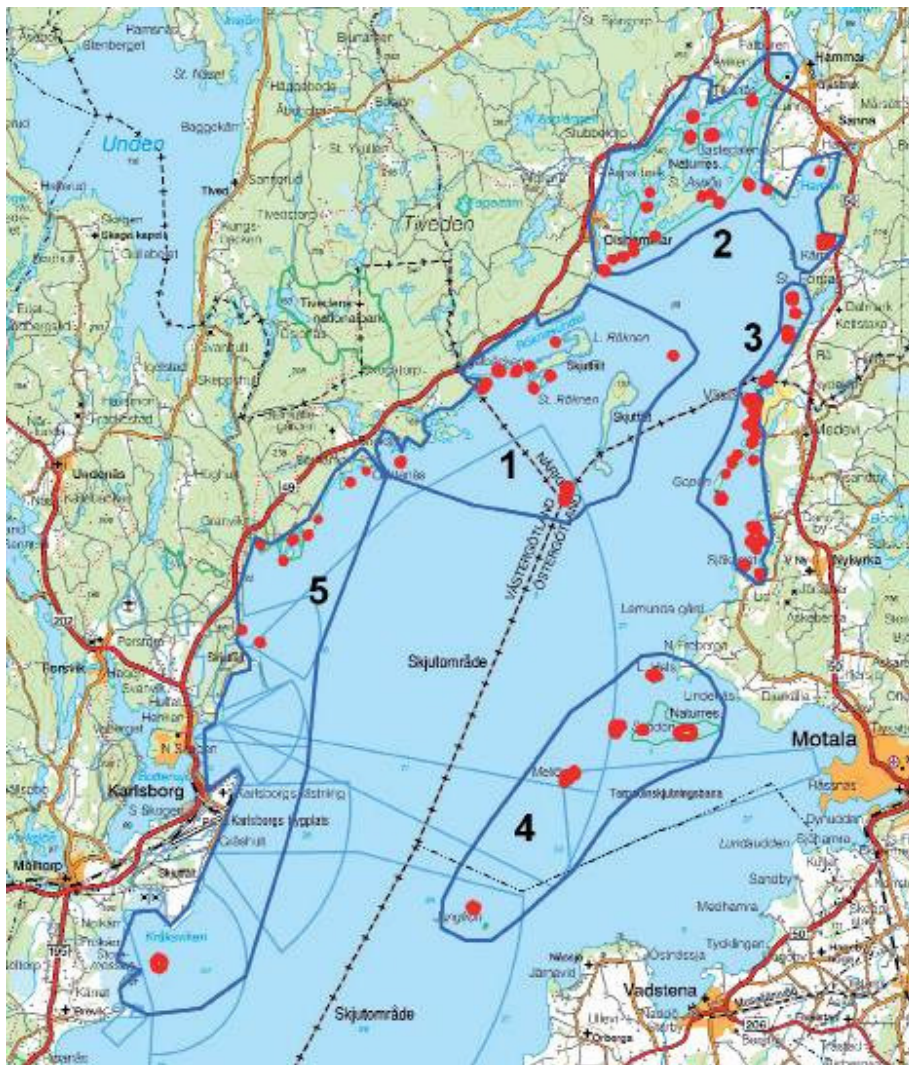




Fig 1. De inventerade lokalerna (röda prickar) och olika delområden (blå linje).

## Resultat och diskussion

Tyvärr kan vi konstatera att ganska många arter uppvisar negativa trender under den gångna nio-årsperioden. Det är särskilt oroande att det är tydliga minskningar just för fågelskärens huvudrollsinnehavare, måsar och tärnor. Skrattnås, gråtrut och fisktärna har alla minskat klart medan fiskmåsen inte minskat lika tydligt (figur 4). Bland andra arter som har en minskande trend kan nämnas t.ex. vigg och strandskata. Arter som ökat är storlom, storskrake och drillsnäppa. Arter med stabila numerärer är vitkindad gås, havstrut och fiskgjuse.

## Storskarv

Totalt konstaterades 638 bon 2010, vilket är en halvering sedan toppnoteringen 2007 på 1279 par. Dessa fördelades på tre öar eller ögrupper – Erkerna 254, Kalv 122 och Sidön 262. För Erkerna, i naturreservatet Motalabuktens öar, är endast en tredjedel kvar jämfört med toppåren. Här häckade som mest 750 par 2003. Samtliga bon är där belägna i träd. På Kalv, strax söder om St. Röknen, fanns 302 bon 2008. Bona ligger här i lågvuxna lindar. Intill Kalv ligger den lilla ön Skärv. Där konstaterades inga bon 2007-10 men 3 - 13 bon 2002 - 2006. På Sidön, strax söder om Karlsborg har kanske kolonin nått sitt max eftersom det var en stark ökning där t.o.m. 2005. Kolonin har vuxit från nio bon 2002 till 370 bon 2008. 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 3). Ökningen var kraftig, särskilt mellan 2001 och 2002 (95 %), men nu har alltså en kraftig minskning skett. Orsaken till denna kraftiga tillbakagång är ännu så länge svårbedömd. Stormarna Gudrun och Per bör ha förstört många bon. Någon motsvarande minskning i Vätern finns inte, även om populationen där planat ut (Landgren 2010). I Mälaren har skarven ökat kraftigt från slutet av 1990-talet till mitten av 00-talet. Det sammanlagda antalet aktiva bon där uppgick 2009 till 2 368 st i 19 kolonier. Förändringarna där är mycket små under åren 2007-09 (Pettersson 2009).



Sidön söder om Karlsborg hyser en av Vätterns tre skarvkolonier. 262 par häckade 2010, mot nästan 400 par 2005-2008.  
Foto Sten Persson.

## Havstrut

Havstruten är inte särskilt vanlig i Vättern. Under 2010 noterades tio revirhävdande fåglar mot nio i medeltal för åren 2002-09. Beståndet är litet och antalen varierar mellan åren från fyra som minst till 13 som mest. Här råder stora skillnader i antal mellan Vätern och Vättern. I Vätern fanns 632 ex 2009 och beståndet har minskat de senaste två åren (Landgren 2010). I Mälaren fanns 23 revirhävdande fåglar 2009 och beståndet synes vara stabilt (Pettersson 2009).

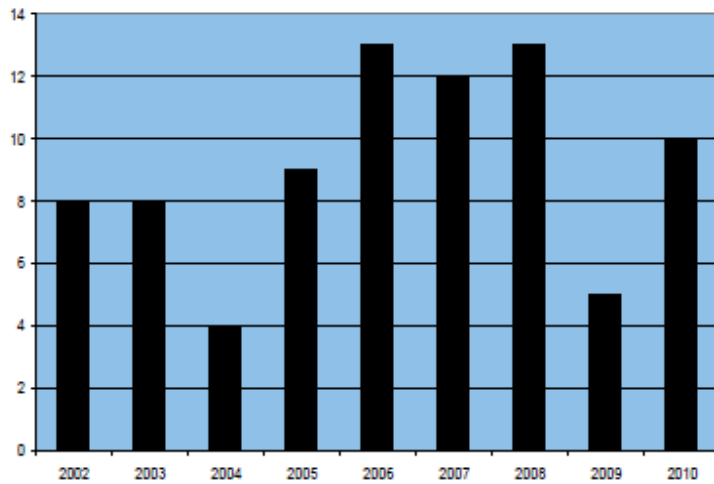


Fig 2. Antal revirhävande havstrutar i Vättern 2002-10.



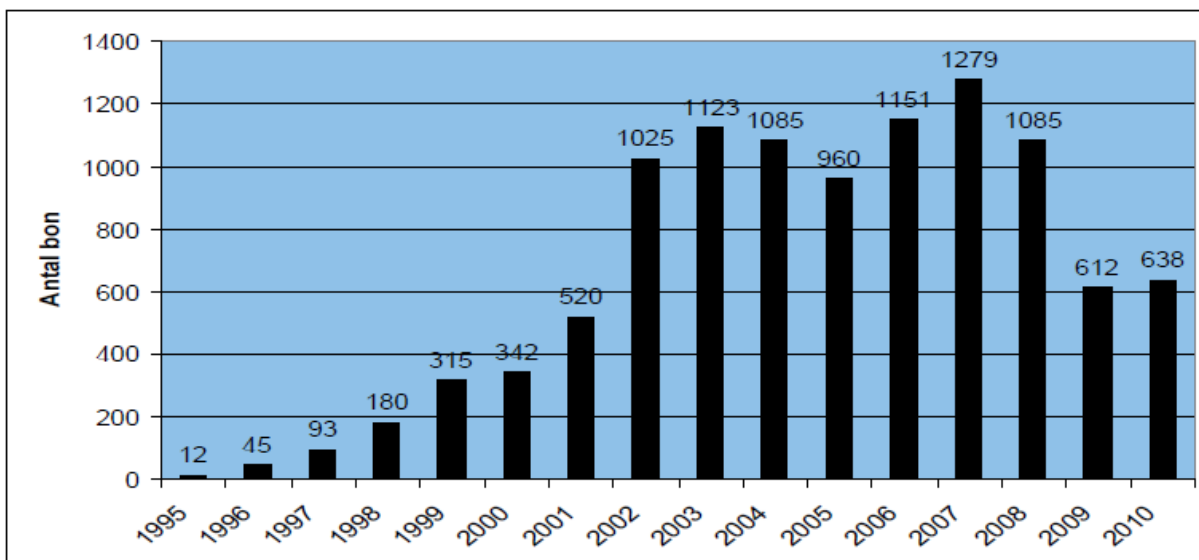
Storskarv på bo. Foto Ulf Allvin.



Foto Gunnar Myrhede

Jungfrun i delområde 1. Här finns Vätterns största koloni av Gråtrut (150 ex), men kolonin minskar. Till invånarna 2010 hör även vitkindad gås (4 ex), vigg (5 ex), havstrut (2 ex), fiskmåsar (10 ex) och fisktärnor (75 ex).

Figur 3. Antal funna bon av storskarv. Kolonierna finns på Erkerna i Motalabuktens öar, på Kalv söder



om St. Röknen samt på Sidön vid Karlsborg. Data före 2002 från Länsstyrelsen Östergötland, opubl.

## Gråtrut

2010 registrerades 320 revirhävande gråtrutar på 17 lokaler. Den stadigt minskande trenden fortsätter efter toppnoteringen på 713 fåglar startåret 2002 (figur 4). Arten noterades på 20 lokaler 2009-2007, vilket var en ökning från 2006 och 2005, då den fanns på 16 lokaler. Under 2004-202 fanns arten 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. Den största kolonin finns på Jungfrun med 150 individer. Här har antalet par minskat påtagligt sedan 2003, då 340 ex. noterades. Elf (1990) anger att 120 par häckade på Jungfrun 1990. På Sidön häckar bara enstaka fåglar nu mot t.ex. 85 fåglar 2007 och 175 fåglar 2002. Andra större lokaler 2010 var Sjöholmen i delområde 3 med 55, Hästholmen i delområde 7 med 20, Erkerna i delområde 4 med 20 och Skärv i delområde 2 med 16. Inga döda eller sjuka trutar har noterats under inventeringarna. I både Vätern och Mälaren finns mycket större bestånd. I Mälaren noterades 1772 revirhävande fåglar 2009 (Pettersson 2009) och trenden är stabil. I Vätern noterades 6594 revirhävande fåglar 2009, fördelat på 214 lokaler. Här har en viss minskning skett under 2000-talet (Landgren 2010).

## Skrattmå

2010 noterades 111 ex. på 13 lokaler och den minskande trenden förstärks (figur 4). Största kolonin 2010 fanns på Kaptensburg i delområde 2 med 28 ex. På Sägareholmen i delområde 1, som 2009 hyste den största skrattnåskolonin, saknades tyvärr arten 2010. Den största kolonin 2004 och 2005 (80-90 fåglar) fanns på Hönsholmen i delområde 3, men efter dessa år har endast enstaka par häckat här. På Fjuk är sedan 2005 skrattnåsar helt borta. Här fanns Vätterns största koloni i denna inventering åren 2002-03 med 230-260 ex. I sammanhanget kan tilläggas att den största kolonin i Vättern finns i Erstadkärret på Visingsö, med ca 800 fåglar 2010 (artportalen), vilket var en kraftig minskning från 2009 då det fanns ca 1500 ex här. Erstadkärret ingår dock inte i denna inventering. I Vätern har skrattnåsen en ökande trend och där konstaterades 7817 ex

på 122 lokaler 2009. Beståndet har mer än fördubblats sedan 2001 (Landgren 2010). I Mälaren räknades 1590 fåglar på 18 lokaler 2009 och beståndet är stabilt (Pettersson 2009).

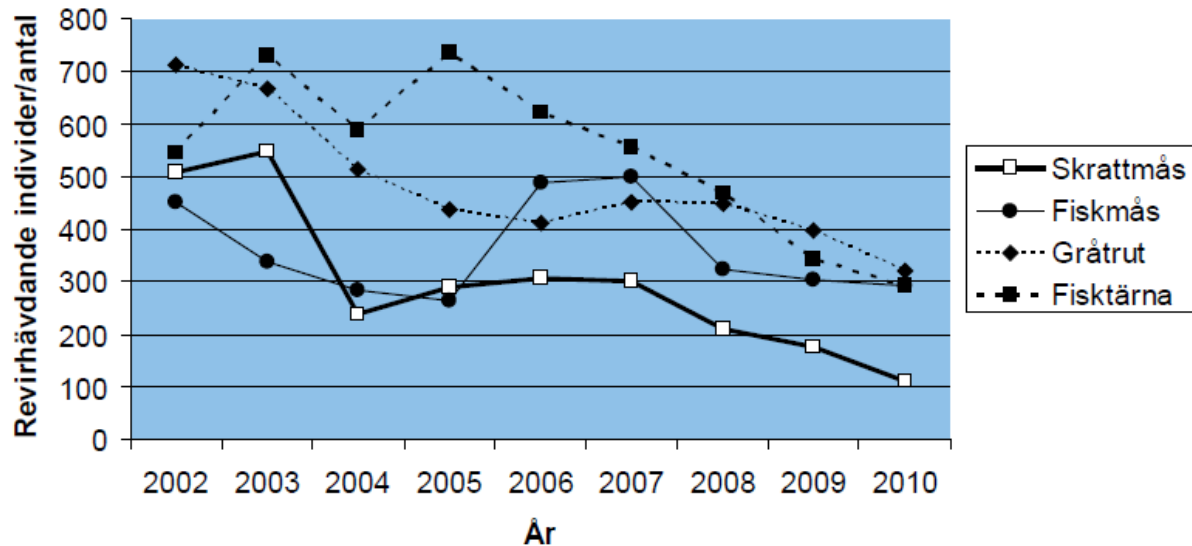


Fig 4. Antalet revirhävdande måsar och tärnor på Vätterns fågelskär 2002-10.

## Fiskmåsar

291 revirhävdande fiskmåsar registrerades 2010, vilket är under medelantalet för 2002-2009 som är 368. Arten fanns på 35 lokaler. Den största kolonin med 40 ex, fanns i år på Sjöholmen (delområde 3), medan Granvik i delområde 5 hade 27 och Fjuk i delområde 4 hyste 25 fåglar. Fiskmåsen har därmed en någorlunda stabil trend även om antalen varierar. För fiskmåsbeståndet i Väneren finns en positiv trend under perioden 1994-2009 (Landgren 2010). 2009 noterades drygt 12300 revirhävdande exemplar. I Mälaren noterades 1091 revirhävdande fåglar 2009 och trenden är svagt ökande (Pettersson 2009).

## Fisktärna

Fisktärnan har generellt varit den vanligaste "vitfågeln" i Vättern. Arten uppvisar en nedåtgående trend i Vättern och arten är nu inte längre den vanligaste vitfågeln, då den sjunkit under gråtrutens numerär (figur 4). Årets antal blev 291 ex. Medelstorleken hos kolonierna var 13 individer. Arten noterades bara på 22 lokaler vilket, näst efter 2009, är det lägsta sedan inventeringen startade. Som mest fanns arten på drygt 30 lokaler. De största kolonierna 2010 fanns på Jungfrun (75) i delområde 4, Sjöholmen (50) i delområde 3 och Ottraholmen (35) i delområde 2. Ytterligare två lokaler hade mer än 15 individer. På St. Laxhalla (delområde 2) som tidigare hyst 80 ex, fanns i år endast 16 ex. På Tärnskäret (delområde 2) fanns endast åtta fåglar. 2008 fanns här 82 ex. och 2005 130 ex. På Fjuk (delområde 4) fanns inga fisktärnor 2010. Här fanns 33 ex 2007 och 100 ex, både 2002 och 2003. 5806 revirhävdande fisktärnor inräknades i Väneren 2009 och trenden är ökande (Landgren 2010). I Mälaren uppvisar fisktärnan liksom i Vättern en vikande trend. 2009 räknades 1098 fåglar där (Pettersson 2009). Det samlade nationella beståndet bedöms ha ökat kraftigt under de senaste 30 åren (Ottvall et al. 2008). Fisktärnan finns upptagen i bilaga 1 i EU:s fågeldirektiv. Särskilda bevarandeområden ska utses för sådana och deras bevarandestatus ska vara god. Enligt den s.k. bevarandeplanen för Natura 2000 i Vättern (Vätternvårdsförbundet 2008) är målsättningen 100-200 häckande par för hela Vättern och för SPA-området

(Östergötlands del) >70 par. I Mälaren har under 2005-2008 konstaterats ca 0,69 bon per observerad fisktärna vid beräkning på 20 lokaler. Med en sådan faktor i beräkning för hela Vättern ger det att 291 ex. motsvarar ca 200 par och för SPA-området (Östergötland) att 166 ex. motsvarar ca 115 par. Statusen får alltså ännu så länge bedömas som gynnsam även om trenden tyvärr är vikande.



Skärvsten och Kalv med skarvkolonin. Foto Ulf Allvin.

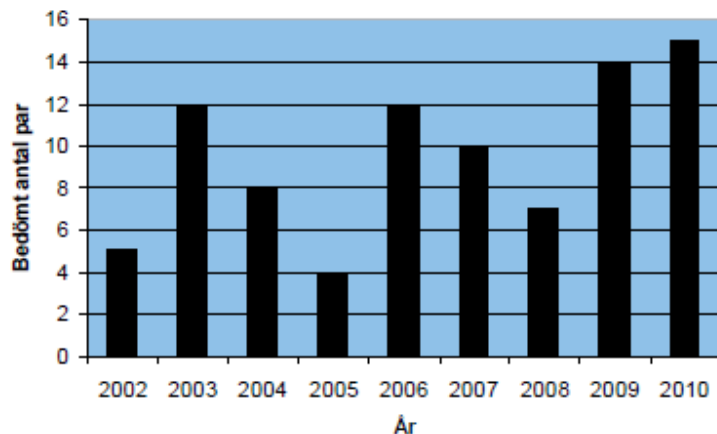
## Silvertärna

En revirhävande fågel konstaterades 2010 på Ottraholmen i delområde 2. Arten häckar endast sporadiskt i Vättern och har varit sparsammare de senaste fyra åren jämfört med åren innan. 2002 konstaterades 11 ex och 2005 16 ex. 2006-07 samt 2009 uteblev arten helt. Toppåret 2005 fanns tio ex på Jungfrun (delområde 4) och på Tärnskäret (delområde 2) sex. Målsättningen enligt bevarandeplanen för Vättern är 5-10 häckande par. Målsättningen inom SPA-området är mer än fem par. Bevarandestatusen är således inte gynnsam och trenden är under försämring. I Väneren noterades hela 800 ex 2009 och trenden här är ökande (Landgren 2010).

## Storlom

Totalt noterades 15 par på 12 lokaler 2010. Trenden är ökande i inventeringsmaterialet. Här ska dock noteras att denna inventering i första hand är inriktad på fågelskär, varför materialet inte är helt representativt. Fler par finns således. Målsättningen enligt bevarandeplan för Vättern är att minst 20 par häckar årligen, varav minst två par inom SPA-området. Enligt denna inventering skulle statusen bedömas som ej gynnsam, men eftersom mörkertalet troligen är stort finns trots allt skäl att tro att statusen är gynnsam. Trenden i denna inventering är glädjande nog också svagt ökande.

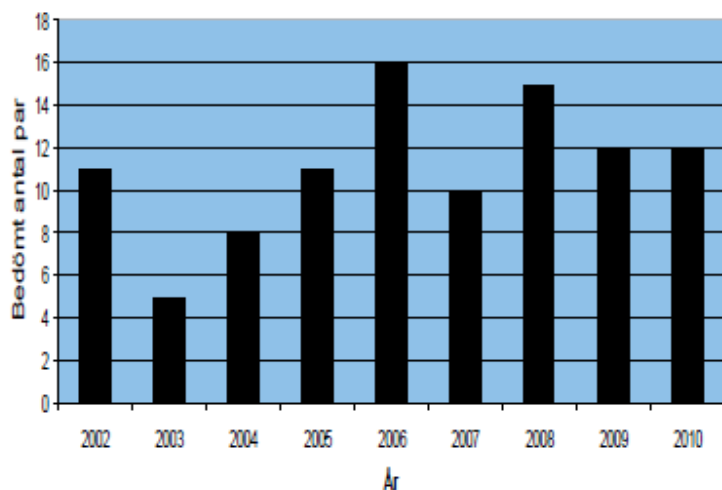




Figur 5. Bedömt antal par av storlom inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.

## Vitkindad gås

Den vitkindade gåsen uppvisar en svagt ökande trend i Vättern. 23 ex räknades på fem lokaler; Sidön, Forsholmen och Sjöhommen (delområde 3) samt Fjuk och Jungfrun (delområde 4). I Väneren räknades 17 ex. 2009 (Landgren 2010) och i Mälaren räknades 42 ex 2009 (Pettersson 2009). Det har varit en svag ökning i Väneren, men ingen tydlig trend i Mälaren. Målsättningen enligt bevarandeplanen för Vättern är 25-50 häckande par. Målsättningen för SPA-området är fler än 10 par. Bevarandestatusen kan nog bedömas som gynnsam både vad gäller hela Vättern och SPA-området (Östgötadeln, 9 par). Ytterligare par finns på ej besökta områden i Vättern. Vid Erstadkärret på Visingsö rapporteras t.ex. om 28 ex. i par 2010 (artportalen).



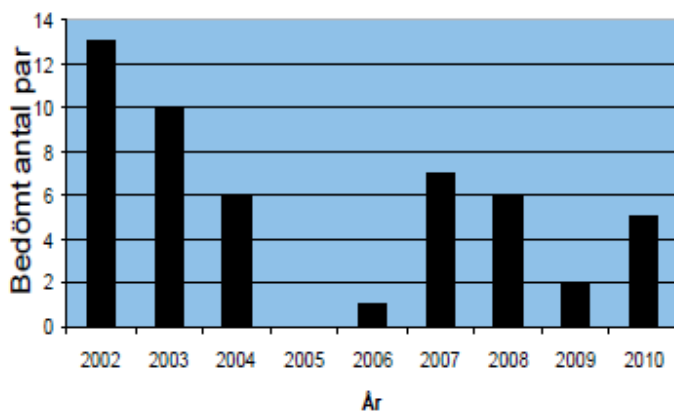
Figur 6. Bedömt antal par av vitkindad gås inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.



Vitkindad gås och fisktärnor. Foto Ulf Allvin.

## Vigg

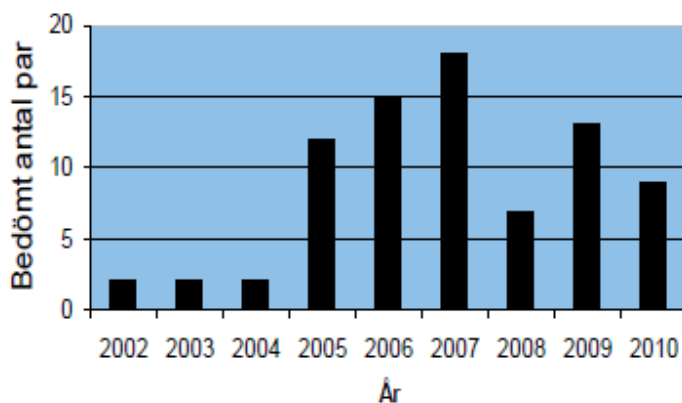
Viggen kan ganska lätt förbises i denna typ av inventering men trenden är ändå klart minskande (figur 7). I Vänern tycks trenden vara relativt stabil även om antalen fluktuerar kring 20 – 40 ex (Landgren 2010). I Mälaren har viggen en stabil trend där drygt 300 (!) par häckade 2009 (Pettersson 2009).



Figur 7. Bedömt antal par av vigg inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.

## Storskrake

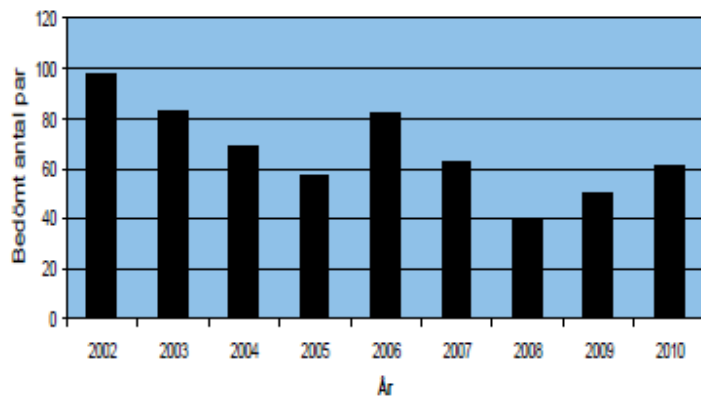
Arten är relativt fåtalig, men har en ökande trend i Vättern. I Vänern har arten legat relativt stabilt kring 50 – 60 individer (Landgren 2010).



Figur 8. Bedömt antal par av storskrake inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.

## Småskrake

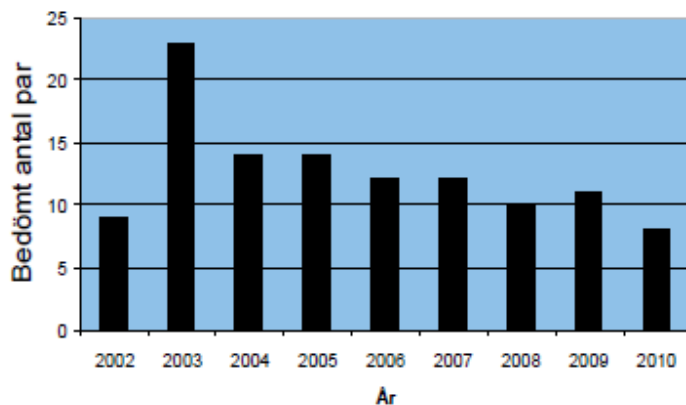
2010 konstaterades 60 par. Arten har en svagt minskande trend i Vättern, även om de två senaste åren givit en liten ökning. Minskningen som varit är oroväckande med tanke på att småskraken utgör en av sjöns verkliga karaktärsarter. I Vänern har arten däremot ökat påtagligt 2000-07, men gått tillbaka 2008-09. 419 individer konstaterades 2009 (Landgren 2010).



Figur 9. Bedömt antal par av småskrake inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.

## Strandskata

Strandskatan har en vikande trend i Vättern. Arten har noterats med 17 ex. på nio lokaler 2010. Som mest har den noterats på 15 lokaler 2003. I Vänern har antalet revir legat relativt stabilt mellan 50-70 revir (Landgren 2010). I Mälaren noterades 61 ex. 2009 och trenden är ökande (Pettersson 2009).



Figur 10. Bedömt antal par av strandskata inom de inventerade lokalerna i Vättern 2002-10.

## Drillsnäppa

Drillsnäppan har legat stabilt kring 8 - 10 par under åren. Arten förekommer på många fler lokaler av typen skogsöar och längs sjöns stränder som inte ingår i denna inventering. Målsättningen enligt bevarandeplan för Vättern är att arten förekommer med mer än 20 par. Statusen får betecknas som gynnsam och trenden sannolikt under förbättring.

## Fiskgjuse

Inventeringsmetoden är inte optimalt anpassad för inventering av fiskgjuse, men antalet aktiva bon/par registreras inom de områden som besöks. 4-6 par har konstaterats under dessa år och trenden är stabil. Målsättningen enligt bevarandeplanen för Vättern är 5 – 10 par som häckar årligen i eller i nära anslutning till sjön, varav minst två par inom SPA-området. Målsättningen är uppfylld för hela Vättern och för SPA-området (Östgötadelen), särskilt med tanke på att flera par i Vättern förbises i denna inventering. Längs Ombergs strand häckar t.ex. 8-10 par.

## Fåtaliga arter

Arter med endast enstaka noteringar som inte redovisas närmare här är t.ex. skäggdopping, svarthakedopping, knölsvan, grågås, gravand, knipa och snatterand. Den hägerkoloni som funnits sedan 2003 på Brunnsholmen (delområde 1) med 10 -16 par saknades 2009 och 2010. Roskarl har noterats på Jungfrun 2007 och 2009.

## ”Sjöfågeldöden”

I inventeringen ingår att notera sjöfågeldöd med särskild uppmärksamhet på gråtrut. Inventerarna har dock inte gjort några iakttagelser som tyder på onormal sjöfågeldöd.

## Gemensamt övervakningsprogram

Flera arter minskar oroväckande tydligt, t.ex., vigg, gråtrut, skrattmå, fisktärna och strandskata. Det finns därför all anledning till att fortsätta denna övervakning. Ett gemensamt delprogram för övervakning av sjöfåglar i de stora sjöarna Vänern, Vättern och Mälaren inom den nationella miljöövervakningen är under utarbetande (Landgren & Pettersson 2008). Inventeringarna i Vättern kommer därför att fortsätta i nuvarande omfattning. För att analysera bestånden i ett område och förstå vad som kan ligga bakom förändringar är det viktigt att jämföra med utvecklingen i stort. Häckande fågelbestånd i landet följs genom Svensk Häckfågeltaxering (2010). Projektet drivs av Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, som en del i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram. Enligt svensk häckfågeltaxering i de så kallade standardrutterna har t.ex. vigg, småskrake, gråtrut och skrattmå minskande trender, vilket stämmer med trenderna för Vättern, medan t.ex. fiskmå och fisktärna har ökande trender i landet vilket inte är fallet i Vättern. Trenderna och analyser av dem kan väcka frågor om fågelskydd och eventuell skötsel av häckningsöarna för att motsvara målen i t.ex. bevarandeplanen för Vättern. I Vänern har övervakningen resulterat i genomförda röjningsinsatser på ett stort antal häckningsöar, vilket säkert har bidragit till flera arters positiva trend där (Landgren 2010).



Drillsnäppa. Foto Ulf Allvin.

## Tack!

Ett stort tack till de inventerare som genomfört inventeringen. Tack även till Måns Lindell (Vätternvårdsförbundet), som administrerat den ekonomiska delen.

## Referenser/Litteratur

- Elf, A. 1990. Häckfågeltaxering på öarna i Motalabukten. Vingspegeln 1990:150-156.
- Gezelius, L. 2005. Inventering av häckande sjöfåglar på öar i Vättern 2002-2005. Vingspegeln 24:82-94.
- Gärdenfors, U. (ed.). 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Landgren, T. 2004. Metodbeskrivning för inventering av kolonihäckande sjöfåglar i Vänern. Vänerns vattenvårdsförbund. Rapport nr 28. 2004.
- Landgren, T. 2010. Vänerns fågelskär. Inventering av sjöfåglar 1994-2009. Rapport nr. 54. Vänerns Vattenvårdsförbund.
- Landgren, T. & Pettersson, T. 2008. Sjöfåglar i Vänern, Vättern och Mälaren. Sötvatten – årsskrift från miljöövervakningen 2008: 2-5.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. – Naturvårdsverket, Rapport 5813. 123 pp.
- Pettersson, T. 2009. Skarvar och fågelskär i Mälaren 2009. Länsstyrelserna i Stockholm, Södermanland, Uppland och Västmanland samt Mälarens Vattenvårdsförbund.
- Svenska Häckfågeltaxeringen. 2010. Resultat på hemsidan [www.zoo.ekol.lu.se/birdmonitoring](http://www.zoo.ekol.lu.se/birdmonitoring)
- Vätternvårdsförbundet. 2008. Bevarandeplan för Natura 2000 i Vättern. Rapport 95 från Vätternvårdsförbundet. Jönköping.

# Delrapport - Biotopvård riktat mot harr

*Daniel Brelín, Fiskefunktionen, Länsstyrelsen i Jönköpings län*

## Bakgrund

Som ett försök att stärka harrbeståndet i Vättern har det bl.a. föreslagits att biotopvård skall genomföras riktat mot harr i vissa av Vätterns tillflöden. Detta förslag bygger framförallt på de observationer och slutsatser som gör gällande att lekplatsens storlek inte är den mest avgörande faktorn för hur många lekrevir som kan finnas utan snarare hur de olika lekreviren är visuellt isolerade från varandra. Genom att skapa fler lekrevir skulle således antalet lekande harrpar också kunna öka, vilket i sin tur skulle ge ett större tillskott av juvenil harr till Vättern varje år. Denna visuella isolering kan åstadkommas genom att t.ex. död ved och/eller block placeras ut på befintliga lekplatser. Innan denna typ av biotopvård genomförs i större skala är det dock lämpligt att testa dess effekt i något av Vätterns tillflöden, vilket är avsikten med detta projekt.

## Biotopvård

Under våren, i samband med harrleken, besöktes relevanta vattendrag och förslag på projektlokalerna samt referenslokalerna utsågs. Under försommaren genomfördes ytterliggare ett besök vid Hornån och Gagnån där slutgiltiga lokaler fastslogs. Vid detta besök utsågs exakta platser för de planerade åtgärderna och lämpliga träd utsågs. Under augusti utfördes de planerade åtgärderna och allt gick bra. Vid avgränsningarna kunde uteslutande fallvirke från närområdet användas av vilket flertalet redan låg i vattendraget. Detta medförde att åtgärderna ser väldigt naturliga ut men ändå ger den avgränsande effekt som eftersöktes. Stockarna drogs fram för hand och fästes med armeringsjärn. Markägarna var uteslutande positiva till åtgärderna.

## Gagnån

Detta är den första (nedersta) platsen som harren kan leka på i Gagnån. Två bottnar försågs med visuell barriär. Här såg ett lekande par och ensamma hannar under vårens lekfiskräkning.

Före



Efter



## Hornån

På samtliga platser för åtgärder i Hornån har harr setts under våren. På två av platserna har harren med säkerhet lekt. Nu återstår att se om fler besöker platserna under kommande vårar.

Totalt biotopvårdades fyra lekbottnar varav den nedre med två avgränsande stockar.

Före



Efter





Före



Efter



Före



Efter



## Uppföljning

För att kunna uttala sig om effekterna av biotopvården krävs referensdata dels från olika år, dels från olika lokaler och vattendrag. Således räknades harr under våren enligt den metodik som används av Länsstyrelsen i Jönköpings län sedan våren 2005, på två lokaler/sträckor i Hornån och Gagnån, dels i ytterligare fem av Vätterns tillflöden som utnyttjas av harren som lekområden (Röttleån, Dunkehallaån, Svedån, Hjoån och Kärrsbyån). Insamlingen av referensdata kommer att fortsätta i ytterligare två år (2012). Under våren provfiskades Hornån, Gagnån och några av referensbäckarna med avseende på kräfte. I samband med att biotopvården utfördes så elfiskades en lokal vardera i både Hornån och Gagnån. Dessa lokaler kommer också att elfiskas löpande för att studera om/hur åtgärderna påverkar bland annat tätheterna av uppväxande öring. Effekterna på och i direkt anslutning till projektlokalerna avseende påverkan från förändrade strömförhållanden och eventuellt vattennivåer kommer också att följas mer intensivt än vanligt. Detta kommer att ske i samband med övrig tillsyns- och besöksverksamhet i vattendragen.

