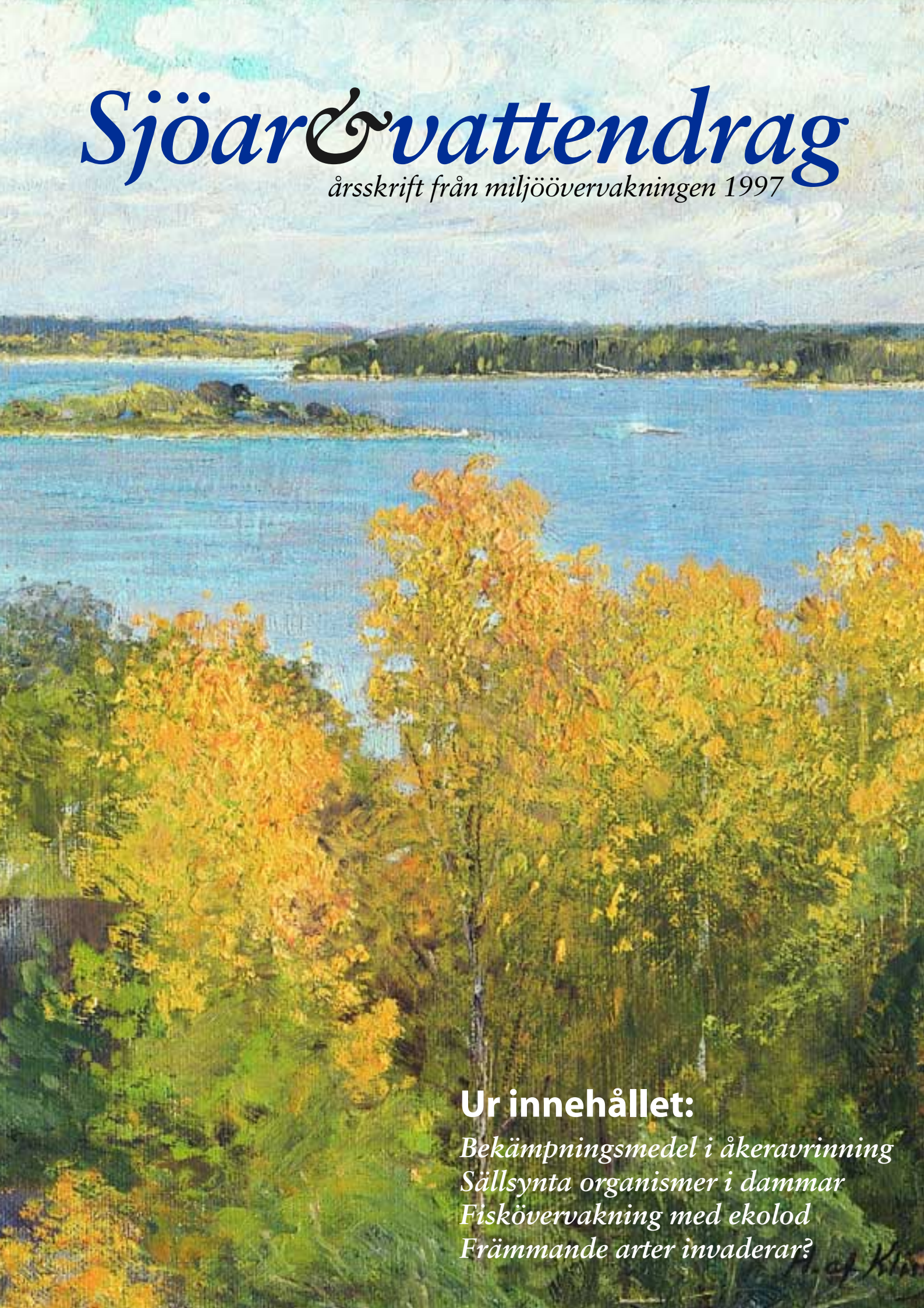
Sjöar & vattendrag

årsskrift från miljöövervakningen 1997



Ur innehållet:

Bekämpningsmedel i åkeravrinning
Sällsynta organismer i dammar
Fiskövervakning med ekolod
Främmande arter invaderar?

Innehåll

Sjöar&vattendrag,
årsskrift från miljöövervakningen
1997

Utgiven av institutionen för miljöanalys,
SLU, i samarbete med Naturvårdsverket

Ansvarig utgivare:
Ewa Bringmark

Redaktör:
Gunnar Persson

Beställningsadress:
Naturvårdsverket
Kundtjänst
106 48 Stockholm
Tel 08-698 12 00
Fax 08-698 15 15
e-mail Kundtjanst@environ.se

ISBN 91-620-4967-4
ISSN 0282-7298

Omslagsbild:
Utsikt över Mälaren från Adelsö, 1903
Hilma af Klint (1862 – 1944)
(Stiftelsen Hilma af Klints verk)

Copyright:
Institutionen för miljöanalys, SLU

Layout: Mats Thorburn,
Ord & Vetande, Uppsala

PDF-version 2000

Bekämpningsmedel i ytvatten: sju års studier i ett jordbruksområde 4

Metallhalter i svenska sjöar och vattendrag 14

Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag 22

Skaraborgsinventeringen av småvatten 1997 30

Snäckor i försurningssverige – en jämförelse mellan 1940- och 1990-tal 40

Ekolodet till hjälp i fiskövervakningen 50

Rapporter, rapporter, rapporter 58

Förord

I 1997 års ”Sjöar och vattendrag” har hoten mot den biologiska mångfalden fått en framträdande plats. Beskrivning och övervakning av mångfalden själv är för den skull inte försummad utan utgör det andra stora blocket i årsskriften. Bland hoten uppmärksammar vi påverkan genom metaller, organiska miljögifter, spridning av främmande organismer samt också i viss mån försurning.

I årsskriftens mer renodlat biologiska artiklar kommer rapporter från de allra minsta vattensamlingarna och dammarna om växt- och djurliv samt från nästan hela Sydsverige om förekomsten av sötvattenssnäckor. Från de allra största sjöarna rapporterar vi om förekomst av fisk som inte är bunden till stränder eller bottnar.

Det finns anledning att betona att årsskriftens syfte är just att uppmärksamma och rapportera om olika företeelser inom miljöövervakningen i vid mening. Att representativt täcka allt som görs i miljöövervakningssverige eller väga och värdera olika insatser mot varandra ligger utanför vår målsättning. Vi ser årsskriften som en översiktlig informationskanal men också som en inkörsport till mer djuplodande presentationer av resultat och slutsatser. Sådana finns som regel som underlag för alla artiklar och anges bland referenserna. Vi upprätthåller också den service vi inledde föregående år med en förteckning över nya rapporter från den regionala miljöövervakningen. Den speglar mångfalden inom övervakningen och enskilda rapporter berör ofta mycket mer än strikt regionala förhållanden. Rapporterna förtjänar därför ökad uppmärksamhet även utanför ”hemmalänen”.

Med vår strävan att på detta sätt uppmärksamma olika enskildheter vill vi ytterst bidra till att öka insikten om vilken viktig resurs miljöövervakningen som helhet är i miljövårdsarbetet.

De områden vi uppmärksammar i år visar bland annat att:

- Halten av vissa kemiska bekämpningsmedel i avrinnande vatten från ett skånskt jordbruksområde under många månader överskrider de koncentrationer som antas ge biologiska skador.
- Ett 50-tal främmande vattenanknutna växt- och djurarter samt sjukdomsalstrande mikrober avsiktligt eller oavsiktligt spridits i svenska inlandsvatten. Konsekvenserna har varit omfattande såväl ekologiskt som ekonomiskt.
- Snäckförekomsten i södra Sverige befunnits vara rikare nu än på 1940-talet då samma vatten inventerades. Detta gäller allmänt, men framför allt förekommer fler arter i vatten som numera kalkas.
- Metallhalter i svenska sjöar och vattendrag visar på en regional förhöjning gentemot bakgrundshalterna för flera metaller över stora områden i södra Sverige där depositions- och försurningspåverkan är tydlig. Marginalerna till de halter som ger biologiska effekter är förhållandevis små och överskrids för några metaller i enstaka fall.
- Förekomsten av småfisk som lever fritt i vattenmassan visar vissa likheter mellan sjöarna medan utvecklingen för siklöja i östra Mälaren avviker helt. Där har mycket få yngel växt upp och bestånden drastiskt reducerats under en tioårsperiod.
- Många småvatten av olika typer innehåller ett intressant växt- och djurliv. Mer kunskap behövs om dessa vatten där antalet ”rödlistade arter” kan vara stort.

Flera författare har medverkat i årsskriften. De enskilda bidragen har bearbetats av Gunnar Persson. Författarna är ansvariga för sakinnehållet. Ord & Vetande i Uppsala har svarat för layout. Till samtliga riktas ett varmt tack.

Gunnar Persson *Ewa Bringmark* *Torgny Wiederholm*

Bekämpningsmedel i ytvatten:

sju års studier i ett jordbruksområde

Jenny Kreuger
SLU

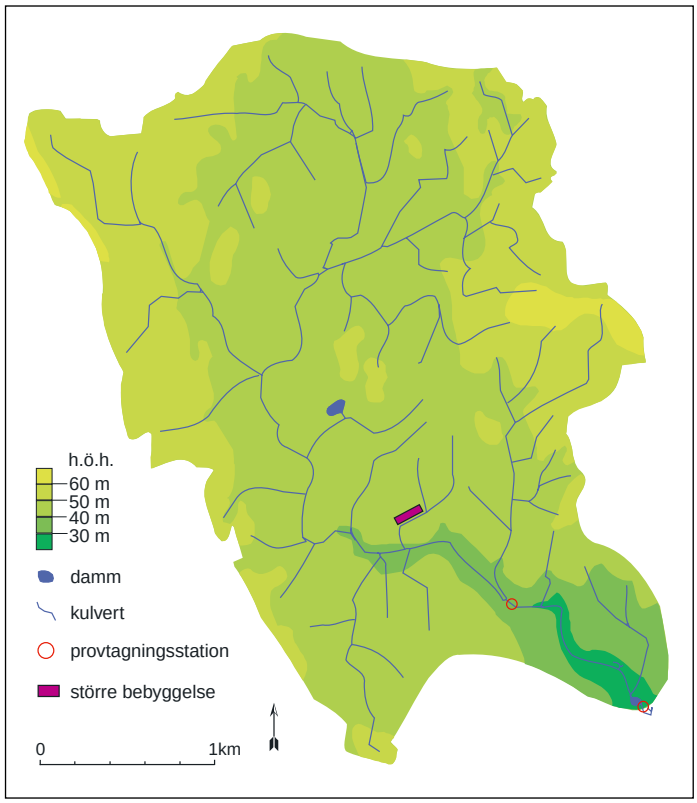
Under 1980-talet uppmärksammades i Sverige och utomlands den utbredda förekomsten av kemiska bekämpningsmedel i ytvatten. Under 90-talet har mera detaljerade studier i ett litet avrinningsområde i Skåne fördjupat kunskaperna.

Inom svenskt jordbruk används årligen ca 90 olika godkända kemiska substanser för att skydda den växande grödan från insekter, ogräs och svampar. Problemet är att medlen inte bara håller sig på åkermarken och där snabbt bryts ner till ofarliga beståndsdelar. En liten del av jordbrukets kemikalier hamnar också i våra vattendrag där de bland annat kan skada växt- och djurliv samt förorena dricksvattentäkter. I Sverige har målsättningen varit att vatten i princip ska vara rent från rester av bekämpningsmedel och från samhällets sida har man vidtagit en rad åtgärder som syftat till att minska riskerna med användningen av bekämpningsmedel.

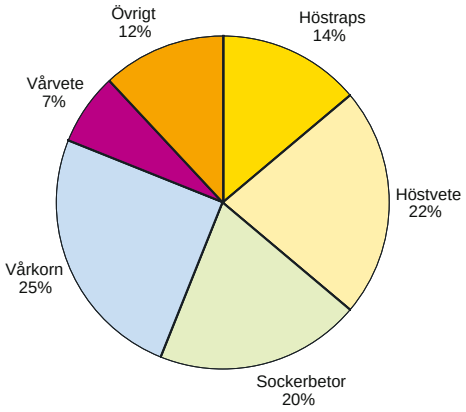
Sedan undersökningar av bekämpningsmedelsförekomst i vatten inleddes under mitten av 80-talet har man funnit en allmän förekomst av en rad olika bekämpningsmedel i den svenska vattenmiljön. En sammanställning av ett stort antal undersökningar från olika platser i Sverige visade att man funnit rester av bekämpningsmedel i 56% av de ytvattenprover som tagits (1). Flest antal fynd gjordes i södra Sverige inom jordbruksintensiva områden. Brist på enhetlighet i undersökningarnas uppläggning gav dock svårigheter att tolka orsaker och trender. Många bekämpningsmedel har heller inte analyserats rutinmässigt och detektionsgränserna har varierat.

En undersökning av förekomst av bekämpningsmedel i ytvatten inleddes våren 1990 i ett litet avrinningsområde i södra Skåne som ett led i forskningen på området (2). Undersökningen har fortsatt under hela 90-talet och ingår sedan 1995 i den regionala miljöövervakningen. Målsättningen har varit att undersöka omfattning, halter och trender av bekämpningsmedelsrester i avrinningen, samt att klarlägga olika processers betydelse för förekomsten av bekämpningsmedel i vattenmiljön. Avrinningsområdet ingår i miljöövervakningsprogrammet ”Typområden för jordbruksmark” vilket har till syfte att i små jordbruksdominerade avrinningsområden undersöka jordbrukets påverkan på vattenkvalitén. Det är dock endast i detta område (av 35) som regelbunden provtagning av bekämpningsmedel har genomförts.

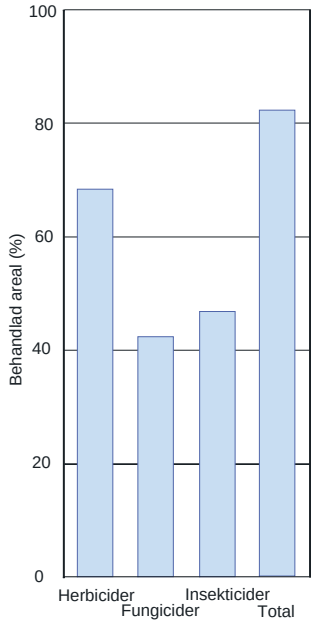
Foto sid 4 och 5: Jenny Kreuger



Figur 1. Det undersökta avrinningsområdet, samt placeringen av mätpunkter inom området.



Figur 2. Genomsnittlig fördelning av grödor inom området under 1990-talet.



Figur 3. Andelen åker som behandlas med bekämpningsmedel under våren och försommaren inom avrinningsområdet.

Studieområdet

Undersökningen är förlagd till de övre delarna av Vemmenhögsåns avrinningsområde i södra Skåne (figur 1). Tidigare mätningar av växtnäringsförluster från området har visat att dessa var normala för regionen. Området omfattar 900 ha, varav 95% åker, med moränlättlera som dominerande jordart. En stor del av arealen är täckdikad till följd av omfattande dikningsarbeten under slutet av 50-talet då öppna vattendrag och diken till stor del rörlades.

Dräneringsledningarna, som samlar in både ytavrinning och dräneringsvatten från fälten, mynnar i en kulvert som i sin tur mynnar i vattendraget ca 1 km uppströms avrinningsområdets nedre punkt.

I området bedrivs intensiv växtodling med en i huvudsak 4-årig växtföljd omfattande höstraps, höstvete, sockerbetor och vårkorn på ca 80% av arealen (figur 2). Övriga grödor är till övervägande del stråsäd, med endast en mindre andel av arealen i vall (3%).

Bekämpningsmedelsanvändning

För att kunna följa utvecklingen i området intervjuas samtliga lantbrukare (35 stycken) varje år då man samlar in uppgifter om grödor och växtnäringsanvändning samt när, var och hur mycket bekämpningsmedel som använts, på fältnivå, under året som gått.

Den totala användningen av bekämpningsmedel i området har i genomsnitt varit 1 300 kg aktiv substans per år, varav 75% sprids under våren/försommaren och 25% på hösten. Den mesta spridningen sker i maj. Användningen domineras av ogräsmedel (herbicider), men även svampmedel (fungicider) och insektsmedel (insekticider) används regelbundet på en stor andel av arealen. Totalt behandlas drygt 80% av åkerarealen med bekämpningsmedel under våren (figur 3) och knappt 30% under hösten. Användningen av bekämpningsmedel i området följer den generella utvecklingen för Sverige och motsvarar ~0,1% av den totala användningen. Hittills under 1990-talet har över 50 olika aktiva substanser använts i området, med i medeltal 30 per år. Tio av

Foto: Jenny Kreuger

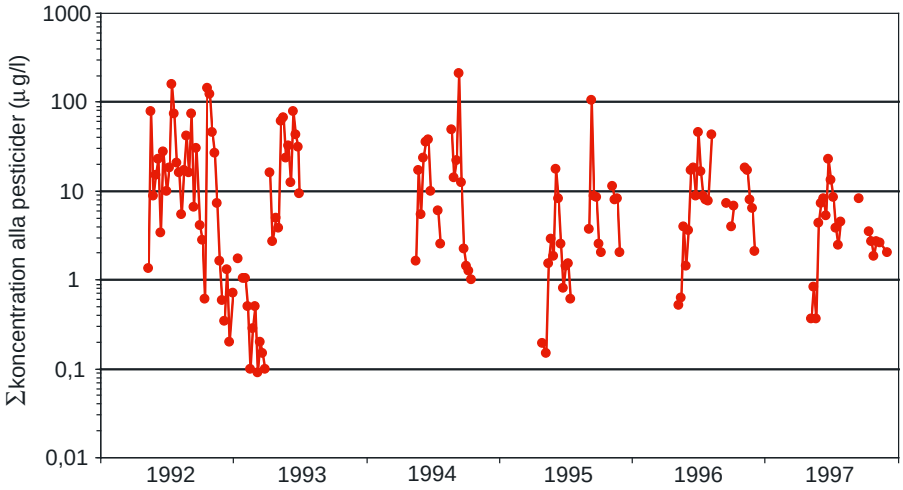
Fakta: Undersökningsmetodik

Insamling av vattenprover för pesticidanalys har skett under sommarmånaderna maj–september, eftersom det är under den tiden som den huvudsakliga användningen sker. Under senare år har även prover tagits under hösten, t.o.m. november, då höstbekämpning i höstsådda grödor har ökat. Provtagningen har utförts med hjälp av automatiska provtagare, huvudsakligen som tidsintegrerade veckoprover, men också som tidsintegrerade dygnsprover under kortare perioder de första åren. Proven togs då vid avrinningsområdets utlopp. Våren 1992 installerades även en automatisk provtagare vid kulvertens utlopp ca 1 km uppströms för jämförande studier (figur 1). Denna jämförelse visade att man fann något lägre halter av bekämpningsmedel i vattnet efter att det hade passerat den öppna delen av vattendraget jämfört med i kulvertens utlopp. Detta pekar bland annat på att spridning med vinden och nedfall på vattenytan i detta område inte bidrog påtagligt till förlusterna. Från 1992 baseras redovisningen på data från kulvertens utloppspunkt. Kompletterande provtagning med momentanprover utfördes de första två åren på olika platser i området, då även sedimentprover samlades in från ett par platser i bäcken samt från en damm i området. Totalt har över 350 vattenprov analyserats på ett 40-tal olika substanser.

Vatten- och sedimentproven har analyserats vid Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, med två olika analysmetoder, fenoxisyrametoden och multimetoden (3). Detektionsgränsen för flertalet bekämpningsmedel ligger i intervallet 0,05–0,5 µg/l och 85–90% (räknat på vikten) av de i området använda bekämpningsmedlen har inkluderats i analyserna. Flera av substanserna som användes i området kunde tidigare inte analyseras, men genom ett utvecklingsarbete har dock flertalet kunnat inkluderas efter hand. Glyfosat, som är ett viktigt bekämpningsmedel, har dock ännu inte analyserats. När data nu framkommit som tyder på att många substanser kan påverka vattenlevande organismer vid halter lägre än dricksvattengränsvärdet (0,1 µg/l), finns det också anledning att sträva efter att sänka detektionsgränserna ytterligare för många substanser.

Med fenoxisyrametoden bestäms nio ofta använda ogräsmedel, bl a bentazon, MCPA och mekoprop. Analysen går till så att vattenprovet först kokas med kaliumhydroxid under en timme, varefter provet surgörs till pH<2. Därefter extraheras substanserna över till ett organiskt lösningsmedel (diklormetan). De omvandlas sedan med jonparsteknik till pentafluorbensylestrar. Slutbestämning sker med gaskromatograf med masselektiv detektor (GC-MS). Övriga substanser har analyserats med multimetoden (undantaget tribenuronmetyl som har analyserats med en speciell metod för lågdosmedel). Provet extraheras med diklormetan, varefter gelfiltrering används för att rena provet från många av de ämnen som finns naturligt i ytvatten och som kan störa analysen. Efter upparbetning bestäms substanserna med gaskromatografi med tre olika detektorer. Alla resultat säkerställs med GC-MS.

Tillsats av intern standard för kontroll av extraktionsutbyte har använts i båda analysmetoderna, samt regelbundna tillsatsförsök för fastställande och övervakning av reproducerbarhet och utbyten på µg/l-nivå. Försök har också genomförts både i fält och på laboratoriet för att kontrollera att ingen nedbrytning eller adsorption av substanserna sker under provtagning och lagring av vattenproven i fält och under transport.



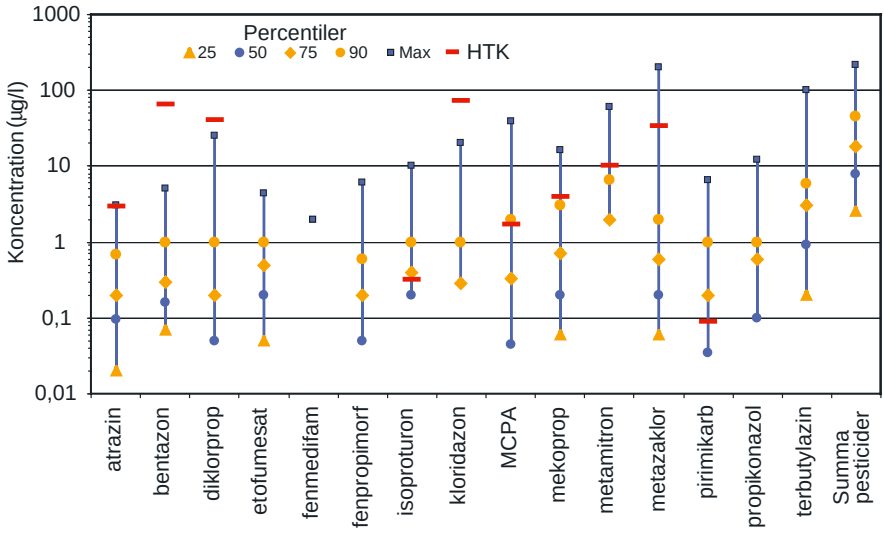
Figur 4. Summakoncentration av alla bekämpningsmedel som påträffats i vattenprov från kulvertmynningen 1992–1997. Varje punkt representerar medelhalten under en vecka.

dessa svarar för den huvudsakliga användningen (Se appendix). Under 1990-talet har användningen av ogräsmedel minskat i Vemmenhögsområdet till följd av att nya medel har introducerats inom spannmålsodlingen, som är aktiva i lägre doser. Däremot har mängden svampmedel som används förblivit relativt konstant i Vemmenhögsområdet medan den sjunkit till ca 1/3 i resten av landet.

Uppmätta halter

Bekämpningsmedel påträffades i nästan samtliga vattenprov som togs. Under åren 1990–1997 detekterades 39 olika substanser vid ett eller flera tillfällen i vattenprover från området, varav 30 ogräsmedel, fyra svampmedel, tre insektsmedel och två nedbrytningsprodukter till ogräsmedel. Vissa bekämpningsmedel fanns i vattendraget under flera månader efter spridningstillfället och i några fall under nästan hela året. De högsta halterna påträffades vanligen under försommaren, men toppar förekom även vid senare tillfällen under sommaren i samband med ökad avrinning, samt under spridningsperioden på hösten (figur 4). Ibland noterades förhöjda halter i vattendraget utan att det hade regnat under provperioden, och även provtagning på gårdsplaner visade höga halter i vatten därifrån. Detta kan tillskrivas slarv vid hantering, påfyllning och sköljning av spruta.

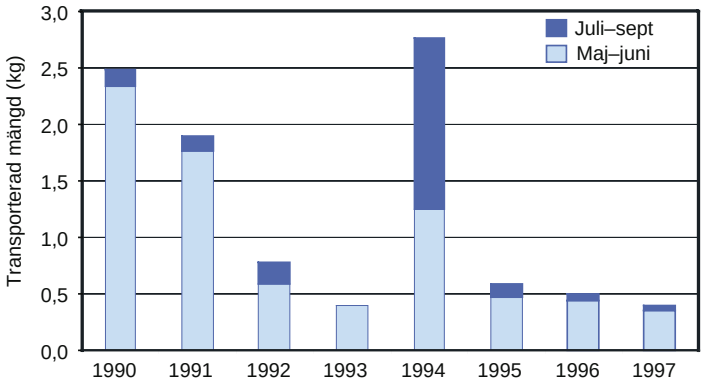
I genomsnitt fann man 12 olika bekämpningsmedel i ett vattenprov under sommarmånaderna. Vanligast förekommande var ogräsmedlen atrazin, benta-



Figur 5. Koncentrationsintervall för de mest använda bekämpningsmedlen i vattenprov (veckomedelvärden) från kulvertmynningen under maj–november 1992–1997. 25, 50, 75 och 90% percentiler för respektive ämnes koncentrationer anges. Högsta tillåtna koncentration (HTK) för akvatisk miljö är markerad för de substanser som ingår i den holländska sammanställningen (6).

zon, etofumesat, mekoprop, metazaklor och terbutylazin som detekterades i mer än 75% av vattenproven. Några bekämpningsmedel som spreds under hösten, bl.a. isoproturon och metazaklor, återfanns i vattenprover insamlade under efterföljande vår och sommar, vilket visar att vissa substanser kan finnas kvar i markprofilen under lång tid efter användningstillfället. De summakoncentrationer som visas i figur 4 varierar mer än tusenfalt mellan olika veckor mätta som veckomedelvärden. Koncentrationsvariationen är således extremt stor. Man måste dessutom vara medveten om att halterna momentant under den vecka som provinsamlingen pågått sannolikt varit högre än veckomedelvärdet. Om man ser till koncentrationerna av enskilda substanser gäller detta i ännu högre grad. Haltvariationer för de vanligast förekommande substanserna visar just på den stora variabiliteten även om endast veckomedelvärden behandlas (figur 5). Vid bedömningar av biologiska effekter kan de maximala veckomedelvärdena bara ses som en indikation på de momentant högsta värdena vilka oftast styr de biologiska effekterna.

En del av de substanser som påträffats har inte använts för att skydda grödorna i fält utan för andra ändamål, framförallt ogräsbekämpning på gårdsplaner. Främst gäller detta ogräsmedlen atrazin och terbutylazin, där atrazin, trots att försäljningen upphörde hösten 1989, har påvisats i vattenprover under hela provtagningsperioden. Detta är delvis en följd av att gamla lager



Figur 6. Mängden bekämpningsmedel som transporterats från området under sommarmånaderna. Staplarna är uppdelade för att visa fördelningen av transporten under olika tidsperioder, maj–juni och juli–september.

har funnits kvar, men också av att atrazin kan finnas kvar i markprofilen under lång tid och därmed fortsätta att lakas ut även efter att användningen har upphört.

Uttransport via vattendraget

Det är viktigt att inte bara se till de halter som påträffas utan också ställa uttransporten i relation till den användning som sker i området. På så vis kan man se om skillnader mellan olika substansers inneboende egenskaper spelar roll för hur mycket som kommer ut eller om det enbart är hur mycket som används som har betydelse.

Den totala förlusten av bekämpningsmedel från avrinningsområdet under maj–september varierade mellan 0,4 och 2,8 kg under undersökningsperioden (figur 6) med största förlusterna vanligen under perioden maj–juni. Den uttransporterade mängden bestod till ca 80% av bekämpningsmedel som använts i jordbruket. Resterande 20% utgjordes av bekämpningsmedel som använts för ogräsbekämpning på gårdsplaner. Vinterprovtagning utfördes endast under vintern 1992–93 och då fann man låga halter av vissa bekämpningsmedel, främst de som spridits på hösten och gårdsplanepreparat. De uttransporterade mängderna var dock jämförbara eller t.o.m. högre än de som uppmätts på sommaren till följd av de höga vattenflödena.

Förlusten av bekämpningsmedel från området under sommarmånaderna har minskat under 90-talet (figur 6), från 2,5 kg under maj–september 1990 till 0,4 kg under motsvarande tidsperiod 1997. Till en del är detta ett resultat av att mängden bekämpningsmedel som använts i området har minskat, framför allt inom spannmålsodlingen där nya medel som sprids i lägre doser har börjat användas. En minskad uttransport kan också vara ett resultat av ökad medvetenhet hos lantbrukarna i området och därmed lägre förluster på grund av slarv.

Förlusten för ett enskilt bekämpningsmedel motsvarade vanligen ca 0,3% eller mindre av den mängd som används i området under våren. I genomsnitt för alla substanser var förlusten ca 0,1% under tidsperioden och även här kan man se att förlusterna har minskat något under 90-talet, då uttransporten oftare var högre än 0,1% de första åren av undersökningen, men oftast lägre under senare år. Eftersom avrinningen har varit lägre än normalt under de senaste åren försvåras dock en jämförelse över tiden.

Foto: Jenny Kreuger

Bottensediment från bäck och dammar

I sedimentprov som samlades in under de första två åren fann man sammanlagt 11 olika bekämpningsmedel. Högst halter och flest fynd gjordes av svampmedel (fenpropimorf och propikonazol) och insektsmedel (fenvalerat och DDT). Även vissa ogräsmedel förekom, om än i lägre halter (bl.a. metabenstiazuron och diuron). Svampmedlen fenpropimorf och propikonazol ingår i samma kommersiella produkt och sprids därmed samtidigt i området, dock i olika proportioner (75% fenpropimorf och 25% propikonazol). Trots att fenpropimorf alltså sprids i större mängder än propikonazol i området så fann man den mera vattenlösliga propikonazol oftare och i högre halter i vattenproven, samtidigt som det var tvärt om i sedimentproven. Högsta halten av fenpropimorf var 200 µg/kg. Högsta halten av ∑DDT som hittades i en damm i området var 98 µg/kg. De substanser som hittades i högst halter i sedimentproven hade låg vattenlöslighet och hög oktanol-vattenkoefficient (visar tendensen att anrikas i organisk substans). Detta illustrerar betydelsen av att betrakta bekämpningsmedlens olika fördelning i miljön som ett resultat av olika inneboende egenskaper.

Gränsvärden och påverkan på växt och djurliv

Varken i Sverige eller inom EU finns det gränsvärden för hur höga halter av bekämpningsmedel som kan tillåtas i akvatisk miljö för att skydda växt- och djurliv. Det finns heller inga gränsvärden för bevattningsvatten. För dricksvatten har man inom EU satt 0,1 µg/l som högsta tillåtna halt av ett enskilt bekämpningsmedel och i Sverige är det den gräns vid vilken vattenverken måste vidta åtgärder samt kontakta Livsmedelsverket för en toxikologisk bedömning av huruvida vattnet kan drickas under utredningstiden.

I Holland har man nyligen gjort en genomgång av toxicitetsdata för ca 70 olika bekämpningsmedel och för dessa fastställt en högsta tillåten koncentration (HTK) i vattenmiljön (4). Detta är den högsta halt av ett enskilt ämne som kan tillåtas innan ekotoxikologiska effekter kan förväntas.

Knappt hälften av de substanser som detekterades i Vemmenhögsområdet återfanns i denna sammanställning och redovisas i tabell 1. Av tabellen framgår att veckomedelkoncentrationen för 13 av 17 substanser i vattenprover från kulvertens utlopp överskred HTK under en eller flera veckor. För fem av dessa (insektsmedlet pirimikarb och ogräsmedlen isoproturon, simazin, cyanazin och MCPA) överskreds gränsvärdet under 15–45 veckor (12–37% av den undersökta tidsperioden). Frekvensen av överskridanden framgår även av figur 5 där de aktuella HTK-värdena lagts in. För övriga 21 substanser som

förekom i området saknas gränsvärden, men generellt är det så att flera av de undersökta insektsmedlen (exemplevis deltametrin, cyflutrin och lambda-cyhalotrin) har i denna undersökning haft en detektionsgräns som överskrider eller ligger mycket nära de halter där negativa konsekvenser har registrerats. Av den holländska rapporten framgår också att om risken för skador på ekosystemet p.g.a. synergistiska effekter ska kunna uteslutas bör gränsvärdena ligga två tiopotenser lägre än angivna HTK.

Var står vi idag?

Ett av de senaste decenniernas mest uppmärksammade miljöproblem – jordbrukets stora användning av kemiska bekämpningsmedel – har följts upp dåligt när det gäller den vidare spridningen av dessa substanser och effekterna i miljön. Studien i Vemmenhög ger därför en unik möjlighet att följa spridning och exponering av bekämpningsmedel i vattenmiljön.

Det är nu klart att halter i vatten och uttransporterade mängder av flertalet bekämpningsmedel står i direkt proportion till använda mängder i området (högst 0,3% och i allmänhet ca 0,1%) och endast i mindre utsträckning till medlens inneboende egenskaper t.ex. vattenlöslighet eller tendens till anrikning i organiskt material (5). Man kan därför anta att transportvägarna många gånger är korta, med snabba flöden i sprickor och grövre porer i marken. Också genom dikesbrunnar i fält kan bekämpningsmedlen snabbt transporteras ner till dräneringsledningarna vid regn.

Vid bedömning av biologisk exponering och eventuella effekter har de uppmätta koncentrationerna relaterats till nya holländska gränsvärden för effek-

Tabell 1. Sammanställning av Högsta tillåtna koncentration (HTK) för de bekämpningsmedel som ingår i den holländska sammanställningen (4), de högsta uppmätta halterna av dessa (veckomedelvärden) och det antal veckor som halter över HTK har uppmätts i Vemmenhögsån. Notera att för insektsmedlet deltametrin ligger detektionsgränsen långt över HTK varför inga slutsatser kan dras om eventuella effekter i miljön.

Substans	HTK[a] (µg/l)	Max konc.[b] (µg/l)	Ant. veckor[c] > HTK
Atrazin	2,9	3	1
Bentazon	64	5	0
Cyanazin	0,19	10	26
2,4-D	9,9	10	1
Deltametrin	0,0003	0[d]	–
Diklorprop	40	25	0
Dimetoat	23	30	1
Diuron	0,43	0,6	1
Isoproturon	0,32	10	37
Kloridazon	73	20	0
MCPA	1,7	39	15
Mekoprop	3,9	16	9
Metabenstiazuron	1,8	30	6
Metamitron	10	60	6
Metazaklor	34	200	3
Pirimikarb	0,09	7	45
Simazin	0,14	10	29

[a] = Högsta tillåtna koncentration
[b] = Högsta koncentration mätt som medelhalten under en vecka
[c] = Mätningar gjordes under sammanlagt 122 veckor besprutningssäsongerna 1992–1997
[d] = Detektionsgränsen var 0,1 µg/l

ter på växt och djurliv. Detta pekar på dels långvariga överskridanden för några substanser, dels kortvariga överskridanden för ytterligare fler substanser. För ytterligare andra substanser ligger gränsvärdet under de nuvarande detektionsgränserna. Dessutom påpekas att det ofta är de momentana koncentrationstopparna som ger de akuta biologiska verkningarna, men som inte enkelt kan utläsas ur de veckomedelvärden som redovisas.

Generellt är många av de bekämpningsmedel som används inom jordbruket idag relativt vattenlösliga och kommer huvudsakligen att befinna sig i vattenfasen och därmed i allmänhet vara mer biotillgängliga. Hur snabbt substanserna kommer att brytas ner när de har transporterats ut i vattendragen är sällan undersökt, då de flesta nedbrytningsstudier gäller omvandling i åkermark. Man har dock visat att nedbrytning i vattenmiljön kan variera betydligt (exempelvis 3–1400 dagar för mekoprop) och att den går väsentligt långsammare när bekämpningsmedlen transporterats ut i de större vattendragen och sjöarna, jämfört med nedbrytningshastigheten i vatten från fältdiken och små kanaler (6). Detta innebär att bekämpningsmedel som kommer ut i de större recipienterna kan finnas kvar där under mycket lång tid (vilket har visats i flera internationella studier, bl.a. triaziner i Östersjön och i de stora sjöarna i USA). Denna tendens till långsam nedbrytning leder i princip till mer konstant förhöjda halter och en motsvarande ”lågdosexponering” av växter och djur. Till denna typ av konstant förhöjd lågdosexponering bidrar också atmosfärisk deposition av bekämpningsmedel. Över södra Sverige uppgår den till ett par ton per år vilket gör att man kan ha en betydande tillförsel till sjöar och vattendrag även från denna källa. Likaså visar punktvis uttagna prover från sjöar och vattendrag runt om i Sverige att man regelbundet finner rester av olika bekämpningsmedel. Slutsatsen blir att flora och fauna i Sverige utsätts för en långtidsexponering även av dagens moderna jordbrukskemikalier.

Övervakning av bekämpningsmedel i vatten har således en viktig roll för att följa denna utveckling. Dessutom finns ett stort behov av att inte bara följa utvecklingen av exponeringen utan även av de biologiska effekterna av exponeringen. En annan aspekt på övervakningen är att följa och utvärdera effekten av olika råd och regler som införs för att minska riskerna med bekämpningsmedelsanvändning. Allt tyder t.ex. på att utvecklingen nu går åt rätt håll med minskade utsläpp, bl.a. genom Säkert Växtskydd – en landsomfattande kampanj som drivs av lantbrukets intresseorganisationer, myndigheter och industri i samverkan.

Referenser

(1) Hessel K., Kreuger J., Ulén B. 1997. Kartläggning av bekämpningsmedelsrester i yt-, grund- och regnvatten i Sverige 1985–1995. Resultat från monitoring och riktad provtagning. Ekohydrologi 42. Avd. för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

(2) Kreuger J. 1998. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990–1996. The Science of the Total Environment 216: 227–251.

(3) Åkerblom M., Thorén L., Staffas A. 1990. Bestämning av bekämpningsmedel i dricksvatten. Vår Föda 42: 236–243.

(4) Crommentuijn T., Kalf D.F., Polder M.D., Posthumus R., van de Plassche E.J. 1997. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. Report No 601501 002. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands.

(5) Kreuger J., Törnqvist L. 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. Chemosphere 37: 189–207.

(6) Vink J.P.M., van der Zee SEATM. 1997. Pesticide biotransformation in surface waters: Multivariate analyses of environmental factors at field sites. Water Research 31: 2858–2868.

Jenny Kreuger
Vattenvårdslära
SLU
Box 7072
750 07 Uppsala
Tel 018–671000

Appendix 1

Verkningsmekanism och kemisk beteckning för de vanligast förekommande substanserna (användning och/eller fyndfrekvens) i Vemmenhögsområdet

Substans	Typ[1]	Verkningssätt	Kemisk beteckning (IUPAC)
Atrazin	OG	Fotosynteshämmare	6-klor-N^2-etyl-N^4-isopropyl-1,3,5-triazin-2,4-diamin
Bentazon	OG	Fotosynteshämmare	3-isopropyl-1*H*-2,1,3-bensotiadiazin-4(3*H*)-on-2,2-dioxid
Diklorprop-P	OG	Tillväxthämmare (auxinverkan)	(*R*)-2-(2,4-diklorfenoxi)propionsyra
Etofumesat	OG	Hämmar celldelning och lipidmetabolism	(±)-2-etoxi-2,3-dihydro-3,3-dimetylbensofuran-5-ylmetansulfonat
Fenmedifam	OG	Fotosynteshämmare	metyl-3-(3-metylkarbaniloyloxi)karbanilat
Fenpropimorf	SV	Hämmar bildning av ergosterol	(±)-*cis*-4[3-(4-*tert*-butylfenyl)-2-metylpropyl]-2,6-dimetyl-morfolin
Isoproturon	OG	Fotosynteshämmare	3-*p*-kumenyl-1,1 dimetylurea
Kloridazon	OG	Fotosynteshämmare	5-amino-4-klor-2-fenylpyridazin-3(2*H*)-on
MCPA	OG	Tillväxthämmare (auxinverkan)	4-klor-2-metylfenoxiättiksyra
Mekoprop-P	OG	Tillväxthämmare (auxinverkan)	(*R*)-2-(4-klor-*o*-tolyloxi)propionsyra
Metamitron	OG	Fotosynteshämmare	4-amino-3-metyl-6-fenyl-1,2,4-triazin-5(4*H*)-on
Metazaklor	OG	Groningshämmare	2-klor-*N*-(pyrazol-1-ylmetyl)acet-2',6'-xylidid
Pirimikarb	IN	Acetylkolinesteras-hämmare	2-dimetylamino-5,6-dimetylpyrimidin-4-yldimetylkarbamat
Propikonazol	SV	Hämmar bildning av ergosterol	(±)-1-[2-(2,4-diklorfenyl)-4-propyl-1,3-dioxolan-2-ylmetyl]-1*H*-1,2,4-triazol
Terbutylazin	OG	Fotosynteshämmare	N^2-*tert*-butyl-6-klor-N^4-etyl-1,3,5-triazin-2,4-diamin

1. OG = ogräsmedel; SV = svampmedel; IN = insektsmedel

Foto: Jenny Kreuger

Metallhalter i svenska sjöar och vattendrag

Kjell Johansson
SLU och NV

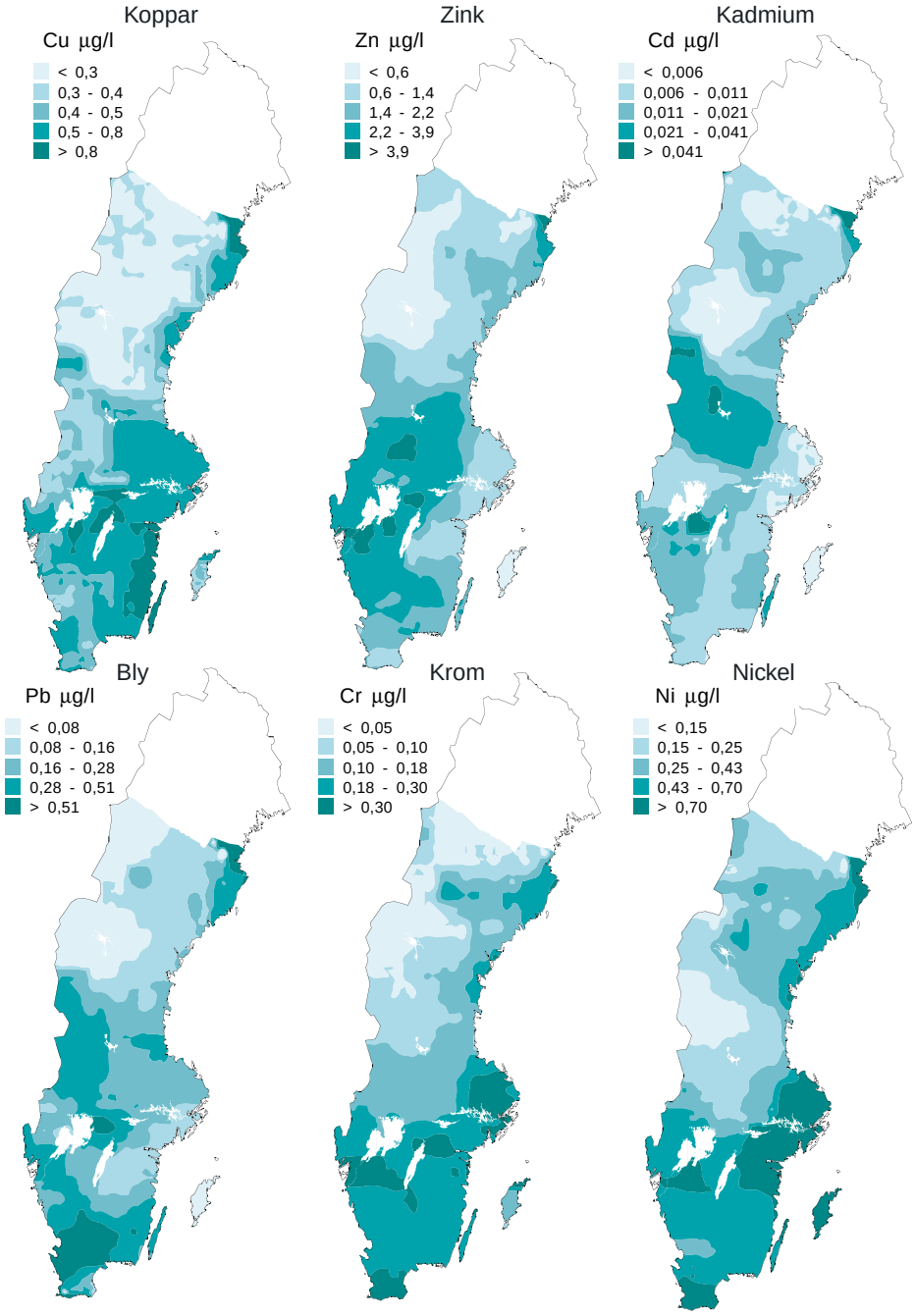
Under det senaste decenniet har metoderna för provtagning och analys av metaller i vatten förbättrats så mycket, att resultat från vattenanalyser nu kan läggas till grund för riksomfattande haltöversikter och biologiska riskbedömningar.

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten. Halterna varierar beroende på berggrund och jordarter i tillrinningsområdet till sjön eller vattendraget. Vattnets surhet och innehåll av organiskt material är andra faktorer som också påverkar metallhalterna. Detta medför att en betydande haltvariation förekommer redan under naturliga förhållanden.

Människan har därtill bidragit med att öka halterna av metaller i miljön. Genom utsläpp till luft och därigenom spridning över vidsträckta områden har halterna av vissa metaller ökat generellt i svenska sjöar och vattendrag. Direkta utsläpp till vatten (t.ex. från industrier och soptippar) och annan typ av påverkan (t.ex. från gruvavfall) har därutöver i många fall ökat metallhalterna mångfalt i närheten av utsläppskällorna. Förhöjda metallhalter kan vara ett allvarligt problem, eftersom många metaller visat sig orsaka biologiska störningar redan vid relativt låga halter. Samtidigt är många metaller essentiella, d.v.s. de är i små mängder nödvändiga för viktiga biologiska funktioner.

Analyser av metallhalter i vatten är i dagsläget den bästa grunden för att bedöma hur stor risken är för att biologiska störningar förekommer i ett vattenområde till följd av metaller. Vanligtvis analyserar man, och bedömer möjliga effekter av var och en av 7–10 olika metaller (se faktaruta – metaller). För dessa metaller finns en jämförelsevis stor kunskap om vilka halter som kan ge skadliga effekter på vattenlevande organismer (se faktaruta effekter). Metallhalter i vatten kan numera bestämmas med mycket god säkerhet och till

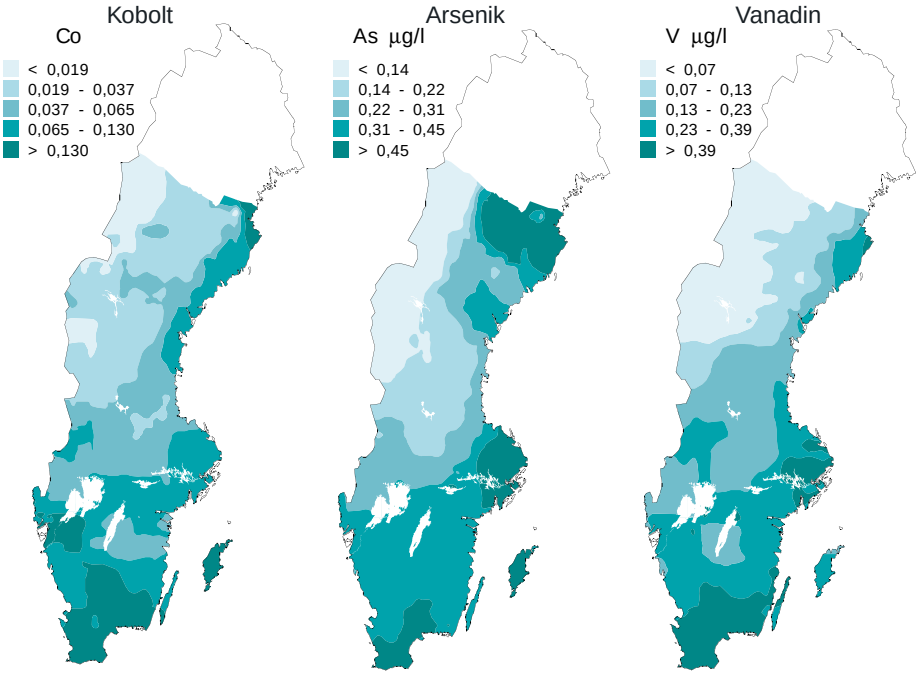
Foto: Evert Andersson



Figur 1a. Halter av koppar, zink, kadmium bly, krom och nickel i Riksinventeringens sjöar, september 1995. Klassindelning enligt bedömningsgrunder för metaller i sjöar och vattendrag (1).

en betydligt lägre kostnad än tidigare. Analyser av t.ex. sediment, som också är vanliga, har andra fördelar.

I det nationella miljöövervakningsprogrammet har metallanalyser i vattendrag successivt införts sedan början av 1980-talet. Vid riksinventeringen 1995 gjordes den första rikstäckande analysen av metallhalter i sjöar. Dessa stora datamaterial har sammanställts och utvärderats i samband med arbetet med bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (1). För första gången har vi därför nu en samlad bild av metallernas förekomster i svenska ytvatten och hur förekomsten är påverkad av människan.



Figur 1b. Halter av kobolt, arsenik och vanadin i Riksinventeringens sjöar, september 1995. Klassindelning enligt bedömningsgrunder för metaller i sjöar och vattendrag (1).

Metallhalter i sjöar

Halter av metaller i sjöar ges i form av kartbilder (figur 1). Kartbilderna baseras på analyser från 1165 sjöar som provtogs under hösten 1995. Sjöarna valdes slumpvis från sjöar grupperade efter storlek inom varje län enligt SMHI:s sjöregister. De allra flesta sjöarna i inventeringen är inte kalkade och opåverkade av lokala utsläpp av föroreningar. Resultaten från Norrbottens län uteslöts eftersom proverna kontaminerats vid provtagningen.

För samtliga metaller är halterna i sjöar jämförelsevis höga i de södra delarna av Sverige och minskar längre norrut i landet. De regionala skillnaderna mellan landets södra och norra delar kan åtminstone till viss del tillskrivas naturliga orsaker. Vittringen av markens mineraler som naturligt tillför ytvattnen metaller är högre i de södra delarna än i de norra.

För kadmium, bly och zink beror de förhöjda halterna i södra Sverige i hög grad på en mänsklig påverkan genom utsläpp till luft och långdistanstransport i atmosfären. Nedfallet från luften av kadmium och bly är där tydligt påverkat av människan och detta förhöjer halterna i såväl mark som vatten. Källorna till detta nedfall finns framförallt på den europeiska kontinenten (2). Den ökade försurningen av marken i södra Sverige medför även en ökad uttransport från marken till vattendragen och sjöarna. Detta gäller särskilt för metallerna kadmium och zink. Det gäller också i hög grad aluminium, som dock ej behandlas här (se faktaruta metaller).

De naturliga halterna i vatten för kadmium, bly och zink har bedömts ligga omkring 0,005, 0,05 och 1 µg/l (1). Jämförs dessa värden med de uppmätta halterna (figur 1) framgår att halterna av kadmium och bly är tydligt påverkade av människan i sjöar i södra halvan av landet. För zink återfinns förhöjda halter mer specifikt i sura sjöar.

För övriga metaller ligger halterna inom vad man kan betrakta som den naturliga variationen. En viss påverkan från ett ökat luftnedfall och markför-

Fakta: metaller

Tabell 1. Nio element vars totalhalter ofta analyseras i vattenprov. Alla har naturligt låga halter i mikrogramnivå i vatten – är "spårämnen" – och utgörs av "tungmetaller" utom arsenik som är en halvmetall. I betydligt högre halter – i milligramnivå – förekommer andra metaller som järn, mangan och aluminium.

Element	Beteckning
Arsenik	As
Bly	Pb
Kadmium	Cd
Kobolt	Co
Koppar	Cu
Krom	Cr
Nickel	Ni
Vanadin	V
Zink	Zn

Tabellens ämnen brukar ofta analyseras i vatten i miljöövervakningsprogram. De tillhör samtliga utom arsenik de så kallade "tungmetallerna", d.v.s. de har en täthet som är större än 5 gram/cm^3. Tungmetaller är i allmänhet mer giftiga än de lättare metallerna. Anledningen att just dessa metaller analyseras hänger samman med att de används i stor omfattning och finns i stora mängder i varor och produkter. Utsläppen till miljön av dessa metaller blir därför förhållandevis stora i hela kedjan från utvinning, tillverkning, användning och fram till avfall. De är också dokumenterat giftiga i vattenmiljön vid relativt låga halter (se faktaruta effekter).

Även kvicksilver är en starkt giftig metall som skapat stora problem i sjöar och vattendrag. Denna metall brukar dock i allmänhet inte analyseras i vatten inom miljövervakningsprogram. Detta beror delvis på att halterna är mycket låga och svåranalyserade i vattenfasen men också på att riskerna inte i första hand är direkt relaterade till halterna i vattnen utan till ackumuleringen i näringskedjorna och höga halter i fisk. Förhöjda halter av kvicksilver i fisk innebär risker för människor och djur som äter fisken. I miljöövervakningsprogram används därför oftast analyser av kvicksilver i fisk som ett mått på belastningen och som underlag vid riskvärderingen av utsläpp av kvicksilver.

Risken för att biologiska skadeverkningar skall finnas i vattnen är i hög grad beroende av i vilken form metallen uppträder. Generellt gäller att när metallerna föreligger lösta i vattnet i fri jonform är risken stor för biologiskt upptag och giftverkan. Andra former där metallen är fästad till olika typer av partiklar, oftast organiska ämnen, innebär att metallerna inte tas upp lika effektivt i växter och djur och risken för skador är mindre. Andelen metaller som förekommer i jonform i inlandsvatten är högre ju surare vattnen är och ju färre partiklar och mindre humus vattnet innehåller. Biotillgängligheten av metallerna varierar också med vattnets salthalt och hårdhet. Låg salthalt och/eller hårdhet ökar risken för skadeverkningar.

Andra metaller som används i stora mängder är järn, mangan och aluminium. Dessa metaller finns emellertid naturligt i höga koncentrationer i miljön och är inte lika giftiga som de tidigare nämnda. Utsläpp till vatten av järn, mangan och aluminium innebär därför förhållandevis små risker för miljön. Skadeverkningar av dessa metaller uppträder ofta först vid så höga halter att de börjar att fällas ut. Under särskilda betingelser kan även dessa metaller agera som gifter i vattnen. Detta gäller särskilt för aluminium i starkt försurade vatten där denna metall uppträder i lätt biotillgängliga jonformer som är starkt toxiska för många vattenorganismer.

Fakta: effekter

Halten biotillgänglig metall ger förutsättningarna för hur stor risken är att skadeverkningar skall förekomma. Vilken effekten sedan blir i olika organismer beror av vilken förmåga eller vilka skyddsmekanismer som de enskilda arterna och artgrupperna har för att ta upp metaller. Generellt sett tar lägre organismer i näringskedjan upp mer metaller i sina vävnader än högre organismer. Högre stående djur kan t.ex. relativt väl reglera upptaget av livsnödvändiga metaller som koppar och zink, vilka därför sällan ökar i muskelvävnaderna även vid en ökad exponering. Skador av metaller vid måttligt förhöjda halter uppträder därför främst på organismer i nedre delen av näringskedjan, t.ex. växt- och djurplankton. Hos fisk är i första hand reproduktionen känslig för metallpåverkan liksom utvecklingen under de tidiga yngelstadierna. De lägsta halterna som ger effekter återfinns vid långtidsexponering (veckor till månader). De halter som ger skador vid korttidsexponering är betydligt högre, cirka 3–10 gånger högre än de halter som ger skador på lång sikt.

I tabell 2 anges halter i vatten som kan innebära risk för biologiska skadeverkningar i vatten som är känsliga för metallpåverkan, d.v.s. sådana vatten som är saltfattiga (mjuka), fattiga på närings- och humusämnen samt vatten med låga pH-värden. Med effekter menas här påverkan på arter eller artgruppers reproduktion eller överlevnad i tidiga livsstadier, vilket ofta yttrar sig som en minskning av artens individantal. Detta kan medföra återverkningar på vattenorganismsamhällen och på hela ekosystemets struktur.

Tabell 2. Totalhalter av enskilda ämnen vid vilka skadeverkningar riskerar att uppträda. Gränserna avser känsliga vatten, d.v.s. sådana som är saltfattiga (mjuka), fattiga på närings- och humusämnen samt vatten med låga pH-värden.

Element	Totalhalt
Cu	3 µg/l
Zn	20 µg/l
Cd	0,1 µg/l
Pb	1 µg/l
Cr	5 µg/l
Ni	15 µg/l
As	5 µg/l

surning kan även finnas för vissa av dessa metaller men graden av påverkan är förhållandevis låg.

Utöver det storregionala mönstret för metallhalter i sjöar märks också en påverkan från enskilda större punktutsläpp av metaller till luft. Detta är mest tydligt i området kring Skellefteå vid Norrlandkusten där Sveriges största enskilda utsläppskälla av metaller är belägen, smältverket vid Rönnskär. Halterna av de flesta metaller är tydligt förhöjda i sjöar belägna många mil från utsläppskällan. Mest tydligt är detta för arsenik.

Metallhalter i vattendrag

Metallhalter i vattendrag som ingår i den nationella miljöövervakningen i Sverige har också sammanställts (figur 2). Endast vattendrag som bedömts vara opåverkade av större punktkällor har tagits med. Vattendragen har grupperats i olika regioner och i olika typer. För koppar och zink baseras värdena på mätningar under perioden 1989–96 och för övriga metaller av mätningar under 1996. Sammanlagt ingår data från cirka 75 provtagningspunkter i underlaget.

Metallhalterna i vattendragen visar samma geografiska mönster som i sjöarna. För de flesta metallerna är halterna cirka 2–3 gånger högre i den södra delen av landet än i den norra. Även här uppvisar kadmium och bly den tydligaste regionala variationen. Förklaringen till dessa mönster är densamma som för sjöarna.

Utöver de storregionala skillnaderna finns också viktiga skillnader mellan olika typer av vattendrag.

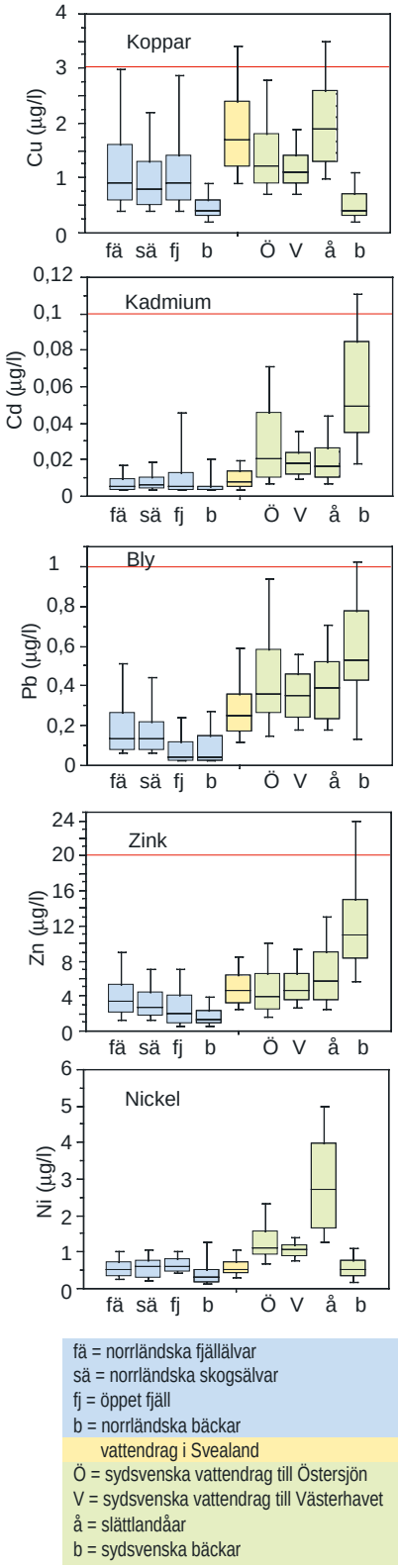
- I bäckar i skogslandskapet i södra Sverige är halterna av zink, kadmium, kobolt och bly betydligt högre än i de större vattendragen. Avrinningsvatten från skogsmarkererna är här starkt försurat vilket medför en högre utlakning av dessa metaller. Halterna av zink, kadmium och kobolt regleras nästan helt av vattnens surhetstillstånd.
- I bäckar i både norra och södra Sverige är halterna av koppar markant lägre än i de större vattendragen. Detta mycket tydliga mönster är svårt att förklara. Kopparhalterna ökar påtagligt nedströms i vattendragen. Sannolikt sker en ökad naturlig uttransport av koppar längre nedströms i vattensystemen där sedimentära jordarter blir alltmer vanliga. Det är dock troligt att det även finns andra förklaringar. Till viss del finns samma mönster för zink i norra Sverige och för nickel och krom.
- I slättlandsåar är halterna av koppar, krom, nickel, kobolt, arsenik och vanadin högre än i andra typer av vattendrag. Här är orsaken sannolikt ett högre naturligt utflöde av dessa metaller från de postglaciala leror som finns i slättlandsområdena.

Om man jämför metallhalterna i vatten i både sjöar och vattendrag kan konstateras att de högsta halterna generellt återfinns i slättlandsområdena. Här är koncentrationerna ofta två till fyra gånger så höga som i områden dominerade av moränmark. Undantag är främst kadmium och zink. För dessa metaller är halterna högst i sura vatten.

Minskar eller ökar halterna?

Mätningar av koppar, zink, bly och kadmium i vattendrag har nu pågått i 10 till 15 år och trenderna under denna period har analyserats för att studera om det finns någon allmän tendens till haltminskning eller ökning.

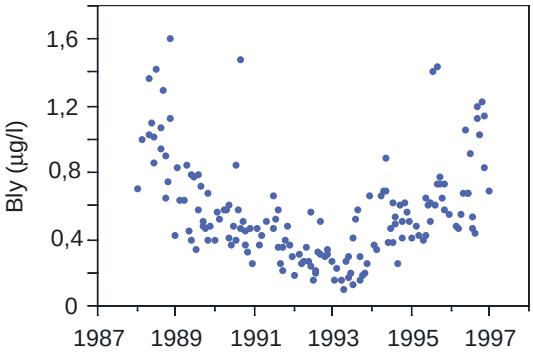
För koppar och zink finns ingen generell tidstrend. Halterna varierar under tidsperioden, men inga systematiska mönster kan utläsas. Halterna av bly varierar däremot på ett tydligt och något överraskande sätt. Ett exempel på



Figur 2. Halter av koppar och zink (1989–96) samt kadmium, bly, krom och nickel (1996) i ca 75 svenska vattendrag. Metallhalterna anges som 10, 25, 50, 75 och 90 percentiler. Vattendragsgrupper enligt figur. Röd linje anger den haltnivå där biologiska störningar kan uppträda i känsliga vatten.

detta ges i figur 3. Mönstret återfinns mer eller mindre tydligt vid nästan samtliga stationer. Halterna minskade fram till 1993 men ökade därefter återigen fram till de senaste mätningarna. Halterna av kadmium visar samma tendens, men inte lika tydligt. Mönstret för kadmium är tydligast i sydsvenska bäckar. Tidsvariationen kan synas märklig eftersom luftnedfallet av dessa båda metaller stadigt har minskat under de senaste decennierna. Nedgången av halterna i vatten under början av perioden har tidigare också tolkats som en följd av de minskade utsläppen i Europa och minskat nedfall över Sverige.

Figur 3. Haltvariation av bly i vattendraget Lill-Fämtan i Dalarna. Halterna minskade fram till 1993, då de lägsta halterna noterades. Därefter ökade halterna under åren 1993–96.



Metallhalterna i vattendrag reagerar dock inte så snabbt på förändringar i luftnedfallet av metaller. Från det att metallerna faller ned på marken sker en avsevärd fördröjning innan de når vattendragen. Luftdeponerade metaller ackumuleras i markens översta skikt, humuslagret. Halterna av bly, kadmium och kvicksilver i marken är idag starkt förhöjda på grund av de utsläpp av metaller som pågått under lång tid. I södra Sverige har halterna ökat cirka 3 till 10 gånger i markens humuslager i jämförelse med ett naturligt tillstånd (3). Även om nedfallet kommer att fortsätta att minska kommer det att ta flera decennier innan någon mer tydlig förändring av markens innehåll av metaller, och därmed minskad uttransport till vattendragen, kommer att bli märkbar.

Transporten av metaller från mark till vatten styrs förutom av markens innehåll av metaller också av de transportmekanismer som är verksamma i marken. Viktiga processer är markförsurningen och flödet av humusämnen (långt nedbrutet växtmaterial). Många metaller transporteras i marken och vattendragen fästade vid humusämnena. En ökad markförsurning och/eller högre transport av humus ökar uttransporten av metaller. Under perioder med hög nederbörd ligger grundvattennivån högt i marken och ytligt grundvatten rinner ut i vattendragen. Det är ofta ett surare och mer humusrikt vatten som även innehåller mer metaller. Det är särskilt rikt på de metaller som har ackumulerats i de ytliga markskikten, som bly och kadmium. Den variation i halter av dessa metaller som har registrerats under de senaste 10 åren (figur 3) hänger därför med största sannolikhet samman med naturliga klimatvariationer under denna period. Det valda exemplet speglar tydligt detta mönster.

Finns risker för skador på vattenorganismer?

I tabell 2 (se faktaruta) visas vid vilka metallhalter i vatten som det finns risk för att skador kan förekomma på växter och djur som lever i vattnen. Risker för att negativa effekter skall uppkomma beror i hög grad på vattenkvaliteten och i vilka förekomstformer som metallerna uppträder (se faktaruta metaller). Halterna i tabell 2 avser vatten som är känsliga för metallpåverkan. Risken för biologiska effekter är störst i vatten som är mjuka, har låga halter av näringsämnen och humusämnen samt i vatten med låga pH-värden.

Jämförs värdena i tabell 2 med de tidigare redovisade halterna i sjöar och vattendrag kan det konstateras att halterna i svenska vatten i allmänhet ligger

under de nivåer som innebär risker för negativa biologiska effekter (jfr figur 2). För krom, nickel och arsenik är halterna i sjöar och vattendrag tämligen låga i förhållande till risknivåerna. Marginalerna upp till risknivåerna för bly, zink, kadmium och koppar är mindre. För koppar bör det dock observeras att de naturliga halterna varierar stort. Halter upp till 3 µg/l förekommer naturligt i vattendrag och sjöar i slättlandsområdena. Eftersom halterna här är naturliga och inte orsakade av t.ex. punktkällor eller långdistansspridning är det sannolikt att ekosystemet är anpassat till de högre halterna. Riskerna för negativa biologiska effekter vid de kopparhalter som anges i tabell 1 är därför inte lika stora i slättlandsområdets vatten som i högre belägna skogsområden med moränmark där den naturliga halten av koppar är betydligt lägre.

Således är risken ganska liten att det idag skall förekomma biologiska skadeverkningar i sjöar och vattendrag till följd av diffus, storegional påverkan från människan. Halterna av vissa metaller i södra Sverige är förhöjda, men halterna har ännu inte nått sådana nivåer som innebär en generell risk för skadeverkningar på organismer i ytvattnen. Halterna av metaller i vattnen bör dock inte tillåtas öka ytterligare. Detta gäller särskilt för bly, kadmium och zink där säkerhetsmarginalen till effektgränserna är liten.

I försurade vatten är emellertid risken för biologiska effekter påtaglig. I dessa typer av vatten är det inte ovanligt att halterna av zink och kadmium är högre än de riskgränser som är angivna i tabell 2. Extremvärden för dessa metaller förekommer med upp till 60 respektive 0,4 µg/l. Dessa halter innebär reella risker för biologiska skadeverkningar, särskilt eftersom de förekommer i vattenmiljöer som är känsliga samtidigt som metallerna förekommer i former som är mycket giftiga för vattenorganismerna. Det är därför sannolikt att zink och kadmium bidrar till de biologiska skador som uppträder i försurade vatten.

Den ökade uttransporten av zink och kadmium från försurade marker medför även en ökad transport av zink och kadmium i vattendragen och vidare ut till flodmynningarna i havsområdena. Mängden av dessa metaller som transporteras med floder i försurade områden har med all säkerhet ökat flerfaldigt och detta är numera den största källan i Sverige för mänsklig belastning av zink och kadmium på de omgivande havsområdena. De mängder som på detta sätt belastar havsområdena är långt större än de som härstammar från lokala utsläpp från industrier och kommuner (4).

Foto: Carin Nilsson

Referenser:

(1) Alm G., Bengtsson M., Borg H., Göthberg A., Johansson K., Lindeström L., Lithner G. 1999. Metaller, Bakgrundsdokument till bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Rapport 4920, Naturvårdsverket.

(2) Rühling Å. 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe, estimation based on moss analysis. Nord 1994(9).

(3) Johansson K., Andersson A., Andersson T. 1995. Regional accumulation pattern of heavy metals in lake sediments and forest soils in Sweden. Sci. Total Environ. 160/161: 373–380.

(4) Johansson K., Bringmark E., Lindevall L., Wilander A. 1995. Effects of acidification on the concentrations of heavy metals in running waters in Sweden. Water, Air and Soil Pollution 85: 779–784.

Kjell Johansson

Institutionen f. Miljöanalys
SLU
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018–671000

Avdelningen för miljöanalys
Naturvårdsverket
106 48 Stockholm
Tel. 08-6981000

Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag

Melanie Josefsson
NV

Minst ett femtiotal främmande arter har introducerats i svenska sjöar och vattendrag sedan medeltiden. En hel del är känt om deras effekter men mycket återstår att utforska. Här har både effektforskning och miljöövervakning en viktig roll.

Introduktion av främmande arter (se faktaruta) är tillsammans med försurning, föroreningar och användning av mark och vatten ett stort hot mot sötvattensmiljöns biologiska mångfald. Fram till 1992 har 1673 introduktioner av 291 främmande arter till sjöar och vattendrag i 148 länder dokumenterats (1). De svenska introduktionerna – ca 50 stycken – är alltså påfallande många.

Trots att introduktion av främmande arter uppmärksammats i Sverige sedan den tid då Olof Rudbeck och Carl von Linné var aktiva har mycket litet forskning bedrivits på området. Artiklar i botaniska tidskrifter anmäler att en nyhet har anlänt, men redovisar inte potentiella problem för miljön. Den allmänna attityden i Sverige är att landet är skyddat från främmande skadliga organismer genom sitt hårda klimat. Därmed har problemet betraktats som endast av akademisk natur. Att problemen i många fall är omfattande även i Sverige och har både ekologiska och ekonomiska konsekvenser är nu klart. Problembilden innefattar numera också spridning av genetiskt modifierade organismer (GMO) som liksom import av organismer påverkar den genetiska mångfalden.

I miljöpropositionen 1990:91 sätts målet ”Införandet av främmande arter eller genetiskt modifierade organismer skall ske med stor restriktivitet och under betryggande kontroll så att förutsättningarna för den inhemska floran och faunan inte äventyras.” Sedan mitten på 1990-talet finns liknande mål konkretiserade av Nordiska Ministerrådet, Fiskeriverket och Naturvårdsverket.

En kunskapssammanställning om främmande arter i sötvattensmiljön har nu gjorts (2). Den ingår i underlaget till Naturvårdsverkets arbete med främmande arter. Arbetet är en fortsättning av Naturvårdsverkets Aktionsplan för biologisk mångfald samt policyarbetet för introduktion och spridning av främmande organismer (3). I detta policyarbete har tidigare kunskapssammanställningar tagits fram över introduktionen av främmande arter i marin miljö och landmiljö.

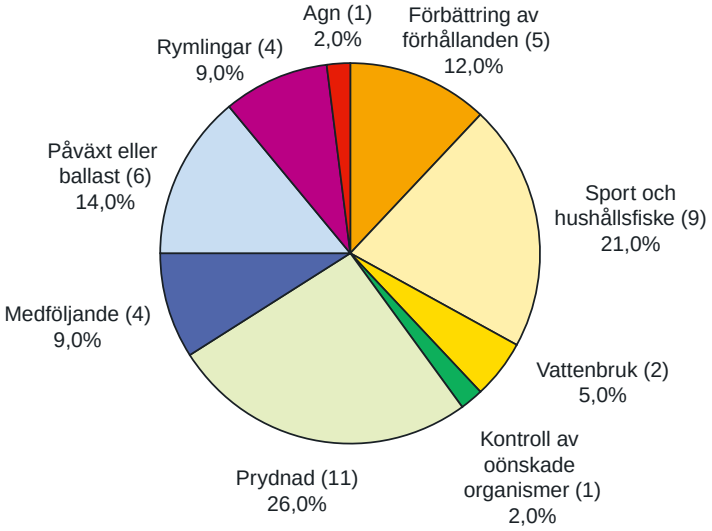
Fakta: Introduktioner och introduktionsmekanismer

- Etablering av en art är när arten bildar ett självreproducerande bestånd som kan leva ett antal generationer i sin nya miljö.
- Främmande art är sådana arter som inte tidigare förekommit i ett område, utan har förflyttas till området med människans hjälp.
- Främmande population är en population som har förflyttats till området av människan, och som har en annorlunda sammansättning av gener (alleler) än den population som förekommer naturligt inom ett område.
- Introduktion (Direkt-) är förflyttning med mänsklig hjälp, av organismer till ett geografiskt område där dessa inte förekommit i historisk tid (1100 e.Kr. i Norden). Introduktion kan ske såväl regionalt som nationellt (till region inom landet eller till landet i stort).
- Indirekt introduktion (sekundär introduktion) är introduktion till ett område som sker genom spontan spridning från introducerad förekomst i områdets närhet.
- Regional introduktion är introduktion som sker inom landets gränser, mellan regioner.
- Återintroduktion är introduktion av en art som är inhemsk i en region där det idag inte förekommer några individer av arten i fråga, men där arten tidigare förekommit.

Signalkräfta. Foto: Inge Lennmark

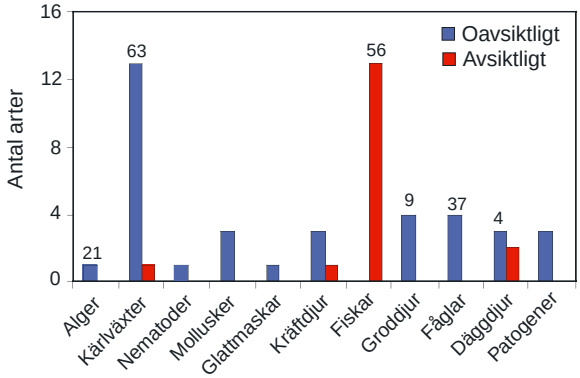
Introduktionsvägar och orsaker

Avsiktlig introduktion av främmande organismer till sötvatten har gjorts av många anledningar. Den främsta anledningen har varit att öka matproduktionen i sötvatten som är lättillgängliga för människor. Andra anledningar har varit: att förbättra förhållanden för inhemska arter, att förbättra miljö som har drabbats av mänsklig påverkan, återinplantering av försvunna arter, sportfiske och fiske för husbehov, vattenbruk och yrkesfiske, kontroll av oönskade organismer och till prydnad (figur 1). Det är i första hand fisk och i mindre utsträckning däggdjur, kräftdjur och kärlväxter som avsiktligt introducerats (figur 2).



Figur 1. Införselvägar för några främmande arter i svenska sjöar och vattendrag. Antal arter anges inom parentes.

Figur 2. Kolumnerna visar antalet avsiktliga och oavsiktliga introduktioner i svenska sjöar och vattendrag för olika taxonomiska grupper. Siffrorna ovanför staplarna visar antal inhemska arter i sjöar, på sjöstränder och myrar i respektive taxonomisk grupp (8).



Övriga introduktioner betraktas som oavsiktliga, d.v.s. sker utan att människor medvetet har valt att göra en introduktion. Detta kan ske i samband med sjötransport då organismer följer med i ballastvatten, som påväxt på fartygsskrov eller i lasten. Avsiktliga introduktioner som import av utländska fiskyngel eller rom kan medföra andra främmande organismer som patogener eller parasiter. Organismer som har hållits i botaniska trädgårder, akvarier, fiskodlingar m.m. kan rymma och etablera sig i naturen.

Ursprungsområdena för introducerade främmande arter i svenska sjöar och vattendrag har liknande klimatiska förhållanden som Sverige. Nordamerikanska arter dominerar med 52% av de kända introduktionerna. Europa bidrar med 25%, medan Asien, främst nordöstra Asien, bidrar med 18% av kända introduktioner.

Av alla introducerade arter antar man att endast några få kommer att få negativa eller skadliga effekter på miljön och den biologiska mångfalden. Troligen kommer 10 av 100 introducerade främmande arter att etablera sig i naturen. Av dessa 10 etablerade arter förmodas en art att bli skadlig eller negativ för miljön på något sätt (4).

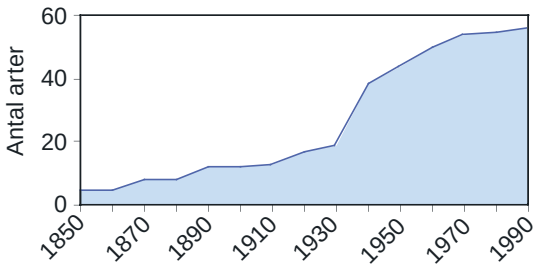
Tidiga introduktioner

Sedan 1100-talet har fisk planterats in i naturligt fisktomma och fiskfattiga sjöar främst i fjällen. Kyrkan bidrog med inplantering i dammar i närheten av klostren. Dåtidens befolkning och myndigheter hade för avsikt att utnyttja den ”outnyttjade resurs” som sjöar utan matfisk ansågs vara. Matfisk som röding och öring av olika inhemska stammar samt harr, lake, gädda, elritsa, småspigg och sik har planterats ut av samer längs vandringsleder och vid sommarvisten (5). Senare har bl.a. rallare stått för utplanteringar i samband med järnvägsbyggen.

Andra behov för hushållet, t.ex. vass som används som tak eller foder för husdjur, har lett till de tidigaste introduktionerna av växter som jättegröe (*Glyceria maxima*) till nya biogeografiska regioner. Under lång tid var främmande växtarter populära att införa till trädgårdar och vatten som prydnad.

Sena introduktioner

Framväxten av sportfiske och utvecklingen av kompensationsutsättningar har sedan slutet av 1800-talet drivit på utsättningen av både främmande arter och inhemska arter av främmande biogeografiskt ursprung (figur 3). Nordamerikanska laxarter, t.ex. regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*), bäckröding (*Salvelinus fontinalis*), kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) och bass (*Micropterus salmoides* och *Micropterus dolomieu*) som sportfiskare betraktar som värdiga motståndare och goda matfiskar, planterades in i många sjöar och vattendrag vid upprepade tillfällen från slutet av 1880-talet och framåt (5).



Figur 3. Kumulativt antal introduktioner av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag under perioden 1850 till 1990.

Den massiva utbyggnaden av svenska älvar sedan slutet av andra världskriget skapade behov av åtgärder för att reparera eller kompensera för skador som förstört fiske och förändrade näringsförhållanden i regleringsmagasin och vattendrag. Fluktuerande vattennivåer i regleringsmagasin har förstört lekplatser för de inhemska fiskarna. Ändrad vattenkvalitet slog ut naturliga planktonpopulationer som utgör föda för fiskar. Som ersättning för försvunna näringsdjur och fiskar hämtades organismer från andra miljöer (6) t.ex. pungräka (*Mysis relicta*).

Tabell 1. Främmande arter som observerats i svenska sötvatten.

Vetenskapligt namn	Svenskt namn
Kransalger	
Chara connivens	Tuvsträfse
Kärlväxter	
Acorus calamus	Kalmus
Arum maculatum	Fläckig munkhätta
Elodea canadensis	Vattenpest
Elodea nuttallii	Smal vattenpest
Glyceria striata	Strimgröe
Impatiens glandulifera	Jättebalsamin
Iris sibirica	Strandiris
Iris versicolor	Brokiris
Leersia oryzoides	Vildris
Lysichiton americanus	Skunkkalla
Nymphoides peltata	Sjögull
Orontium aquaticum	Guldklubba
Sagittaria latifolia	Bredpilblad
Levermossa	
Ricciocarpus natans	Vattenstjärna
Ryggradslösa djur	
Nematoda – Rundmaskar	
Anguillica crassa	Ålnematod
Oligachaeta – Fåborstmaskar	
Branchiura sowerbyi	
Mollusca – Blötdjur	
Corophium curvispinum	
Dreissena polymorpha	Vandringsmussla, Zebramussla
Paludestrina jenkinsi	Tusensnäcka
Arthropoda/Crustacea – Kräftdjur	
Eriocheir sinensis	Ullhandskrabba
Gammarus tigrinus	Märlkräfta
Pacifastacus leniusculus	Amerikansk signalkräfta

forts.

Tabell 1. forts.

Ryggradsdjur	
Fiskar	
Carassius carassius auratus	Silverruda, guldfisk
Carassius carassius	Ruda
Ctenopharyngodon idella	Gräskarp
Cyprinus carpio	Karp
Hucho hucho	Donaulax
Ictalus nebulosus	Dvärgmal
Micropterus salmoides	Stormunnad bass
Micropterus dolomieu	Småmunnad bass
Oncorhynchus clarkii	Strupsnittsöring
Oncorhynchus gorbuscha	Stillahavslax, Puckelryggad lax
Oncorhynchus mykiss	Regnbåge
Oncorhynchus nerka	Indianlax, Kokanee
Salvelinus fontinalis	Bäckröding
Salvelinus namaycush	Kanadaröding
Tinca tinca	Sutare
Groddjur	
Bombina bombina	Klockgroda
Rana esculenta	Ätlig groda
Kräldjur	
Emys orbicularis	Europeisk sköldpadda
Trachemys scripta/elegans	Amerikansk rödörad sköldpadda
Fåglar	
Branta canadensis	Kanadagås
Branta leucopsis	Vitkindad gås
Cygnus olor	Knölsvan
Däggdjur	
Castor fiber	Bäver
Mustela vison	Nordamerikansk mink
Ondatra zibethicus	Bisam

Under 1950- och 60-talen kom man igång med kompensationsutsättningar som skulle kompensera för skador på och förlust av lax-, ål- och öringstammarna. Två miljoner laxsmolt sätts ut årligen i Östersjön och flera hundra tusen laxsmolt sätts ut på Västkusten. Detta har medfört att 90% av Östersjöns laxpopulation härstammar från odlingar. Omflyttning och blandning av genetiskt olika stammar utgör ett hot mot den genetiska mångfalden.

Under 1970- och 80-talen har återintroduktion av försvunna inhemska populationer och arter genom återinplantering blivit allt vanligare. Fisk, groddjur och bäver har planterats in med utländska eller inhemska populationer från andra biogeografiska regioner. Ursprungliga genetiska egenskaper med lokal och regional förankring har därigenom förlorats.

Introduktion av sjukdomar och parasiter

Sjukdomar och parasiter på akvatiska organismer (tabell 2) har oavsiktligt introducerats till svenska sjöar och vattendrag genom ökade transporter av yngel, fiskrom och andra främmande organismer som burit på infektion eller parasiter. På så sätt har ett antal besvärliga parasiter och sjukdomar kommit till Sverige och orsakat stora problem i fiskodlingar och även spridits till vildfisk. Genom import av yngel av lax, ål och regnbåge har t.ex. laxparasiten (*Gyrodactylus salaris*) (se faktaruta), furunkulos (*Aeromonas salmonicida*) och ålnematod (*Anguillica crassa*) introducerats i svenska vatten. Med Sveriges inträde i EU har restriktionerna mot import av fiskyngel och rom förändrats. Svenska fiskodlare befarar att sjukdomar och parasiter som hittills varit okända eller ovanliga i svenska vatten ska introduceras.

Störningar på grund av nyetableringar

De introduktioner som hittills har haft de största ekonomiska påföljderna är sjukdomar och parasiter som drabbar fiskodlingar och vildfisk. Laxparasiten (*Gyrodactylus salaris*) har drabbat nästan alla laxälvar i Norge och Sverige och orsakat stora ekologiska skador och inneburit enorma kostnader för bekämpning och uteblivna laxfångster. Enbart i Norges laxälvar har bekämpningen kostat cirka 250 miljoner norska kronor sedan 1988.

Flodkräftans kraftiga decimering genom introduktion av två främmande organismer, kräftpesten och signalkräftan har fått enorma ekologiska och ekonomiska konsekvenser. Introduktion av kräftpest (*Aphanomyces astaci*) till svenska vatten har lett till en reduktion av flodkräftbestånden till 5% av populationen 1907. Kostnaderna har varit höga, både i ekonomiska och ekologiska termer, för introduktionen av den amerikanska signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*), som skulle ersätta flodkräftan i ekologiska och kulinariska sammanhang. Signalkräftan hotar flodkräftans fortsatta överlevnad dels genom att vara bärare av kräftpest, dels genom sin konkurrens med flodkräftan. Signalkräftan är mer aggressiv, har en högre populationstillväxt och kan därför lätt tränga ut flodkräftan. Detta kan på sikt bidra till att flodkräftan försvinner från vatten där signalkräftan finns. För att säkerställa flodkräftans fortsatta överlevnad krävs omfattande åtgärder för att restaurera flodkräftans livsmiljöer, som kalkning i försurade vattendrag och aktiv bekämpning av kräftpest samt begränsning av utsättning av signalkräftan i vatten där flodkräftan finns.

Utsättningar av fisk i svenska sjöar och vattendrag för sportfiske liksom kompensationsutsättningar har drabbat åtskilliga vatten i hela landet mycket hårt. Introduktion av främmande fiskarter har förändrat den ursprungliga artsammansättningen genom att inhemska populationer av fisk, plankton eller insekter försvunnit eller ersatts av främmande organismer. Dessutom har den ekologiska sammansättningen och funktionen av inhemska arter förändrats

Tabell 2. Några fisksjukdomar och parasiter i europeiska vatten, speciellt odlingar

Sjukdom/parasit	Spridning
Bakterie	
Aeromonas salmonicida, furunkulos	Vanlig i Skandinavien och på kontinenten. Ursprung Nordamerika.
BKD, renibakterios	Utbredd på kontinenten. Låg sporadisk förekomst i svenska sötvatten.
Yersinios	Utbredd på kontinenten. Låg sporadisk förekomst i Sverige.
Virus	
IHN, infektiös hematopoietisk nekros	Vanlig på kontinenten, dock ej i Danmark. Låg sporadisk förekomst i Sverige.
IPN, infektiös pankreasnekros	Vanlig på kontinenten och i våra nordiska grannländer. Låg sporadisk förekomst i svenska sötvatten.
SVC, karpens vårviremi	Utbredd på kontinenten. Finns inte i Sverige.
VHS, virusbetingad hemorhagisk septikemi	Vanlig på kontinenten även i Danmark. Har uppträtt vid några enstaka tillfällen i svenska fiskodlingar
Svamp	
Aphanomyces astaci, kräftpest	Vanlig i Sverige
Parasit	
Anguillica crassa Ålnematod	Ytterst sällsynt i sötvatten. Bohuskusten samt uppvärmda vatten företrädelsevis i anslutning till kärnkraftverk.
Gyrodactylus salaris Laxparasit	Vanlig i Skandinanien
Lepepeoptheirus salmonis ”laxlus”	Vanlig i Skandinavien
PKD, proliferativ njurinflammation	Låg sporadisk förekomst i svenskt sötvatten.
Salmincola edwardsii ”Crustacean gill parasite”	Skottland

liksom betestrycks- och näringsförhållanden. Ett exempel på detta är försvinnandet av kräftdjur i tidigare fisktomma fjällsjöar där röding (*Salvelinus alpinus*) har planterats in. Fåglar, särskilt alfågel, som är beroende av dessa kräftdjur under häckningen i fjällen har drabbats mycket hårt när deras viktigaste föda har försvunnit.

Inplantering av främmande populationer hotar den genetiska sammansättningen hos inhemska arter, särskilt lax, öring och röding. Vildlaxens framtida existens hotas av hybridisering med odlad lax. Detta är ett mycket stort ekologiskt och ekonomiskt problem. Det är svårt att förutse de genetiska konsekvenserna av en introduktion på en inhemsk population, men den inhemska populationen drabbas nästan alltid negativt (7). Hybridisering leder till förlust av lokala genetiska anpassningar och resulterar i avkommor som inte är anpassade att klara den miljö de lever i. Att bevara den genetiska variationen i en population är av stor vikt för att säkerställa dess fortsatta överlevnad.

Ett av de stora hoten mot svenska land- och sötvattensmiljöer från introducerade arter är minken som har funnits i svensk natur sedan 1920-talet då den

Fakta: Laxparasiten

Laxparasiten (*Gyrodactylus salaris*), en primitiv mask ursprungligen från Baltikum, introducerades till Sverige tillsammans med laxyngel från Sovjetunionen. Laxparasiten kom in i svenska odlingar på 1950-talet och har sedan dess varit ett problem. Utsättning i vatten i hela landet av regnbåge och öring, som är värddjur för laxparasiten, har inneburit att laxparasiten spritt sig både bland laxfiskar i odlingar och i fria vatten och orsakat stora ekonomiska förluster för vattenbrukare och fritidsfiskare.

Till Norge kom laxparasiten på 1970-talet, troligen med inporterade laxyngel från Sverige eller Baltikum, och spreds via en central norsk laxodling till laxälvarna. Där har laxparasiten orsakat stor dödlighet bland laxyngel och nedsatt laxreproduktion. I Norges laxälvar är hela stammar av vildlax utrotningshotade genom laxparasitens förekomst.

Fakta: Sjögull

Sjögulls (*Nymphoides peltata*) vackra gula blommor gjorde den till en omtyckt prydnadsväxt i vattendrag i Skåne, Östergötland och Västmanland. Till Skåne kom sjögull från mellersta Europa på 1870-talet. 1933 planterades en sjögullplanta in i Arbogaån i Örebro län. Den spred sig snabbt över stora arealer och trängde ut inhemska växter genom konkurrens om ljus- och näringsresurserna. Båttrafiken i Arbogaån hindras och igenväxning av badplatser medför att säkerheten för badare blivit mycket sämre och fortsatt fiske är omöjligt.

I början av 1970-talet påbörjades olika projekt för att utrota sjögull i Arbogaåns vattensystem. Försök har gjorts med kemisk bekämpning, bekämpning genom rostsvampar, försök med gräskarp, muddring och klippning av sjögull. Trots bekämpningen har sjögull spritt sig till Mälaren.

började rymma från pälsfarmer. Den har en enastående förmåga att anpassa sig till nya förhållanden och kan utnyttja många olika födokällor på land och i vatten. Minken finns i hela landet och är väletablerad i många miljöer och det har hittills varit omöjligt att begränsa dess antal och spridning. Minkens introduktion till skärgårdsmiljöerna, som tidigare varit otillgängliga för rovdjur, har orsakat stora förändringar i fågelkolonierna och även lokal utrotning av bl.a. tordmule och ejder. Flodkräftorna hotas också av minken.

Främmande kärlväxter har en stark påverkan på lokala och regionala vattenmiljöer och orsakar stora ekologiska problem. Introducerade växtarter ändrar ofta ljus- och näringsförhållanden för inhemska växtsamhällen genom att växa mycket fort och bilda täta bestånd som hindrar ljuset att tränga igenom till andra växter.

Introduktionen av jättegröe *(Glyceria maxima)* och vattenpest *(Elodea canadensis)* har bidragit till att flera vattenväxter i Mälaren har blivit mer sällsynta eller helt försvunnit, t.ex. strandranunkel, hårsärv, småsvalting och höstlånke. Människors vattenanvändning påverkas negativt genom att dricksvattenkvalitén försämras och vattendrag växer igen vilket hindrar båttrafik, fiske och bad. Lokalt kan introducerade vattenväxter vara ett stort problem som ofta kräver åtgärder under lång tid (se faktaruta).

Miljöövervakning och forskning

För att utveckla strategier för att hindra introduktionen av främmande arter och begränsa deras spridning krävs kunskaper om den aktuella situationen i Sverige. En analys av främmande arters påverkan på svenska sjöar och vattendrag är nödvändig för detta arbete. För analysen behövs en samlad bild av vilka introducerade organismer som finns i svenska sjöar och vattendrag, vilka som har etablerat reproducerande populationer och var dessa finns. Dessutom behövs kunskap om hur dessa introducerade arter påverkar miljön och deras interaktioner med inhemska arter. Införselvägarna för introduktionerna bör kartläggas i samarbete med berörda myndigheter och ansvariga aktörer.

I framtiden kan man bevaka nya introduktioner, deras spridning och konsekvenser för miljön, genom provtagning inom miljöövervakningsprogrammet, som erbjuder ett genomförbart sätt att få en uppfattning om det aktuella läget med introducerade organismer i svenska sjöar och vattendrag. Nationella och regionala register kan bildas utifrån information från miljöövervakningen och bli en viktig del av ett internationellt varningssystem. I ett sådant system kan den senaste informationen om en främmande arts geografiska spridning och status i nya områden ingå och de eventuella problem detta medför samt erfarenheter av bekämpning.

Samarbete mellan miljöövervakare och forskare är viktigt för arbetet med att begränsa introduktionen av nya främmande arter till svenska vatten. Nya kunskaper om befintliga främmande arter i svenska sjöar och vattendrag är nödvändiga för att kunna göra säkrare riskbedömningar och mer preciserade beskrivningar av främmande arters konsekvenser för den biologiska mångfal-

den. Ett system för snabb riskbedömning av konsekvenserna av introduktioner bör utvecklas och vara tillgängligt för berörda miljömyndigheter. Fler områden där forskning behövs är:

- utveckling av metoder för riskbedömning och evaluering av miljökonsekvenserna av introducerade organismer
- studier av kort- och långtidsmiljökonsekvenser av redan etablerade introducerade organismer i både den nya och den ursprungliga miljön för att eventuellt kunna utveckla verksamma begränsningsåtgärder
- studier av genetiska följder av introduktioner, t.ex. spridning av genetiska egenskaper i populationer, samt inavels- och utavelsprocesser.

Framtiden

Många introduktioner med konsekvenser för den svenska miljön sker troligtvis kontinuerligt utan att de är kända. I framtiden kommer antalet introduktioner av främmande arter att öka genom ökad världsomfattande handel och nya marknader med direkt sjötransport mellan olika regioner, t.ex. från Svartahavsområdet. Kunskapen om främmande arter, förekomst och konsekvenser för miljön, är mycket bristfällig. Man kan få en uppfattning om risker och konsekvenser av en eventuell ny främmande art från tidigare erfarenheter från andra länder där introduktion har skett, men det är mycket osäkert om arten kommer att bete sig på liknande sätt i andra miljöer eller vid andra introduktionstillfällen. Nya kunskaper om befintliga främmande organismer i svenska sjöar och vattendrag är nödvändiga för att man ska kunna göra säkrare riskbedömningar och mer preciserade beskrivningar av främmande arters konsekvenser för den biologiska mångfalden idag och i framtiden.

Referenser

(1) Welcomme, R.L.1992. A history of international introductions of inland aquatic species. ICES Marine Science Symposia 194: 3–14.

(2) Josefsson, M. 1999. Introduktion av främmande arter i svenska sjöar och vattendrag. Omfattning och konsekvenser. Rapport 4941. Naturvårdsverket

(3) Naturvårdsverket. 1997. Naturvårdsverkets policy för introduktion och spridning av främmande organismer och gener. Naturvårdsverket

(4) Williamson, M.H. & Fitter, A. 1996. The characteristics of successful invaders. Biological Conservation 78: 163 - 170.

(5) Filipsson, O. 1994. Nya fiskbestånd genom inplanteringar eller spridning av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet Nr 2, 1994.

(6) Fürst, M., Hammar, J. Hill, C. 1986. Inplantering av nya näringsdjur i reglerade sjöar. Slutrapport från FÅK, del II. Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.

(7) Ashton, P.J. & Mitchell, D.S. 1989. Aquatic plants: Patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. I: Drake, J.A. (red.) Biological Invasions: a Global Perspective:111-154.

(8) Sveriges Nationalatlas 1996. Växter och djur. Red. Gustafsson L., Ahlén I. Bra Böcker, Höganäs.

Melanie Josefsson

Avdelningen för miljöanalys

Naturvårdsverket

Box 7050

750 07 Uppsala

Tel. 018-671000

Skaraborgsinventeringen av småvatten 1997

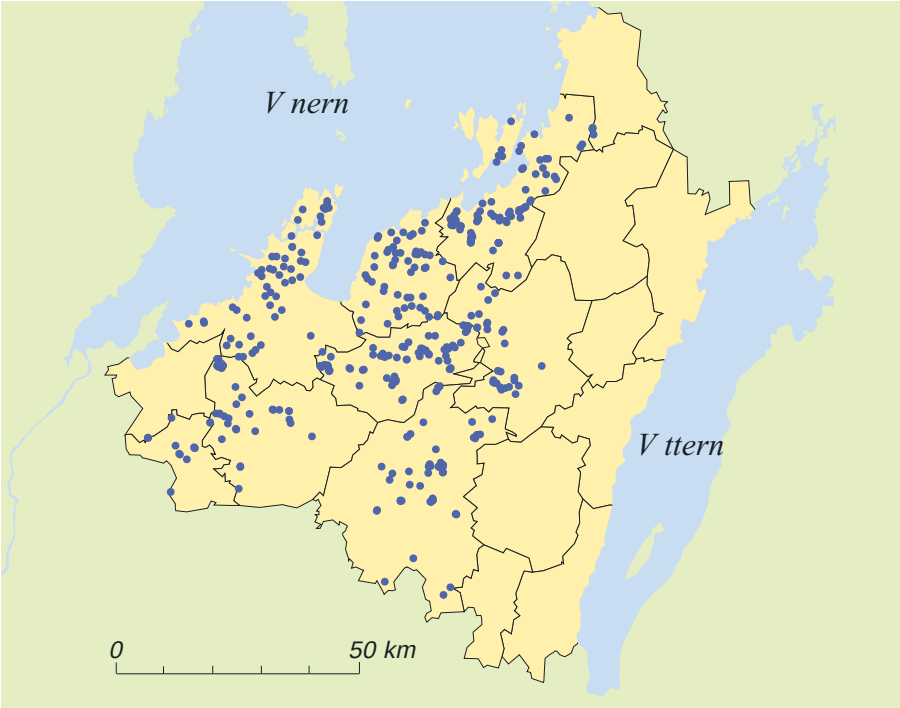
Foto: Bo Svedlund

Fredrik Nilsson
Länsstyrelsen i Västra Götaland

Trots utdikning och igenläggning finns fortfarande många små vattensamlingar kvar i landskapet. Nya småvatten skapas dessutom även idag. Gemensamt för alla är att kunskapen om dem är mycket begränsad och att spännande biologiska fynd återstår att göra.

Inom ramen för den regionala miljöövervakningen genomförde f.d. Länsstyrelsen i Skaraborg en inventering av småvatten 1997 (1). Syftet med inventeringen var att identifiera småvatten med höga naturvärden och att i dessa undersöka förekomsten av vissa sällsynta och hotade djurarter såsom groddjur, snäckor och planktonarter.

Våtmarker och småvatten hyser en stor mängd arter av kräftdjur, groddjur, kräldjur, insekter, växter och svampar. Groddjur är exempel på djur som är mer eller mindre knutna till våtmarker och små vattensamlingar och har därför drabbats hårt av förändringarna i landskapet. De flesta groddjur fortplantar sig och lever som yngel här under sin första tid. De är överlag mer hotade än någon annan grupp som lever i denna typ av miljöer. De flesta arter har en



Figur 1. De undersökta vattensamlingarnas lägen.

vikande trend, och nio av tretton arter som förekommer i Sverige är upptagna på Artdatabankens hotlista.

Artövervakning är en naturlig del i miljöövervakningsarbetet och i länets miljöstrategi finns bl.a. följande miljömål:

”Bevara minst nuvarande förekomster och populationer av rödlistade arter i hotkategori 0–4 under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd så att de kan strykas från hotlistan. Härvid läggs särskild tonvikt på de arter som har tyngdpunkter i länet.”

Olika typer av biotoper

Totalt inventerades 395 småvatten i åtta kommuner i Skaraborg (figur1). Antalet småvatten och deras fördelning mellan kommuner motsvaras inte direkt av det totala antalet småvatten i dessa områden, utan är främst ett resultat av olika stor insats av inventerarna.

De allra flesta småvatten är anlagda av människan, där grustäkter, lertäkter, brand- och bevattningsdammar är vanliga. Totalt urskiljdes 15 olika typer av småvatten (tabell 1). Vattensamlingarna är ofta gamla och djur och växter är väl etablerade. Naturliga småvatten som fortfarande finns kvar är främst våtmarker och kärrkomplex i sänkor och dalgångar som är för vattenrika för att dikas ut. Omgivningen är oftast skogsmark. I jordbrukslandskapet har de naturliga våtmarkerna i stort sett ersatts helt av anlagda dammar. Dock har man nu på flera håll återskapat våtmarker, främst för att minska läckaget av näringsämnen från jordbruksmark.

Tabell 1. Olika typer av småvatten som inventerades 1997.

Typ av småvatten	Antal	%	Antal med fisk
Bevattningsdamm	33	8,4	10
Branddamm	39	9,9	7
Vattentäkt	3	0,8	–
Torvtäkt	4	1,0	2
Lertäkt	21	5,3	–
Märgelgrav	1	0,3	–
Sten/grustäkt	56	14,2	12
Prydnadsdamm	5	1,3	2
Vattenhål	3	0,8	–
Viltvatten	13	3,3	1
Kräftdamm	9	2,3	4
Uppdämd damm	7	1,8	2
Övrig grävd damm	100	25,3	14
Naturligt småvatten	96	24,3	10
Ingen uppgift	5	1,3	–
Totalt	395	100	64

I kategorin ”övrig grävd damm” hittar vi lite udda småvatten som t.ex. stridsvagnsspår på Skövdes militära övningsfält eller Borgunda avloppsreningsverks poleringsdammar för avloppsvatten. I dessa noterades både salamandrar och/eller grodor. Vattenhinder på golfbanor återfinns också i inventeringen. De flesta golfbanor är relativt nyanlagda, men vattenhindren spelar redan idag en viktig roll som lekplats för bl.a. groddjur. Värdet av dessa vatten kommer att kunna öka med åldern och med sådan skötsel som som möjliggör

Bevattningsdamm

Prydnadsdamm

Naturligt småvatten

Naturligt småvatten

Sten/grustäkt

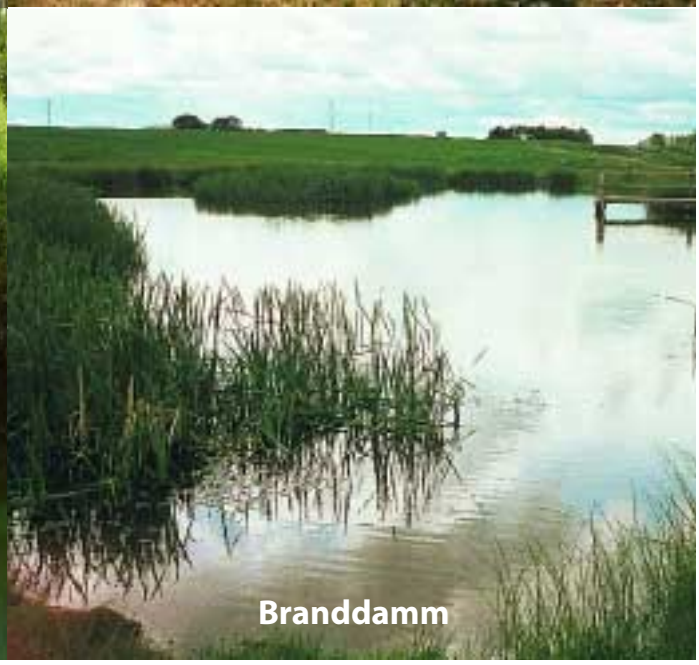
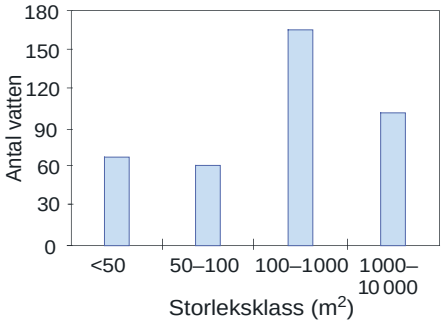

Branddamm

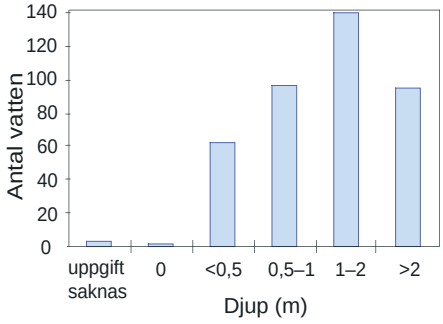
Foto: Bo Svedlund

en ökad grad av naturlighet. De undersökta vattnen har storleksklassificerats. De flesta ligger inom intervallet 100–1 000 m² (figur 2).

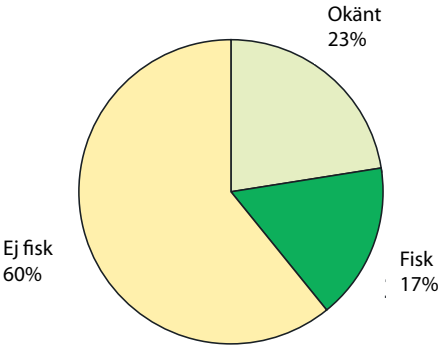
De flesta småvatten är inte djupare än 1–2 m (figur 3). Liksom för arealen är spridningen stor, vilket visar att många olika typer av småvatten är undersökta. Den största gruppen (40%) har branta stränder. Man menar då ett vattendjup större än 0,3 m, 1 m ut från stranden. Ca 25% av vattnen har långsamt sluttande stränder.



Figur 2. Arealfördelningen av de undersökta småvattnen. Areal i m².



Figur 3. Fördelning av de undersökta småvattnens maxdjup.



Figur 4. Förekomst av fisk i de undersökta småvattnen.

De allra flesta småvatten som ingick i inventeringen (75%) finns i lövskog, betesmark eller blandskog. En mindre andel finns i barrskog (9%) eller åkermark (8%). Övriga småvatten finns på t.ex. tomtmark, golfbana eller i stenbrott. De dominerande markslagen är morän eller lerjordar.

Fiskförekomst

En av de mest betydelsefulla faktorerna för ekosystemet i småvatten är förekomst av fisk. Dels påverkar fisk genom att äta och decimera många övriga organismer, dels kan vegetationen och den fysiska miljön påverkas. Vid urvalet av småvatten prioriterades fisktomma vattensamlingar, vilket resulterade i att endast 17% innehöll fisk medan 23% saknade uppgifter om fiskförekomst (figur 4). En stor del av dem utan uppgifter var förmodligen fisktomma, då säkra uppgifter krävdes för att bokföra småvattnet som fisktomt.

De vanligast förekommande fiskarterna var ruda (*Carassius carassius*), karp (*Cyprinus carpio*), gräskarp (*Ctenopharyngodon ideella*) och regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). Regnbåge planteras ofta ut i dammar för att kunna fiskas. Gräskarpen används för att begränsa vegetationen. Varken gräskarp eller regnbåge kan reproducera sig i denna typ av vatten. Vanlig karp och ruda förökar sig och bildar ofta dvärgbestånd i små vatten.

Fiskpopulationens påverkan på övrigt djurliv beror mycket på vilka fiskarter som förekommer. Gräskarp, som uteslutande lever av vegetabilisk föda, påverkar endast indirekt genom att växtligheten minskar. Karp bökar gärna i botten och grumlar vattnet samtidigt som den högre växtligheten har svårt att få fäste. Gädda, regnbåge och andra rovfiskar äter groddjur, larver och större planktondjur.

Även kräftor påverkar djurlivet i vatten. De förekommer ofta i stor mängd, vilket bör kunna påverka övriga organismer. Det finns dock inga klara samband mellan groddjur/salamandrar och kräftor.

Grodor och paddor

Vanlig padda (*Bufo bufo*) noterades i relativt få vatten (31 st). Säkerligen är paddan betydligt vanligare, men lektiden då de uppehåller sig i och kring vattensamlingarna är kort, vilket försvårar inventeringen. Leken sker under några få dagar i april–maj. Många av småvattnen besöktes efter paddornas lekperiod. De flesta fynd av padda gjordes i större vatten (1000–10000 m^2), och i hög utsträckning i vatten med fiskförekomst (knappt 30% av vattnen). Det stämmer väl överens med tidigare erfarenheter (2). Att paddor klarar sig bra även tillsammans med fisk beror troligen på att larverna har ett giftigt hudsekret.

Brungroda, d.v.s. vanlig groda (*Rana temporaria*) och åkergroda (*Rana arvalis*) sammanslagna till en artgrupp, hittades i 133 (34%) av de undersökta småvattnen. Av dessa hittades åkergroda på 30 platser och vanlig groda på 64 platser, medan resten (39 st) utgörs av ej artbestämd brungroda. Antalet förekomster är säkerligen underskattat p.g.a. den korta lekperioden. Grodor tycks inte ha några större krav på att vattnen ska vara naturliga, och de har hittats i en mängd olika typer av vatten. Som exempel kan nämnas Borgunda avloppsreningsverks poleringsdammar som anlades 1995 och vattenfylldes 1996.

Grodor påträffades främst i småvatten i lövskog (33%) eller betesmark (26%). I barrskogsvatten var dock förekomsten väsentligt lägre, speciellt om man ser till andelen vatten med grodor i barrskogen. Orsaken är troligen att marken och småvattnen i barrskog är naturligt ”surare” än i lövskog och jordbruksmark, vilket missgynnar groddjur. De flesta fynd som gjorts i barrskog är åkergroda, vilken är något tåligare mot surhet än vanlig groda.

Det finns inget klart samband mellan fiskförekomst och förekomst av brungroda. Av de 133 lokalerna där brungroda hittats var 78% fisktomma medan 16% innehöll fisk och 6% saknade uppgift. Övriga lokaler i undersökningen hade i stort sett samma frekvens av fiskförekomst som grodlokalerna. Vanligast förekommande fiskarter tillsammans med groda var ruda, gräskarp, karp och regnbåge.

För de flesta dammar som innehåller kräftor, saknas uppgifter om groddjur. Det skulle eventuellt tyda på ett negativt samband. Resultat från andra håll visar dock att kräftdammar kan vara lämpliga miljöer för groddjur (Uno Svensson, muntl.).

Vattensalamandrar

Mindre vattensalamander (*Triturus vulgaris*) finns i många småvatten, och är lika vanligt förekommande som brungrodor. Av de 142 fyndlokalerna för mindre vattensalamander, var tio nyanlagda dammar (7%) mot 2% för brungroda. När arten väl etablerat sig blir den ofta och snabbt mycket talrik och kan totalt dominera i vissa småvatten. Inte heller för mindre vattensalamander fanns det något klart samband mellan fiskförekomst och förekomst av salamandrar. 77% av fyndlokalerna var fisktomma, vilket motsvarar resultaten för hela inventeringen.

De flesta fynd är precis som för brungroda gjorda i lövskog (30%) och betesmark (26%). Även blandskog är vanligt förekommande (26%).

Större vattensalamander (*Triturus cristatus*) tillhör hotklass 4 och påträffades i 61 olika småvatten i Skaraborg.

De flesta fynd av större vattensalamander gjordes i anlagda småvatten. Vanligast var sten- och grustäkter, följt av kategorin övrig grävd damm. Kvarnstensområdet i Lugnås och Berga kalkbrott är två exempel på områden

Fakta: Inventeringsmetodik

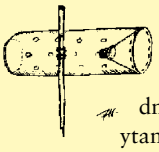
Utvalda småvatten besöktes och undersöktes. Fältarbetet utfördes av intresserade och biologiskt kunniga personer från kommuner, naturskyddsföreningar och liknande. Totalt var ca 10 personer aktiva i inventeringen. En kort utbildning genomfördes innan inventeringen startade, där framför allt metodik och artkännedom behandlades. Inventerarna gjorde därefter ett urval av småvatten inom den egna kommunen. Småvatten definierades som anlagda eller naturliga vattensamlingar mindre än en hektar. Fisktomma, opåverkade dammar eller vattensamlingar lämpliga för grodor och vattensalamandrar prioriterades. Småvattnen skulle dessutom hålla vatten under större delen av året.

- *Visuell besiktning*. Vid besöket gjordes en beskrivning av dammens utseende, hydrografi och omgivningsmiljö. Växtlighet ovan och under vattenytan beskrevs både med täckningsgrad och artförekomst. Groddjur som syntes eller hördes noterades. Markägare kontaktades på många platser för att komplettera med uppgifter om fiskförekomst eller tidigare förekomst av groddjur i och kring småvattnet.
- *Håvning/insamling*. Efter den visuella översynen genomfördes ett antal håvdrag med planktonhåv och bottenhåv. I vissa fall undersöktes växtdelar och stenar i vattnet för att hitta eventuella fastsittande organismer. Noteringar om förekommande grupper av smådjur gjordes. Speciellt efterlystes uppgifter om vissa organismer såsom bladfotingar, snäckor, kransalger och blodigel. Förekomst av fisk och/eller kräftor noterades speciellt. Intressanta arter av småkryp konserverades i sprit för senare artbestämning.

En inventerare har som examensarbete studerat större vattensalamander och då använt sig av mjärdliknande fällor för att fånga salamandrar. Dessa resultat finns redovisade tillsammans med övriga resultat. Alla noteringar gjordes på ett enhetligt protokoll och foton togs där så var möjligt.

Fakta: Salamanderfällan

Användandet av fällor för fångst av större vattensalamander verkar vara en bra metod för att få reda på om arten förekommer i ett småvatten. Metoden bör också kunna utvecklas till en enhetlig standard för fångst av salamandrar. En tillförlitlig fälla tillverkas av vanliga PET plastflaskor som kapas och modifieras om till en ”mjärde” (se figur).



De placeras ut i skymningen på den sida av småvattnet där morgonsolen ligger på (västra sidan) och tas upp i gryningen. Placeringen skall vara grunt vatten, 2–3 dm, vågrätt läge strax under ytan. Det är dock inte riskfritt att använda fällor. Det är mycket viktigt att de vittjas med korta intervall (kortare ju varmare det är i vattnet) då salamandrarna inte kan andas under vattnet. De fällor som användes under inventeringen vittjades efter ca 6–8 timmar och vattentemperaturen var då i genomsnitt 13,4 °C. Det fungerade bra.

där stenbrytningen gett upphov till ett flertal småvatten, och där större vattensalamander påträffats. Denna typ av mindre täkter finns ofta i ett större antal på en begränsad yta. Närhet till andra småvatten anses generellt gynna salamandrar. En annan orsak till den höga förekomsten i sten- och grustäkter kan vara att täkter i Skaraborg ofta finns på kalkrik berggrund, vilket ger en lämplig vattenkvalitet. Just kalkbrott förefaller vara omtyckta småvatten.

Naturliga vattensamlingar var mindre representerade som fyndlokal för större vattensalamander än deras andel i hela inventeringen. Däremot gjordes ett flertal fynd i bevattningsdammar och branddammar.

En jämförelse mellan förekomst av större vattensalamander och omgivande miljö visar att de flesta förekomster fanns i lövskog (34%) och betesmark/hagmark (31%). Salamandern var vanligare i småvatten omgivna av betesmark än i övriga vatten. Andra typer av vatten där ett flertal fynd gjordes var bevattningsdammar och branddammar.

Antalet förekomster i direkt anslutning till åkermark var lågt. Där fanns arten endast i ett par småvatten. Några förekomster noterades också i kategorin barmark/stentäkt. Småvatten i barrskog verkar inte vara omtyckta, vilket stämmer väl överens med tidigare erfarenheter (2). Småvatten i barrskogsmiljö

har ofta surare vatten än småvatten i lövskog eller betesmark, och större vattensalamander är känslig för surhet.

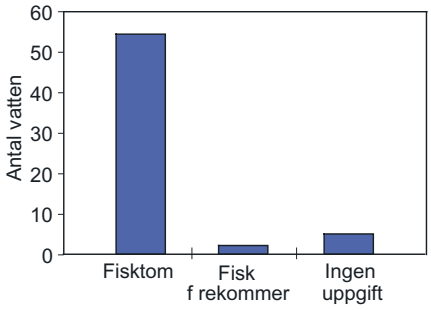
En jämförelse mellan vegetationstäckning i vattensamlingarna och förekomst visar inte något samband, men enligt litteraturuppgifter (2,3) föredrar den större vattensalamandern småvatten med riklig vegetation.

I 64% av de vatten där större vattensalamander påträffades fanns även mindre vattensalamander. Det är inte oväntat då arterna har liknande biotopkrav.

Inventeringsresultaten visar ett tydligt negativt samband mellan fiskförekomst och förekomst av större vattensalamander (figur 5).

Av de vatten där arten noterades med säkerhet är 89% fisktomma, 8% saknar uppgift och endast två småvatten (3%) innehåller fisk. Förekommande fiskarter i dessa är gräskarp samt någon småfisk, troligen mört.

Kräftor förekommer endast i ett vatten med större vattensalamander. Enligt uppgift (2) kan inplantering av kräftor slå ut arten. Det finns dock uppgifter om att kräftor inte påverkar förekomsten av salamander negativt.



Figur 5. Fiskförekomst i vatten med större vattensalamander.

Iglar och snäckor

Blodigel (*Hirudo medicinalis*) noterades vid två inventerade småvatten vilket får anses som anmärkningsvärt. Båda fyndlokalerna är dödisgropar. För att med säkerhet verifiera dessa fynd bör en ytterligare kontroll göras.

Ett stort antal småsnäckor insamlades och konserverades. Bland materialet fanns flera intressanta fynd. Den smala dammsnäckan (*Omphiscola glabra*) tillhör hotklass 2 och påträffades i ett småvatten strax utanför Skara. Totalt finns endast 39 tidigare fyndangivelser av *O. glabra* i Sverige efter 1949 (4). De flesta av dessa finns i västra Götaland. Arten anträffas framförallt i mindre, vegetationsrika vattensamlingar som dammar och gölar (4). Fyndlokalen utanför Skara är ett anlagt, fisktomt småvatten som är ca 0,6 ha till ytan. Dammen är ganska igenväxt och täckningsgraden bedömdes till 20–50%. Övriga arter som noterades var mindre vattensalamander, grodyngel samt en hel del ryggradslösa djur.

Aplexa hypnorum (hotklass 3) hittades i småvatten vid Torbjörntorp utanför Falköping. Arten är en av våra mest sällsynta och förekommer bl.a. i vatten som torkar ut under sommaren (5). Fyndet gjordes i en måttligt igenväxt vattensamling i anslutning till ett större småvatten. Området är mycket kalkrikt.

Andra hotklassade snäckor som påträffades var *Bithynia leachii* (hotklass 4) och *Anisus spirorbis* (hotklass 4).

Övriga intressanta fynd

En ovanlig art som påträffades var kräftdjuret *Tanymastix stagnalis*, en bladfoting som tillhör hotklass 2, d.v.s. är sårbar, och vars överlevnad i landet därför är osäker på sikt enligt Artdatabanken. Fyndet i Skaraborgs län gjordes på Ålleberg. *Tanymastix stagnalis* är en sydligt förekommande art som aldrig tidigare påträffats i denna del av landet. Tidigare fynd har gjorts i Uppsalatrakten, på Öland och i Skånes och Blekinges kusttrakt (6). Arten är kalkkrävande och trivs i småvatten som torkar ut under sommaren. Äggen är mycket torktåliga och utvecklingen till vuxet djur går mycket snabbt när småvattnet vattenfylls. Den kan lätt spridas med fåglars fjäderdräkt.

Det skall inte uteslutas att arten kan förekomma i något av de övriga småvattnen i närheten av fyndlokalen, då undersökningarna på Ålleberg gjordes tidigt på våren. Störst chans att hitta arten har man förmodligen något senare i maj månad, när den haft några veckor på sig att utvecklas till vuxen individ efter vintern.

Småvatten kräver vård

Med anledning av att det inom ramen för den här genomförda inventeringen har påträffats ett stort antal småvatten av högt naturvärde kommer Länsstyrelsen i samarbete med kommunerna att informera de berörda markägarna om resultaten och föreslå passande vård. Särskilt viktigt är det med skydd och vård av de biotoper som hyser större vattensalamander. Enligt förordningen om områdesskydd enligt miljöbalken § 5 är småvatten och våtmarker mindre än 1 ha i jordbruksmark skyddade. Detta gäller inte diken som är vattenfyllda under del av året eller bevattningsdammar.

Generella viktiga vårdinsatser är att lämna en skyddszon, en remsa av oplöjd åkermark omkring småvattnet. Skyddszonen bör vara bevuxen med gräs och örter och kan med fördel slås eller betas. Skyddszonen skall inte gödslas och det är viktigt att den skyddas mot påverkan av bekämpningsmedel.

För att skydda groddjur och ryggradslösa djur är det viktigt att småvattnen förskonas från inplantering av fisk eller kräftor. Groddjurens larvutveckling gynnas av att det finns grunda delar av småvattnet där solljus kan tränga ned. Mot söder bör därför en ev. trädridå avlägsnas liksom sly och bladvass, men man kan med fördel lämna enstaka lövträd kvar runt dammen. Död ved i eller i direkt anslutning till småvattnet bör lämnas kvar.

Fortsatt övervakning

Småvatten har en mycket stor betydelse för den biologiska mångfalden. Men hur skall man hitta och beskriva dessa miljöer som normalt inte ingår i recipienkontrollprogram, kalkeffektuppföljning eller annan miljöövervakning? Metoden som beskrivits ovan är intressant då inventeringen inte alls är kostsam och bygger på lokal kunskap om småvattenförekomst. Den ger också en snöbollseffekt där de medverkande i stor utsträckning fortsätter sina inventeringar och sprider kunskapen om småvattnens värde. Det ideella arbetet i Naturskyddsföreningar och andra föreningar är värdefullt och en stor tillgång i detta sammanhang.

Litteratur

(1) Nilsson, F. 1998. Småvatten i Skaraborg–Resultat från en inventering inom den regionala miljöövervakningen 1997. Publikation 1998:3, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, miljöavdelningen

(2) Ahlén I., Andrén C., Nilson G. 1992. Sveriges grodor, ödlor och ormar. AB Boktryck, Helsingborg.

(3) Lindahl, K.C. 1988. Däggdjur, groddjur och kräldjur. Politikens Forlag A/S, Köpenhamn.

(4) von Proschwits, T. 1997. Rödlistade sötvattensmollusker i Sverige – utbredning, levnadssätt och status: Smal dammsnäcka (*Omphiscola glabra* (O.F. Muller)). Göteborgs naturhistoriska museum, Årstryck 1997. Tabergs tryckeri AB.

(5) Hubendick, B. 1949. Våra snäckor. Snäckor i sött och bräckt vatten. Albert Bonniers förlag.

(6) Franzén, Å. 1996. Branchiopod crustaceans in the temporary waters of Fennoscandia. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 72:37–46.

Fredrik Nilsson

Naturvårds- och fiskeenheten

Länsstyrelsen i Västra Götaland

462 82 Vänersborg

Tel. 0521–605000

Foto: Magnus Frid

Snäckor i försurningssverige

– en jämförelse mellan 1940- och 1990-tal

Foto: Carin Nilsson

Av Carin Nilsson & Mats Medin
Medins Sjö- och Åbiologi

En ny inventering visar att snäckförekomsten i Sydsverige är bättre än vad som kunde befaras med tanke på försurningen. Förekomsten är till och med rikare än vad Bengt Hubendick fann i en liknande undersökning för 50 år sedan.

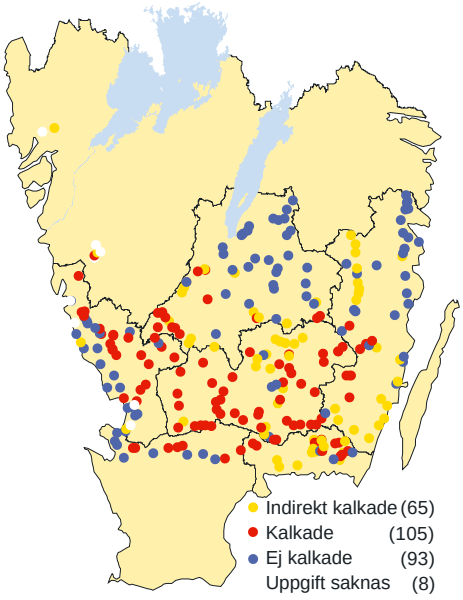
I svenska sjöar och vattendrag finns 44 arter av söt- och brackvattensnäckor varav huvuddelen förekommer i södra Sverige. Kunskapen om deras utbredning härrör från inventeringar i första hand utförda av Bengt Hubendick på 1940-talet (se faktaruta). Snäckorna är typiska strandzonsdjur och deras förekomst påverkas av tillgången på lämpliga livsmiljöer, föda samt utsattheten för rovdjur (se faktaruta). Mer utpräglat för snäckor än för andra djurgrupper är känsligheten för ett komplex av vattenkemiska variabler bestående av hårdhetsgrad (kalcium + magnesium), surhet, neutraliseringsförmåga och organiskt material. Med denna känslighet är kopplingen till försurning och kalkning uppenbar. Redan Hubendick fann att områden med en låg hårdhet på småländska höglandet hade en artfattig snäckfauna och att vattnets surhet (pH) var betydelsefull i sjöar med en låg hårdhet. Även i en norsk undersökning uppges hårdheten eller kalciumhalten vara den viktigaste ekologiska faktorn för snäckfaunan och pH anges som betydelsefullt vid låg hårdhet (2).

Mot bakgrund av snäckornas känslighet för både försurning och kalkning och möjligheten att jämföra nutida förekomst med den som Hubendick fann 1943–1945 initierade länsstyrelsen i Jönköpings län i mitten på 1990-talet en återinventering av Hubendicks lokaler. Den kom slutligen att omfatta 278 av Hubendicks 620 lokaler belägna i 7 län. Undersökningen som genomfördes under 1994–1997, har utförts och utvärderats av Medins Sjö- och Åbiologi tillsammans med Ted von Proschwitz (Göteborgs naturhistoriska museum) på uppdrag av Naturvårdsverket och de berörda länsstyrelserna (3).

Undersökningen

De primära målen för denna studie var att:

- dokumentera den nutida förekomsten av snäckor samt variabler som relaterar till deras förekomst
- studera eventuella förändringar i snäckarternas utbredning och frekvens, jämfört med 1940-talet
- studera om försurning eller kalkning har inneburit några förändringar i snäckarternas utbredning och frekvens.



Figur 1. Undersökta lokaler och fördelade på grupperna okalkade (blå), kalkade (röda), indirekt kalkade (orange) och sådana där uppgift saknas (gula).

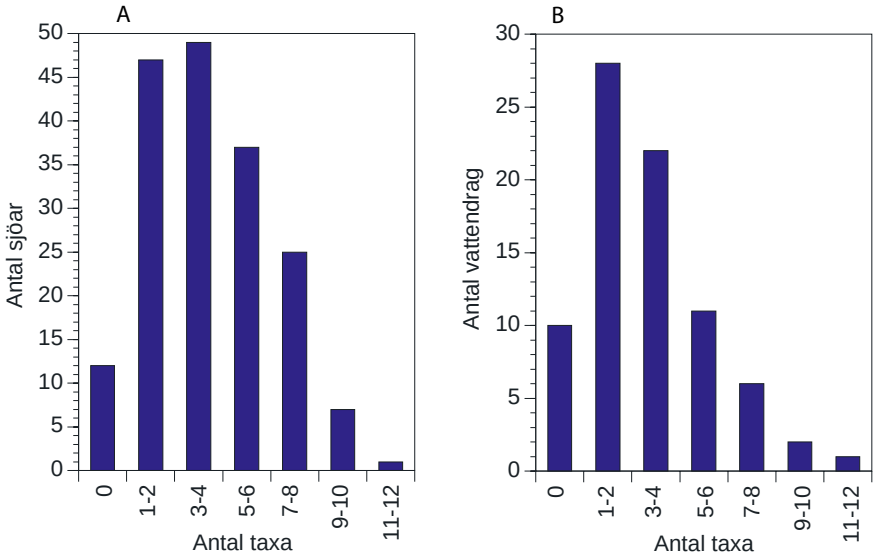
Under fyra somrar besöktes Hubendicks samtliga lokaler i Blekinge, f.d. Göteborgs och Bohus, Hallands, Jönköpings, Kalmar, f.d. Kristianstads och Kronobergs län (figur 1). Metodiken för undersökningen var kvalitativ. Snäckor och annan bottenfauna eftersöktes på ett begränsat strandavsnitt under en timmes tid (se faktaruta).

De undersökta lokalerna utgjordes framförallt av sjöar (178 lokaler) och vattendrag (79 lokaler). Även ett mindre antal dammar ingick, men de behandlas inte här. Huvuddelen av lokalerna är kalkade men ca en tredjedel kan betecknas som helt opåverkade av kalkning (figur 1). Flertalet av lokalerna hade en hög alkalinitet d.v.s. god neutraliseringsförmåga mot försurning. Vid provtillfället (juli–augusti) hade endast fjorton lokaler en låg alkalinitet (< 0,10 mekv/l). På fem av dessa var alkaliniteten mycket låg (< 0,05 mekv/l). Vidare var kalciumhalten måttligt hög (0,25 mekv/l – 0,60 mekv/l) på huvuddelen av lokalerna och lokaler med mycket låg kalciumhalt saknades helt. Den lägsta uppmätta kalciumhalten var 0,15 mekv/l.

Snäckförekomsten

Totalt påträffades 34 av Sveriges 44 söt- och brackvattensnäckor vid återinventeringen. De vanligast förekommande snäckorna var *Radix ovata* och *Gyraulus albus* som påträffades på drygt hälften respektive hälften av lokalerna. Andra vanligt förekommande arter var *Physa fontinalis*, *Lymnaea stagnalis* och *Acroloxus lacustris* som alla noterades på ca en tredjedel av lokalerna. Vanligen noterades mellan en och fyra snäckarter per lokal (figur 2).

I Krön, en sjö i Motala ströms avrinningsområde i nordöstra Kalmar län, påträffades flest snäckarter (12 stycken). På sammanlagt 10 procent av lokalerna noterades åtta eller fler snäckarter. Dessa lokaler kännetecknades av att alkaliniteten var över 0,1 mekv/l och lokalerna var antingen indirekt kalkade eller okalkade. De flesta var belägna i norra delen av Kalmar och Jönköpings län. Längre söderut förekom snäckrika lokaler t.ex. i Mörrumsåns avrinningsområde.



Figur 2. Fördelning av antalet snäckarter per lokal i sjöar (A) och i vattendrag (B).

På 9 procent av lokalerna påträffades inga snäckor. Dessa lokaler var fördelade på ett stort antal vattensystem. Samtliga var dock belägna i den södra

Fakta: Bengt Hubendicks snäckundersökning

Bengt Hubendicks undersökning utfördes under åren 1943–1945 (1). Under tre somrar cyklade han genom en stor del av södra Sverige och inventerade sötvattensnäckor i över 600 sjöar och vattendrag. Inventeringen omfattade Blekinge, f.d. Kristianstads, Kalmar, Kronobergs, Hallands, Jönköpings, Skaraborgs, Östergötlands, Södermanlands och f.d. Älvsborgs län. Dessutom ingick några lokaler i f.d. Göteborgs och Bohus län samt de södra delarna av Värmlands, Örebro, Västmanlands och Stockholms län.

Syftet med Hubendicks undersökning var främst att förklara vilka ekologiska faktorer som styr sötvattensnäckornas utbredning. Han hade redan före undersökningen slagits av att det fanns så få fynduppgifter från vissa delar av småländska höglandet och hans inventeringar bekräftade att snäckfaunan var artfattigare där än i andra delar av södra Sverige. Den slutsats han drog av undersökningen var att vattnets hårdhet (kalcium- och magnesiumhalt) var den viktigaste ekologiska faktorn för snäckfaunan. Vid låg hårdhet var dock vattnets surhet (pH) mest betydelsefull. Hubendick fann även att snäckfaunan, i viss mån gynnades på lokaler i ädellövskog, trädbevuxna hagmarker, i ler- och kalkrika jordbruksområden, i eutrofa miljöer samt i vatten rika på gyttja och vegetation.

Hubendick anger att han valde provlokaler så att varje lokal var relativt homogen med avseende på substrat och vegetation. Varje lokal inventerades en till två timmar, genom undersökning av alla sorters substrat som stenar och grenar samt genom håvning på botten och i vegetationen. Vid håvningen användes en skaftförsedd plåtsil med en diameter på 13 cm och en höjd på 7 cm. Maskorna i silens botten var 0,5 mm. En del av vattendragen, oklart exakt vilka, undersöktes främst med avseende på förekomst av skålsnäckan *Ancylus fluviatilis*. I övrigt gjorde Hubendick en mer begränsad provtagningsinsats på dessa lokaler. Under sommaren 1946 samlade han in vattenprov från 70 lokaler och analyserade dem med avseende på hårdhetsgrad och pH.

Fakta: Sötvattensnäckornas ekologi

Sötvattensnäckorna lever framförallt av de mikroskopiska alger, som sitter som ett ytskikt på stenar och växtdelar. De påträffas främst strandnära och i grunt vatten men det förekommer även arter som lever djupare, det gäller t.ex. för *Valvata piscinalis*. Arten tillhör den grupp av snäckor som andas med gälar. De flesta av Sveriges sötvattensnäckor andas dock med lungor. Vissa lungsnäckor måste då och då upp till ytan för att hämta luft medan andra kan andas syret som finns i vattnet. De flesta snäckarterna har en livslängd på ungefär ett och ett halvt år. Flera arter t.ex. Planorbis-, Bithynia- och Viviparus-arterna kan dock bli flera år gamla. Det förekommer såväl samkönade som skildkönade arter. Flera av de vanligaste arterna är samkönade och behöver därför ingen partner för att kunna föröka sig. Snäckorna lägger sina millimeterstora ägg i geleaktiga äggsamlingar som ofta fästs på vatten- eller strandväxter. Viviparus-arterna lägger dock inga ägg utan föder levande ungar, som vid födseln har en storlek på ungefär en halv cm. De snäckor som övervintrar vandrar ner till djupare delar av sjön eller vattendraget på hösten, när temperaturen i vattnet börjar sjunka. Skivsnäckan *Gyraulus acronicus* tål dock infrysning och övervintrar framförallt i strandzonen (6). Eftersom snäckorna lever hela sin livscykel i vatten och rör sig ganska långsamt sker spridningen sannolikt framförallt passivt med fåglar. En studie i England av snäckors och småmusslors kolonisation i geografiskt isolerade dammar, visar att det i snitt etablerar sig en ny art vart nionde år (4). Där inte annat anges refereras till Hubendick (5).

Fakta: Återinventeringen

Återinventering av Hubendicks lokaler utfördes av Medins Sjö- och Åbiologi under fyra somrar 1994–1997 (3). Varje lokal omfattade ett strandavsnitt på cirka 50 meter, från strandlinjen och ut till cirka 1,5 meters djup. Där det var möjligt valdes en sträcka med gott om lämpliga substrat för snäckor, som stenar och vegetation. Insamlingen gick till så att två personer, under en sammanlagd söktid på en timma per lokal, sökte och håvade efter snäckor och annan bottenfauna. Den håv som användes hade en maskstorlek på 0,5 mm. En noggrann undersökning gjordes av vegetationen och ett stort antal stenar, grenar och dylikt. Vid sökningen användes även vattenkikare för att lättare finna stormusslor. Till skillnad från Hubendicks undersökning insamlades inte bara snäckor utan även annan bottenfauna från lokalerna. Det största insatsen lades dock ned på att finna så många snäckarter som möjligt. För att få en uppfattning om metodens upprepningsbarhet och mellanårsvariationen upprepades provtagningen på fem lokaler 1994, 1995 och 1996 (3). Urvalet av dessa lokaler gjordes inte slumpvis, utan relativt artrika lokaler valdes. Lokalerna fotograferades med färgdiafilm och beskrevs med hjälp av ett fältprotokoll. På varje lokal togs dessutom ett vattenprov några meter ut från stranden. Vattenproverna analyserades med avseende på pH, alkalinitet, konduktivitet, färg, turbiditet, klorid, kalcium och magnesium. Analyserna utfördes av AnalyCen AB, enligt gällande SIS-norm.

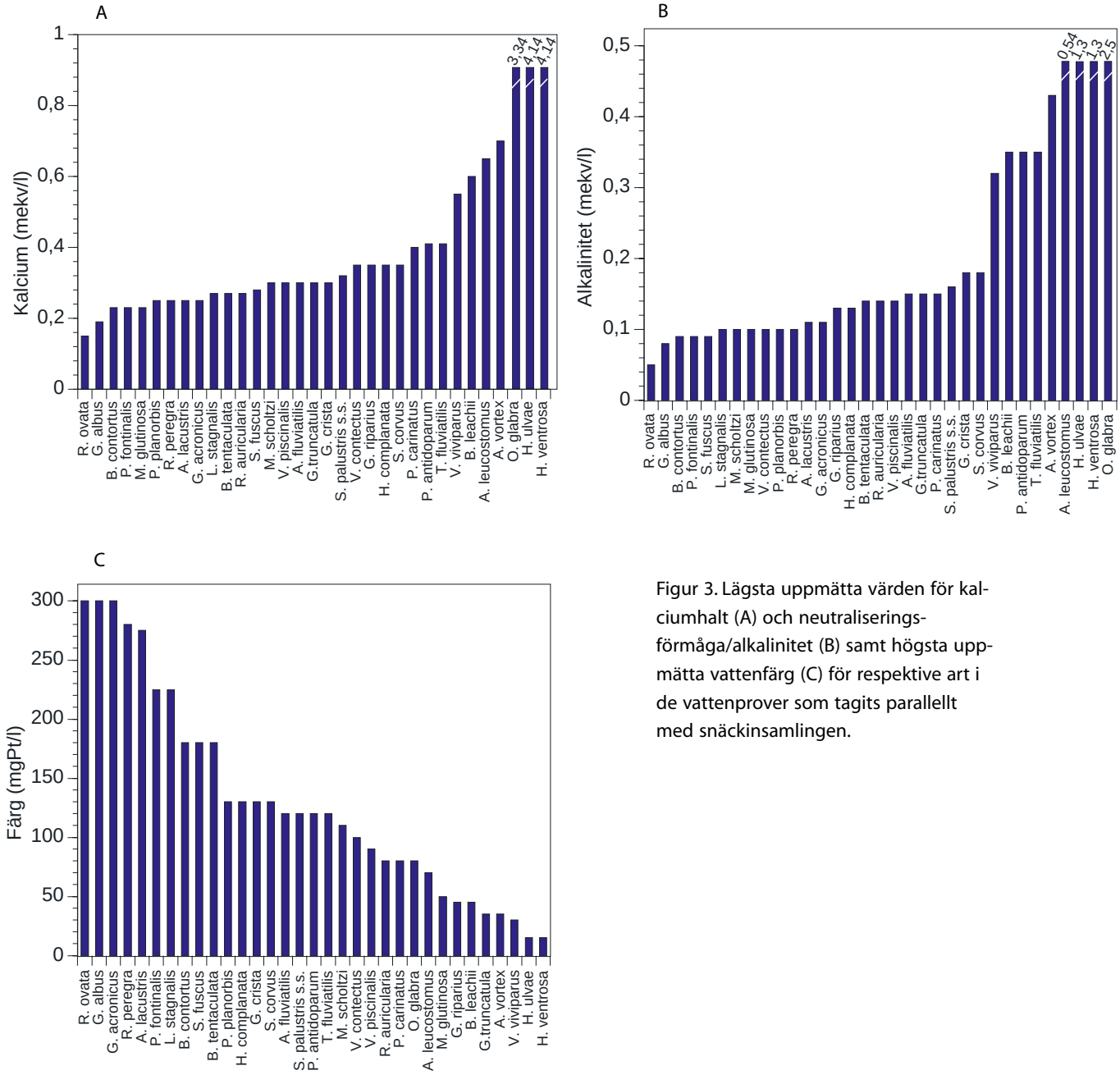
delen av undersökningsområdet, söder om en ungefärlig linje från Varberg via Värnamo till Oskarshamn.

I medeltal påträffades 3,7 snäckarter per lokal och medianvärdet var 3 snäckarter. Medelantalet skilde sig signifikant mellan sjöar och vattendrag. I sjöarna fanns i medeltal 4,0 och i vattendragen 3,2. Medelantalet snäckarter skiljer sig även något beroende på vilken vegetation som dominerar på lokalen. En grupp lokaler som domineras av långskottsvegetation, högvass eller kortskottsvegetation har högre medelvärden än en grupp med sparsam vegetation eller lokaler som domineras av dvärgvass eller grönalger. Det finns dock inga signifikanta skillnader i antal snäckarter mellan enskilda vegetationstyper. Vid jämförelser mellan lokaler med olika bottensubstrat eller vågexponering finns det heller inga statistiskt signifikanta skillnader i antal snäckarter per lokal.

Snäckor och försurningsvariabler

Endast ett fåtal av de undersökta lokalerna kan i dagsläget betecknas som starkt försurade. Något som i sig är glädjande men som försvårar bedömningen av snäckornas försurningskänslighet. På de fyra lokaler där det uppmättes ett pH-värde under 6 påträffades dock inga snäckor. Tidigare undersökningar har visat att lokaler med pH 5,1 eller lägre helt saknar snäckor (2,6).

Ser man till lokalernas alkalinitet, var antalet snäckarter signifikant lägre för lokaler med en låg alkalinitet (< 0,10 mekv/l), jämfört med lokaler med en



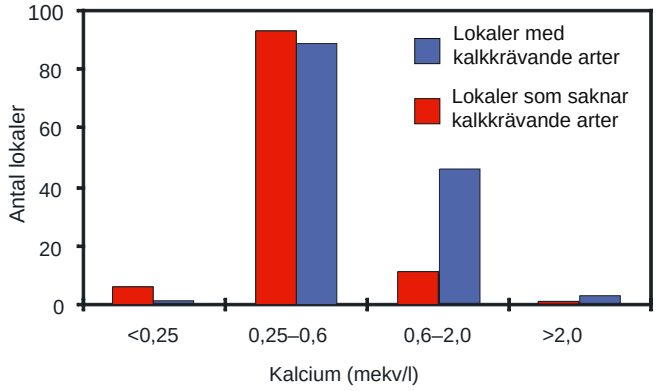
Figur 3. Lägsta uppmätta värden för kalciumhalt (A) och neutraliseringsförmåga/alkalinitet (B) samt högsta uppmätta vattenfärg (C) för respektive art i de vattenprover som tagits parallellt med snäckinsamlingen.

högre alkalinitet. Artantalet ökade också signifikant mellan olika intervall av stigande kalciumhalt.

Det lägsta uppmätta värdet för alkalinitet och kalcium respektive högsta uppmätta värdet för färgtal där de olika arterna påträffades framgår av figur 3. Arter med störst tolerans mot låg alkalinitet och låg kalciumhalt och/eller hög vattenfärg var vanligast förekommande, medan de mer krävande arterna var mer sällsynta. Dessa tre variabler kan dock endast delvis förklara arternas förekomst i enskilda fall. Hubendicks slutsats av snäckundersökningen på 1940-talet var att vattnets hårdhet var den viktigaste faktorn för snäckarternas utbredning i södra Sverige. Vid låg hårdhet var även vattnets surhet (pH) viktig (1). Dessa samband är inte lika tydliga i den nya undersökningen. Arter som enligt Hubendick kräver hårt vatten förekom i många fall inte på lokaler som vid provtagningstillfället hade tillräckligt hög hårdhet för att hysa

Foto: Carin Nilsson

Figur 4. Antal lokaler inom olika kalciumhaltsintervall där snäckor som klassificerats som kalciumkrävande saknas respektive förekommer. Klassificering av kalciumbehov enligt Hubendick (1).



dessa (figur 4). En komplicerande faktor som kan vara av betydelse för resultatet är de förändringar som skett i sjöarnas vattenkemi under 1900-talet. Såväl pH som hårdhet har sannolikt förändrats. Jämförelser med Hubendicks vattenkemiska mätningar liksom andra äldre mätningar (7) tyder på att hårdheten har ökat i sjöarna. Anledningen är sannolikt en kombination av kalkning och en ökad utlakning av kalcium och andra baskatjoner p.g.a. markförsurning. I ett stort antal sjöar sjönk pH-värdet under 1970-talet p.g.a. försurning och höjdes igen under 1980- och 1990-talet när sjöarna kalkades. Om snäckorna ännu inte hunnit kolonisera alla lokaler där vattenkvaliteten har förbättrats kan sjöarnas historia, i form av ett eventuellt försurningsskede, vara en viktig faktor för att förklara arternas utbredning idag.

Nationellt hotklassade arter

Totalt påträffades åtta nationellt hotklassade snäckarter.

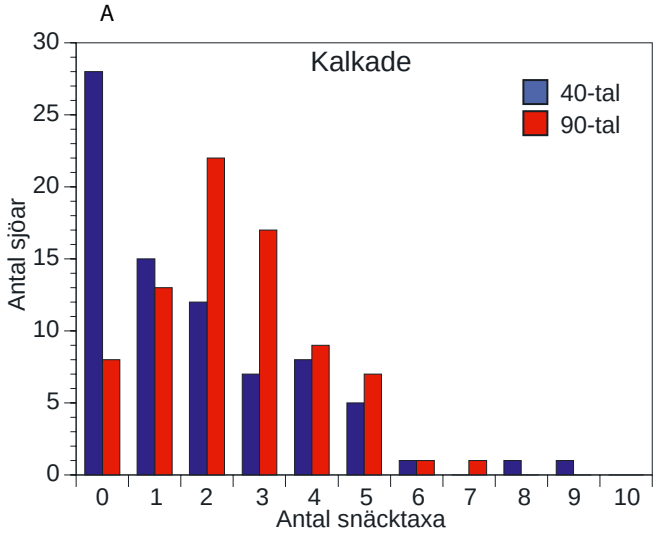
Art	Förekomstfrekvens (%)	Hotkategori
Marstoniopsis scholtzi	11,1	4
Valvata piscinalis	4,8	4
Gyraulus crista	3,7	4
Myxas glutinosa	2,6	3
Bithynia leachii	1,1	3
Omphiscola glabra	0,7	2
Gyraulus riparius	0,7	3
Valvata macrostoma	0,4	3

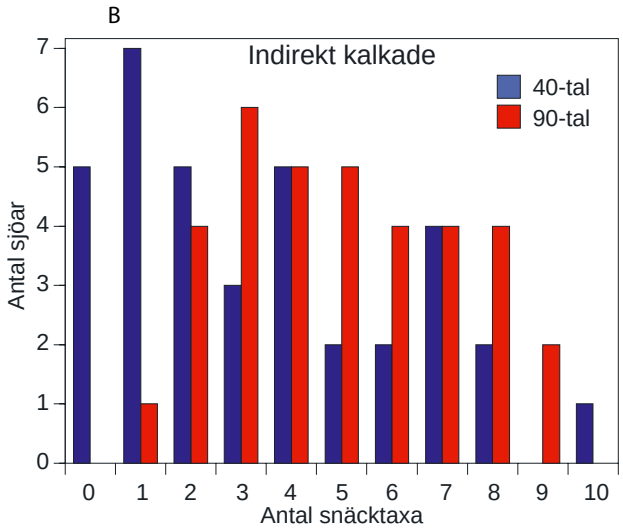
Bithynia leachii och *Omphiscola glabra* påträffades endast på lokaler med höga kalciumhalter. Den senare noterades dock endast på en lokal och andra undersökningar har visat att arten inte är fullt så kalkkrävande (2). De övriga rödlistade arterna påträffades även på lokaler med måttligt höga kalciumhalter. *Myxas glutinosa* är den hotklassade art som påträffades vid lägst kalciumhalt.

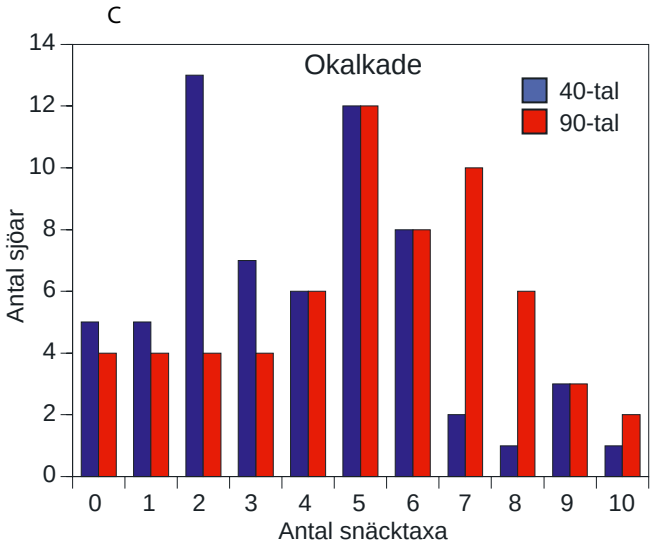
Jämförelser mellan 1940- och 1980-tal

På 1980-talet utfördes återinventeringar av Hubendicks lokaler i Älvsborgs, Kronobergs och Jönköpings län. Undersökningen i Älvsborg genomfördes 1980 och visade att antalet snäckarter per lokal hade minskat (8). Försurning angavs som en möjlig orsak till minskningen. En inventering i Kronobergs län samma år visade att bland de sura sjöarna utan alkalinitet hade andelen sjöar med snäckor minskat från 60 till 20 procent (9). Samma undersökning visade också att de vanligast förekommande snäckarterna hade samma utbredningsmönster och påträffades i samma frekvens medan de ovanligare snäckarterna framförallt *Marstoniopsis scholtzi* och *Myxas glutinosa* påträffades i en lägre frekvens.

En annan intressant uppgift var att skaltjockleken hos *Radix ovata/peregra* hade ökat jämfört med 1940-talet. Ökningen kan eventuellt vara en effekt av







Figur 5. Fördelning av antal snäckarter per lokal i kalkade (A), indirekt kalkade (B) och okalkade sjöar (C) på 1940- och 1990-talen.

miljöförändringar, eftersom de sjöar som hade snäckor med tjockast skal på 1980-talet antingen var påverkade av kalkning eller avloppsvatten (9).

Återinventeringen i Jönköpings län utfördes 1988 och visade att medelantalet snäckarter var oförändrat jämfört med 1940-talet (10). Även här påträffades de sällsynta arterna *Marstoniopsis scholtzi* och *Myxas glutinosa* i en lägre frekvens än på 1940-talet.

Det är viktigt att komma ihåg att man inte kan utesluta systematiska skillnader mellan återinventeringarna och Hubendicks undersökning. Det finns därför en viss osäkerhet i jämförelserna, framförallt när det gäller artantal och frekvenser av enskilda arter.

Jämförelser mellan 1940- och 1990-tal

En stor förändring mellan 1940-talet och 1990-talet var att antalet lokaler utan snäckor reducerats. Antalet sjölokaler utan snäckor har minskat från 39 till 12. Det var främst i näringsfattiga vatten, som senare har kalkats, som Hubendick inte påträffade några snäckor (figur 5). Geografiskt är de flesta av dessa lokaler belägna på småländska höglandet, i Jönköpings och Kronobergs län samt i sydvästra Kalmar län.

Vid en parvis jämförelse av sjöarna visade det sig även att antalet snäckarter per sjö var signifikant högre vid återinventeringen än på 1940-talet. Medel-

värdet har ökat från 2,8 till 4,0 snäckarter och medianvärdet har ökat från 2 till 4 arter. Ökningen gäller för såväl okalkade som kalkade och indirekt kalkade lokaler. Det är sannolikt att ökningen avspeglar en faktisk förändring men det går inte att utesluta att valet av lokaler vid provtagningen kan ha gett ett systematiskt fel, som bidrar till det högre artantalet. På det fåtal lokaler där alkaliniteten är låg (< 0,10 mekv/l) har dock inte antalet snäckarter ökat, vilket talar mot ett systematiskt fel.

De flesta snäckarterna påträffades i en högre frekvens än på 1940-talet och för nio arter är ökningen signifikant (tabell 1).

Tabell 1. Arter med signifikant högre förekomstfrekvens i sjöar under 1990- jämfört med 1940-talet uppdelat på olika sjökategorier.

Art	Alla	Kalkade	Indirekt kalkade	Okalkade*
Valvata piscinalis	x			
Batyomphalus contortus,	x			
Radix ovata/peregra	x	x		
Gyraulus acronicus	x	x		
Gyraulus albus	x	x	x	
Acroloxus lacustris,	x	x	x	x
Lymnaea stagnalis	x		x	x
Physa fontinalisx	x		x	x
Radix auricularia	x			x

*) endast okalkade sjöar med en alkalinitet >0,05 mekv/l.

Artförändringarna skiljer sig mellan de kalkade respektive okalkade sjöarna. I de kalkade sjöarna har frekvensen av *Gyraulus albus*, *G. acronicus* samt *Radix ovata/peregra* ökat markant. I de oförsurade och okalkade sjöarna är det istället *Lymnaea stagnalis* och *Physa fontinalis* som har ökat medan *Gyraulus albus* och *Radix ovata/peregra* förekommer i ungefär samma frekvens som på 1940-talet. I den grupp som klassificeras som indirekt kalkade har frekvensen ökat av *Gyraulus albus, Lymnaea stagnalis* och *Physa fontinalis*. Den enda arten med en signifikant frekvensökning i alla tre sjökategorierna är den lilla skålsnäckan *Acroloxus lacustris* (tabell 1).

Trots en högre frekvens är dock arternas utbredningsområden tämligen oförändrade.

Till skillnad från de vanligt förekommande arterna påträffades flera av de sällsynta och hotklassade arterna i en lägre frekvens än på 1940-talet. Antalet fynd av dessa arter är dock så få att det inte går att statistiskt säkerställa några förändringar.

De få mätningar av pH som finns gjorda i södra Sverige före 1960-talet tyder på att effekten av antropogen försurning i sötvatten var mycket begränsad på 1940-talet (7). Det är därför troligt att den artfattiga snäckfaunan som Hubendick dokumenterade i vissa områden, framförallt på småländska höglandet, var naturlig. Uppgiften att snäckor helt saknas i alkalinitetssvaga sjöar som riskerar att försuras (11) stämmer dock inte för sjöarna i undersökningsområdet. I tolv av de tjugofem sjöar där det senare finns dokumenterade pH-värden under den kritiska gränsen 5,1, påträffades det snäckor på 1940-talet. Då fanns således snäckor i en del av de svagt buffrade och sedermera försurade vattnen. Totalt påträffade Hubendick snäckor i 50 av de 78 sjöar i undersökningen, som senare kalkats under 1980- och 90-talen. I dessa sjöar var dock medianvärdet endast en snäckart per sjö. Vid återinventeringen påträffades snäckor i 70 av de 78 kalkade sjöarna och medianvärdet hade ökat till två snäckarter per sjö. I totalt tjugo sjöar som tidigare saknade snäckor eller där inga snäckor påträffades på grund av mycket låg täthet kan således nya

bestånd ha etablerats och artantalet sannolikt höjts. Detta indikerar att kalkningsverksamheten har förbättrat snäckornas situation.

Även om jämförelsen av undersökningarna inte visar på några storskaliga effekter orsakade av försurning finns det indikationer på att några hotklassade och ovanliga arter kan ha missgynnats. Arterna *Gyraulus laevis* (hotkategori 2), *Myxas glutinosa* (hotkategori 3) och *Valvata macrostoma* (hotkategori 3) samt en sällsynt art, *Planorbis carinatus*, har troligen försvunnit från sammanlagt sju sjöar på grund av försurning. I dessa sjöar har det uppmätts pH-värde 5,5 eller lägre före kalkning. De flesta av sjöarna ligger på småländska höglandet och är geografiskt isolerade från arternas övriga kända lokaler, vilket innebär att arternas utbredningsområde i Sydsverige kan ha minskat något. Dessa arter hittades även i totalt sett lägre frekvenser än på 1940-talet men fynden är för få för att kunna bekräftas statistiskt. Den hotklassade arten *Marstoniopsis scholtzi* (hotkategori 4) uppvisade dock ingen minskande tendens.

Framtiden

De 34 snäckarter som påträffades vid inventeringen har tillsammans ett brett spektrum av toleranser mot kalkhalts- och surhetsrelaterade variabler (figur 3). Man kan också vänta sig att finna företrädare för gruppen i stort sett i alla typer av vatten där pH kan förväntas överstiga 5,1. Sötvattensnäckor har därför en viktig roll som surhetsindikatorer inom miljöövervakningen.

Inventeringar av snäckfaunan kan fungera som ett komplement till annan bottenfaunaprovtagning. Särskilt gäller detta i miljöer där sparkprovtagning enligt Svensk Standard (SS-EN 27 828) är olämplig. Den är avsedd för hårdbottenprovtagning men kan med fördel kompletteras med snäckinventering t.ex. på lokaler med mjukbotten eller riklig vegetation. Snäckundersökningen i Kronobergs län 1980 tyder på att man även kan använda bl.a. snäckornas skaltjocklek som ett mått på miljöpåverkan (9). De möjligheter till bedömningar som skalen erbjuder är ännu långt ifrån utforskade och här kan en stor potential för miljöövervakning finnas.

I ett vidare perspektiv är bedömningar av olika arters beståndsutveckling en viktig uppgift inom miljöövervakning och naturvård. Tidsintervallet kan som här vara relativt långt (50 år) men det kan också vara mycket kortare. Om man håller sig till det längre perspektivet så återstår drygt 300 av Hubendicks totalt 600 lokaler att återinventera. Fortsatt återinventering kan dels visa om det skett förändringar i frekvens för de arter som har sitt huvudsakliga utbredningsområde utanför det nu undersökta området, dels får man bättre möjligheter att bedöma om förekomsten av sällsynta och hotade arter förändrats.

För att vid en nutida inventering ge en korrekt bild av snäckförekomsten i en region är det också nödvändigt att undersöka andra potentiellt lämpliga snäcklokaler. Här finns brister framför allt vad gäller mindre sjöar, dammar och tillfälliga vattensamlingar, som är underrepresenterade i den nu gjorda undersökningen. Där finns, som framgår av artikeln om inventering av småvatten i Skaraborgs län i denna årsskrift, mycket att hämta. Det faktum att ett flertal rödlistade arter är knutna till småvatten, gör en större inventering av snäckfaunan och den övriga bottenfaunan i dessa miljöer särskilt angelägen.

Avslutningsvis vill vi betona att undersökningar som denna är viktiga som referenser i tid och rum.

På samma sätt som Hubendicks undersökning gett värdefullt jämförelsematerial idag kommer förhoppningsvis denna undersökning att kunna användas som referensmaterial i framtiden. Detta underlättas av att lokalerna dokumenterats både i ord och bild samt av att allt bakgrundsmaterial inklusive de insamlade snäckorna och övrig bottenfauna finns arkiverade på Göteborgs Naturhistoriska Museum.

Referenser

(1) Hubendick, B. 1947. Die verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden. Zool. bidr. Upps. 24.

(2) Økland, J. 1990. Lakes and snails. Environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers. Universal Book Services/ Dr. W. Backhuys, Oegstgeest.

(3) Nilsson C., Ericsson U., Medin M., Sundberg I. 1998. Sötvattensnäckor i södra Sverige – en jämförelse med 1940-talet. Rapport 4902, Naturvårdsverket.

(4) Boycott, A. E. 1936. The habitats of freshwater mollusca in Britain. J. Anim. Ecol. 5: 116–186.

(5) Hubendick, B. 1949. Våra snäckor. Illustrerad handbok. Snäckor i sött och bräckt vatten. Bonniers förlag.

(6) Olsson, T.I. 1984. Winter sites and coldhardiness of two gastropod species in a boreal river. Polar biology 3: 227–230.

(7) Naturvårdsverket 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12. Naturvårdsverket.

(8) Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., Oscarson, H. G. 1981. Försurningsaspekter på förändringar i förekomsten av sötvattenmollusker mellan 1943–45 och 1980. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Naturvårdsenheten, 1981:2.

(9) Fiskenämnden och länsstyrelsen i Kronobergs län 1981. Försurningseffekter i vatten. Fiskenämnden och länsstyrelsen i Kronobergs län.

(10) Engblom, E., Lingdell, P.-E. 1993. Förslag till återinventeringsplan avseende 227 lokaler där Bengt Hubendick undersökte snäckfaunan åren 1943–1945. Limnodata HB.

(11) Lonergan, S.P., Rasmussen, J.B. 1996. A multi-taxonomic indicator of acidification: isolating the effects of pH from other water-chemistry variables1. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1778–1787.

Carin Nilsson & Mats Medin

Medins Sjö- och Åbiologi AB

Företagsvägen 2

435 33 Mölnlycke

Tel. 031–3380135

Ekolodet till hjälp i fiskövervakningen

Per Nyberg & Olle Enderlein
Fiskeriverket

Förekomsten av småfisk som lever i större sjöars fria vatten följs sedan cirka 10 år med hjälp av ekolodningar. Nu finns tidsserier från de tre största sjöarna att redovisa, liksom inventeringar i sju stora svenska sjöar.

I stora sjöar finns det i regel stora mängder fisk ute i de fria vattnen. Den fisk som lever fritt kringsimmande i vattenmassan kallas pelagisk fisk (av grekiska pelagos som betyder hav). Som typiska arter kan nämnas sik, siklöja och nors. De pelagiska fiskarterna är viktiga bytesfiskar och utgör ofta stapelfödan för viktiga rovfiskar som lax, öring och gös. Ur nyttosynpunkt är det viktigt att känna till bestånden av pelagiska fiskar eftersom de utgör födobasen för både yrkes- och fritidsfiskets nyckelarter. Bytesfisken påverkar också starkt sina bytesdjur och deras födoorganismer (se faktaruta).

I motsats till de pelagiska arterna finns bottenlevande (eller bentiska) arter. Typiska sådana arter är lake, gers och ål. Den viktigaste bentiska rovfisken är gädda.

För att undersöka fiskbestånd i mindre sjöar används ofta standardiserat nätprovfiske med översiktsnät. Dessa nät har flera olika maskstorlekar och kan därför fånga alla storlekar och arter av fisk.

Traditionella nätprovfisken med översiktsnät i det fria vattnet i stora och djupa sjöar är dock svåra att utföra och kostsamma om man eftersträvar säkra resultat. Ett annat problem med att samla information om fisk i de stora sjöarnas fiskfauna är att de viktigaste pelagiska fiskarterna och storlekarna

Fakta: Pelagisk näringsväv

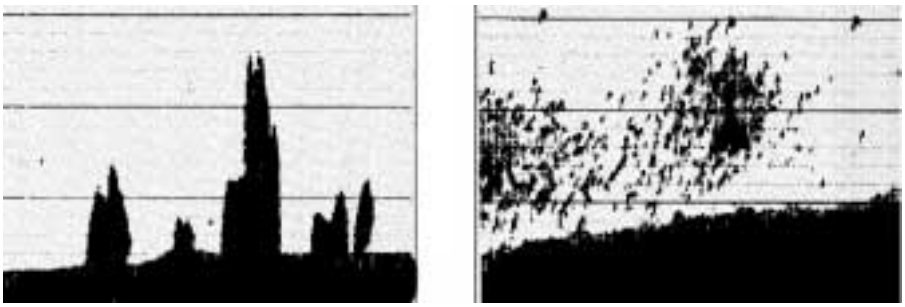
Basen för näringskedjorna är den växtmassa som produceras med hjälp av solljusets energi. I våra sjöar sköts detta till stor del av små frisvävande växtplankton. Till mindre del bidrar även produktion av fastsittande alger och rotade vattenväxter på grunda bottnar. I näringskedjornas bas ingår även organiska ämnen som tillförs från land.

Växtplankton konsumeras av djurplankton som i sin tur nyttjas av något större djur som olika akvatiska insekter och glacialrelikta kräftdjur, men främst av djurplanktonätande pelagisk fisk. I en pelagisk näringsväv ingår också alla andra fiskarter som i något livsstadium äter djurplankton. De mest typiska pelagiska arterna är dock sik, siklöja och nors.

I näringskedjans eller näringsvävens topp finns rovfisk (t.ex. lax, öring och gös), i liten grad fågel och i stor grad människan.

Medan siklöjan nästan uteslutande lever på djurplankton varierar nors sin diet mer. Som ung brukar nors ofta äta *Pallasea quadrispinosa*, ett bottenlevande kräftdjur i gruppen glacialrelikter. Andra pelagiska fiskar varierar också sin diet. Exempelvis äter siken i Vänern mycket av ett annat relikt kräftdjur, *Monoporeia affinis* (vitmärla). Lax lever förutom av siklöja och nors även av spigg.

Undersökningar har visat att den planktonätande fiskens konsumtion av djurplankton kan vara så stor i näringsrika sjöar att växtplanktonbiomassan ökar, p.g.a. att planktondjurens betning av växtplankton minskar. Även ovanligt stora kullar av djurplanktonätande fisk kan vissa år öka växtplanktonbiomassan genom att konsumera ovanligt mycket djurplankton.



A B

Figur 1. Ekogram från Vättern dagtid (1A) och natt (1B). I skymningen har stimmen av pelagisk fisk upplösts när de stiger för att äta djurplankton. Det är då lättare att urskilja enskilda fiskar.

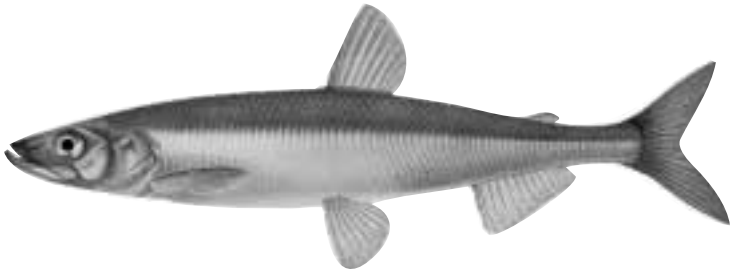
oftast inte ingår i fisket. Därmed finns det ingen fångststatistik som underlag för beståndsuppskattningar. Man kan till exempel inte veta hur stora norsbestånden är eftersom nästan ingen fiskar efter arten, och det är svårt att veta hur stora bestånden av unga siklöjor är eftersom fisket främst inriktas på lekmogen fisk. Därför måste man använda alternativa metoder för att följa de pelagiska fiskbestånden.

Ekoräkning

För att lösa uppgiften att räkna fiskar i den fria vattenmassan har hydroakustiska metoder utvecklats. Dessa utnyttjar ljudpulser för att få en ”radarbild” av de ekon som återkastas av enskilda fiskar, främst från simblåsan och skelettet. En praktisk nedre storleksgräns ligger vid ca 4 cm längd. Det är bara pelagisk fisk som går att räkna eftersom bottenfiskars ekon försvinner i ljudströmmen av ekon från bottnen. Ljudpulserna sänds ut från en givare monterad under eller vid sidan av båten. De återkastade ekona tas emot i samma givare. Ekots styrka mäts i decibel. Ekoräkning är en bra metod för i första hand djupare sjöar. Ekolodet registrerar fisktätheten från ca 2 m djup och nedåt. Detta innebär att man i grunda sjöar ”förlorar” en relativt stor andel av den totala sjövolymen. I andra länder pågår försök med ett horisontellt monterat ekolod, som alltså registrerar ekon framåt och åt sidorna. Metodproblemen består i detta fall främst i att man inte vet hur långt man ”ser”, genom att ekot inte reflekteras mot botten, som vid konventionell vertikal ekoräkning.

Dagtid samlas ofta pelagisk fisk i täta stim som ofta står nära botten. Därför är det svårt att räkna enskilda fiskars ekon dagtid (Figur 1A). I figuren visas hur tätt stimmen av fisk kan stå, faktiskt så tätt att ekot därifrån liknar ekot från botten. När ekolodstekniken utvecklades under andra världskriget för att jaga ubåtar missuppfattades ofta täta stim av fisk och räkor som falska havsbottnar (phantom bottoms). Ekoräkning i våra stora sjöar sker därför nattetid, då stimmen upplösts för födosök (figur 1B). Arbetet bedrivs under augusti–september då årsungarna av alla arter är tillräckligt stora för att kunna räknas, och nätterna mörka vilket ger större upplösning av stimmen.

Foto: Olle Enderlein



Nors, en pelagiskt levande laxfisk, som brukar karakteriseras av en tydlig gurklukt. Att det är en laxfisk ser man på förekomsten av fettfena, den bakre lilla ryggfenan. Arten förekommer naturligt bara i sjöar under högsta kustlinjen. Norsen fångas ytterst sparsamt i yrkesfisket i Vänern. Arten är en viktig bytesfisk för t ex lax och gös. Norsen leker oftast i större åars nedersta delar. Arten är Värmlands landskapsfisk.

I princip kan man säga att ju större fisk, desto större blir ekot. Därför kan man förutom att räkna enskilda fiskar även bestämma en ungefärlig storlek på fisken. Vilken fiskart det är som givit ljudeko kan man ofta avgöra direkt på storleken av ekot eller genom att studera fiskens/stimmets beteende och uppehållsplats. I sjöar med endast en pelagisk art eller två arter med olika uppträdande är detta tillfyllest. I sjöar med flera pelagiska arter måste man komplettera ekoräkningen med en samtidig trålning med en finmaskig (5 mm) trål. Ur trålfångsten ser man fördelningen på arter och storlekar. Att tråla över stora ytor är dock arbetsamt och dyrt, så trålningar sker bara som stickprov. Dessutom påverkar trålningen bestånden genom att fisken dör, till skillnad mot ekolodet där påverkan inskränker sig till ett eventuellt buller under en kort stund. Tre tråldrag (ytligt, i och under temperatursprångskiktet) inom några områden, beroende på sjöstorlek, används som ett medelvärde på sjöns fiskartsammansättning. Ekoräkning över stora arealer tolkas sedan med denna mall.

I praktiken är det bara de massförekommande pelagiska bytesfiskarnas bestånd som kan skattas. De enstaka större rovfiskarna är för få för att man skall kunna få tillförlitlig statistik på dem. Ekoräkning ger därmed ett bra mått på pelagiska bytesfiskar. Till skillnad mot provfiske med nät får man ett kvantitativt mått på fiskmängden, dvs man får en skattning av den faktiska fiskmängden per ytenhet. De inspelade ekona behandlas i dataprogram som beräknar fiskarnas antal, deras storlek samt vilket djup de uppehöll sig på.

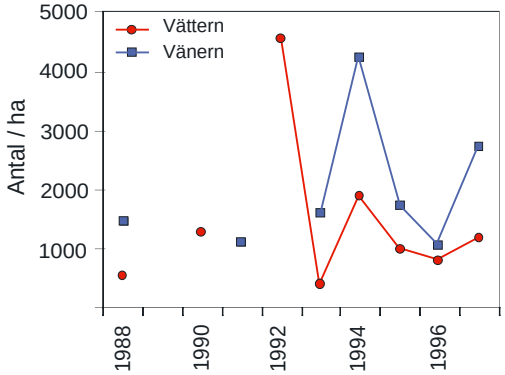
Årliga ekoräkningar sker i Vänern, Vättern och Mälaren sedan 1993. Med glesare och oregelbundna intervaller sker ekoräkning i andra stora sjöar: Storsjön, Torneträsk, Siljan, Ringsjön, Bolmen och Sommen.

Vid varje återbesök används en identisk procedur. Man kör utefter speciella linjer (transekter) i sjöarna. I våra tre största sjöar används Fiskeriverkets undersökningsfartyg Ancylus för ekoräkning och trålning. I mindre sjöar flyttas den mobila ekoräkningsutrustningen till en liten båt. Trålning utförs då som s.k. partrålning mellan två småbåtar. Trålningen brukar ta 30 minuter och utförs i ca 2 knops fart.

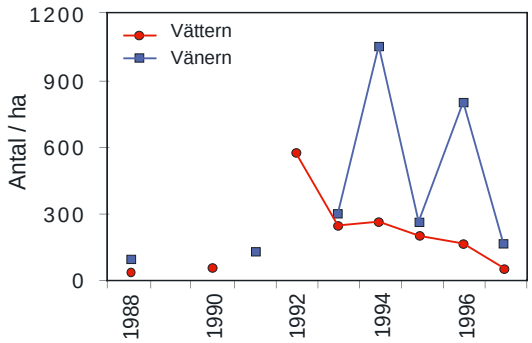
Beståndsutvecklingen för pelagisk bytesfisk i Vänern och Vättern

Både i Vänern och Vättern dominerar nors det pelagiska fisksamhället. Beståndet fluktuerar mellan åren men kan grovt sägas utgöras av 1000–4000 norsar per hektar sjöyta. De båda sjöarnas norsbestånd samvarierar och bestånden var rika 1994 respektive 1997 (figur 2). Norsen gynnas varma somrar då de unga fiskarna hinner tillväxa ordentligt inför vinterns svältperiod. Sommaren 1992 var också varm och gav en god årsklass av nors i Vättern (Vänern undersöktes ej detta år).

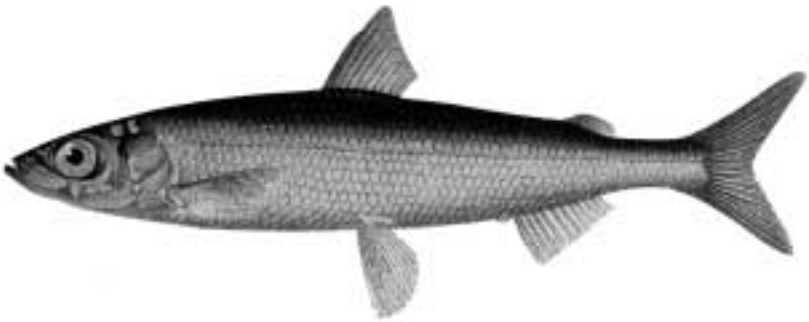
Siklöja är föremål för ett omfattande romfiske i Vänern, medan fisket i Vättern är av mindre omfattning. Bestånden av siklöja är generellt ca en femtedel av norsbestånden (figur 3). Även siklöja hade liksom nors god rekrytering 1994 i Vänern, men detta märktes knappast i Vättern. Årsklassen 1994



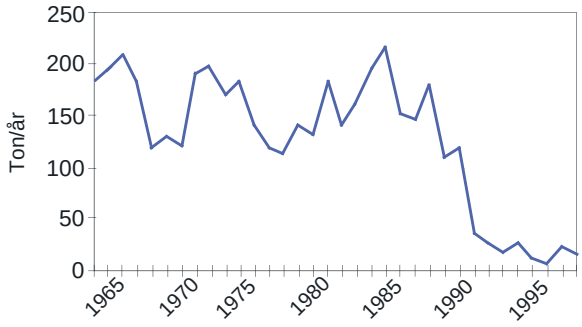
Figur 2. Beräknat antal nors per hektar i Vänern respektive Vättern 1988–1997. Årliga ekoräkningar startade först 1993.



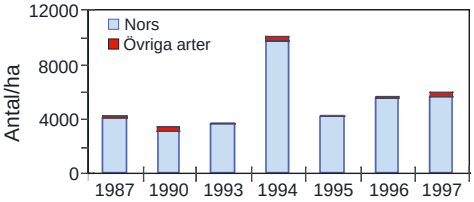
Figur 3. Beräknat antal siklöjor per hektar i Vänern respektive Vättern 1988–1997.



Siklöja, en pelagiskt levande laxfisk (fettfena). Liksom norsen förekommer den naturligt bara i sjöar under högsta kustlinjen. Till skillnad mot norsen leker den uteslutande i sjön, över steniga grundbottnar. Rommen från siklöja utgör en ekonomiskt mycket viktig del av Vänerfisket, och tidigare även i Mälaren. Arten är Norrbottens landskapsfisk.



Figur 4. Yrkesfiskets fångster av siklöja i Mälaren 1964–1997.



Figur 5. Beräknat antal nors och övriga arter (sammanslagna) per hektar vid ekoräkningar i den centrala fjärden Prästfjärden, Mälaren, 1987–1997.

gav ett bra romfiske på siklöja hösten 1996 i Vänern. Totalt uppgår fångsten av siklöja till ca 1 kg/hektar årligen i sjön, vilket kan jämföras med ett bestånd på ca 30 kg/ha.

I Vättern förekom en ovanligt rik årsklass av siklöja, nors och spigg den varma sommaren 1992. Eftersom Vättern är näringsfattig blev siklöjebeståndet och norsbeståndet så stort att svält drabbade siklöjorna sommaren 1993. Döda siklöjor kunde påträffas ute i sjön, vilket således var helt ”naturligt”.

Utgående från de mängder av bytesfisk som förekommit i de båda sjöarna under 1996–97 har Fiskeriverket gjort den bedömningen att fisket eller laxutsättningarna (som sker i båda sjöarna) inte hotar bytesfiskbestånden. De fluktuationer som förekommer mellan åren är naturliga och innebär att sjöarnas näringsvävar påverkas dynamiskt, en dynamik som främst är kopplad till klimatet.

Utvecklingen av pelagisk bytesfisk i Mälaren

Mälaren skiljer sig från de två största svenska sjöarna genom att sjön är sönderbruten i en mängd fjärdar. Liksom i Vänern och Vättern är nors och siklöja de viktigaste pelagiska bytesfiskarna. I Mälaren har dock beståndet av siklöja minskat radikalt. Fram till 1989 var siklöjerom den ekonomiskt viktigaste fångsten i yrkesfisket och fångsten av siklöja var 110–230 ton/år (Figur 4).

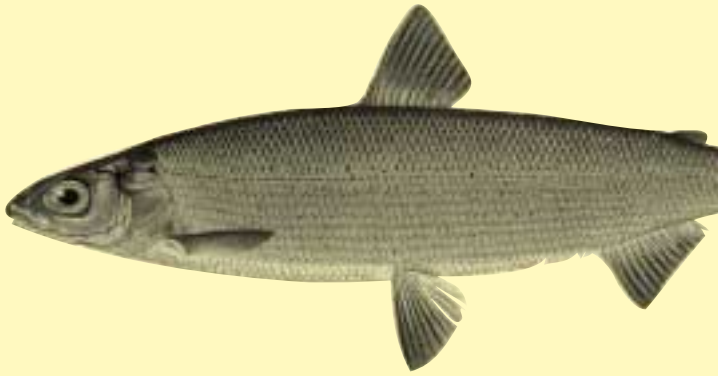
Ekoräkningar och nätprovfisken har visat att de senaste åren med bra rekrytering av siklöja var 1984–85. År 1988 förväntades en bra årskull på grund av den varma sommaren, men kullen uteblev nästan helt. Omfattande ekoräkningar har visat att rekryteringen i stort sett varit mycket svag i de centrala fjärdarna också under hela 1990-talet. Något starkare bestånd av siklöja finns nu kvar i de två fjärdarna Blacken (utanför Eskilstuna/Torshälla i väster) och Ekoln (sjöns nordostligaste del, nedströms Uppsala). År 1994–95 förekom relativt goda årsklasser i Blacken och Ekoln.

I de centrala delarna dör siklöjelarverna efter att de kommit in till de strandnära uppväxtområdena på våren. Den dåliga rekryteringen har sammanfallit med dåliga isvintrar. De år då isen ligger endast en kort tid misslyckas rekryteringen. Siklöjan leker i november och äggen läggs på hårda bottnar på 2–30 m djup. Äggen utvecklas långsamt i det kalla vattnet och kläcker först i månadsskiftet april–maj. Rommen tycks vara fullt vital och kläcker i normal omfattning. På något sätt verkar det vara fiskynglens första dagar, när de äter sina första djurplankton, som tycks vara kritiska. Själva mekanismen bakom rekryteringens misslyckande är dock inte känd. Det kan vara så att siklöjeynglet kläcks fel i förhållande till sin huvudföda eller så att giftiga algformer utvecklas vissa år. Fortsatt miljöövervakning får visa om detta är ett naturligt fenomen eller inducerat av mänsklig aktivitet.

Foto: Olle Enderlein

Den pelagiska fiskfaunan i de centrala fjärdarna domineras av nors, som når något högre tätheter per hektar än i Vänern och Vättern (Figur 5 resp. 2). Liksom i de senare sjöarna hade norsen i Mälaren en bra rekrytering den

Sik är ett samlingsnamn för minst sex olika arter, t ex asp-, sand- och älvsik. Till skillnad från nors och siklöja kan vissa sikbestånd (eller åtminstone de större individerna) leva på bottenföda, främst snäckor. Siken utgörs således av flera arter och kan därför variera betydligt i storlek, från fiskar på ett hekto till 5 kg. Arten är Ångermanlands landskapsfisk.



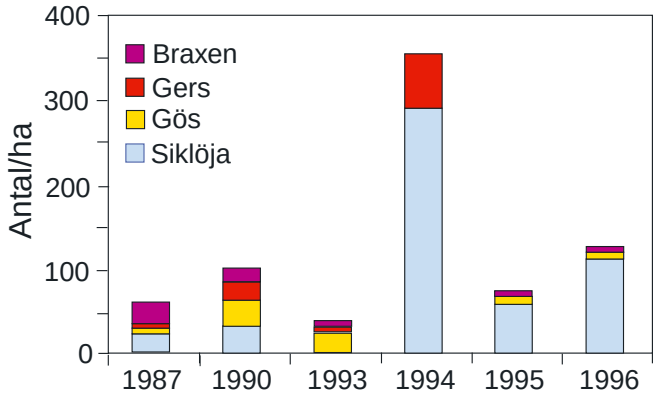
Fakta: Pelagiska fisksamhällen i olika sjötyper

Rödingen invandrade som första fiskart till de högt belägna fjällsjöarna i landet efter inlandsisens avsmältning. I många sjösystem medförde den successiva landhöjningen att vandringshinder uppstod för senare invandrande arter, vilket resulterat i att rödingen förekommer som enda art i dessa sjöar. I många av dessa har tyvärr skett utsättningar av främst öring och/eller sik under detta århundrande. I det ursprungliga stadiet då rödingen är/var enda art, förekommer rödingen pelagiskt främst under sommarhalvåret, då djurplanktonproduktionen är hög. I dessa enartsbestånd blir rödingen kannibal och fiskätande, gamla och storvuxna individer äter av unga och/eller småvuxna och djurplanktonätande individer. I samma sjö kan också förekomma en rödingform som lever på djurplankton och pelagiskt hela året. Den utgör då föda för storvuxna och fiskätande individer. Detta är det enklaste pelagiska fisksamhället, med bara en enda förekommande art. Om sik kommer in i ett sådant system, tar den över pelagialen eftersom den är en bättre djurplanktonätare än rödingen. Rödingen blir ytterst sällan fiskätande i sådana sjöar, men om öring förekommer kan den överta rödingens roll som pelagisk rovfisk (predator) och livnär sig då i första hand på småsik. På lägre höjd tillkommer ofta de mer utpräglat pelagiska arterna nors och siklöja, vilka då tar över i det pelagiska fisksamhället, beroende på att de är betydligt skickligare djurplanktonätare än tidigare nämnda arter. I de sjöar som ligger över högsta kustlinjen har dessa arter nästan undantagslöst blivit inplanterade. Av de två arterna är siklöjan den mest specialiserade djurplanktonätaren och lever på i stort sett bara planktiska kräftdjur hela livet, medan norsen är specialist på att även äta större kräftdjur och då främst ishavsrelikterna *Mysis relicta* (pungräka) och märlkräftdjur (*Monoporeia affinis*, *Pallasea quadrispinosa* och *Gammaracanthus lacustris*). Norsen kan dock också vara fiskätande och kannibal redan vid en storlek på strax över 15 cm.

I de stora mellansvenska sjöarna Vänern, Vättern och i viss mån Mälaren är miljön mångskiftande och hög sommartemperatur och stora djup medför att dessa sjöar blir temperaturskiktade, med ett kallt bottenvatten och varmt ytvatten sommartid. Detta gör att det finns utrymme för både pelagiska varm- och kallvattenarter. Typiska pelagiska kallvattenarter, som huvudsakligen förekommer under det s.k. temperatursprångskiktet sommartid, är siklöja, sik och rovfiskarna lax, öring samt röding (Vättern), medan varmvattenarterna gös, fiskätande abborre och mört uppehåller sig i det varma ytligare vattnet. I vissa fall kan även småspigg förekomma, vilken då uppehåller sig omedelbart under vattenytan, för att inte upptäckas av rovfiskarna. Nors intar en mellanställning och kan förekomma såväl djupt i kallvattnet som ytligare, främst beroende på om den starka konkurrenten siklöja förekommer eller inte.

I de näringsrika slättlandssjöarna är gös den viktigaste rovfisken. Det pelagiska fisksamhället förskjuts ofta från laxfisk (siklöja, sik, nors) till karpfiskar (benlöja, mört, braxen, björkna, faren). Framför allt sik brukar saknas i denna sjötyp, medan siklöja finns kvar om sjön är tillräckligt djup (dvs har ett kallt och syrerikt bottenvatten). Ju näringsrikare och varmare sjön blir desto mer missgynnas laxfiskarna och istället vandrar olika karpfiskar ut pelagialt, t.ex. mört och braxen som annars uppehåller sig bottennära. Vattnet i dessa sjöar brukar vara grumligt vilket passar gösens jaktteknik och syn bra. Gösen simmar ifatt bytet bakifrån och jagar främst i sen skymning – tidig gryning i svagt ljus.

Benlöja, en pelagisk karpfisk, som är vanlig i varma och näringsrika sjöar samt långsamflytande stora åar. Den saknar laxfiskarnas fettfena, men har liksom siklöja och nors underbett. Benlöjan står ofta högt i vattnet, gärna nära ytan och lever av djurplankton och insekter som landar på vattenytan. Arten är Närkes landskapsfisk.



Figur 6. Beräknat antal "övriga arter" (braxen, gers, gös och siklöja) vid ekoräkning i Prästfjärden, Mälaren, exklusive nors.

varma sommaren 1994. Likaså siklöjan hade en något bättre rekrytering detta år, men tätheterna av siklöja perioden 1987–1997 har endast varit 30–300 individer/hektar (figur 6). Siklöjan i den näringsrikare nordliga fjärden Ekoln nådde under samma period som bäst upp i tätheter av 1000 siklöjor/hektar, vilket var i paritet med resultaten på 100–1000/hektar i Vänern och Vättern (figur 3).

Ekoräkningsresultaten från Mälaren visar också att i denna varmare, näringsrikare och mindre sjö vandrar tillfälligt braxen och gers ut i pelagialen. Även beståndet av unga gösar är så stort att det kan kvantifieras med ekoräkning. Årsklasserna av gös 1992, 1994 och 1997 var starka tack vare varma eftersomrar. Årsklassen 1992 nådde över 40 cm längd 1997 och har därmed ingått i fångsten (minimimåttet för gös i fisket är 40 cm). År 1999 kommer 1994 års klass in i fisket som lär bli bra. Det yrkesmässiga fisket av gös i Mälaren uppgår till 100–150 ton per år.

Fiskeriverket bedömer att gösfisket i Mälaren inte bör öka och att minimimåttet för gös bör höjas för att öka avkastningen. Bytesfiskbestånden tål en hårdare betning från gösens sida. Orsakerna till det havererade siklöjebeståndet bör utredas närmare.

Normal förekomst av pelagisk fisk

Som framgått ovan så finns det vissa skillnader i mängden pelagisk fisk i de stora sjöarna. Beståndens storlek ökar med ökad temperatur och näringsrikedom. Störst täthet av pelagiskt levande fisk har vid Fiskeriverkets undersök-

ningar noterats i Ringsjön i Skåne och lägst täthet i den kalla och näringsfattiga Siljan i Dalarna (Tabell 1). Sveriges fjärde största sjö Hjälmaren är näringsrik och skulle därmed ha ett stort pelagiskt fiskbestånd, om det inte vore för det ringa sjödjupet. Stora delar av sjön är grundare än 6 m (maxdjup 19 m) och kan därför inte hysa siklöja eftersom något kallt bottenvatten inte kvarstår under sommaren – hela sjön blir varm (se faktaruta). Nors förekommer, men dessutom vandrar normalt bottenlevande fiskar (abborre och mört) tillfälligt ut i den fria vattenmassan och äter av pelagialens dukade bord.

Tabell 1. Beräknad mängd av pelagiskt levande fisk vid ekoräkning i Sveriges större sjöar.

Sjö	Areal (km^2)	Höjd (m)	Medel-djup (m)	Pelagisk fisk Kg/ha	Pelagisk fisk Antal/ha
Ringsjön	39	55	Ca 4	500	15000
Mälaren	1200	0,7	12,8	130	4000
Hjälmaren	484	22	6,1	50	1000
Vänern	55005	44	27	50	1500
Vättern	1860	89	40,8	30	500
Storsjön	456	294	17,3	25	100
Siljan	289	159	28	15	300

Utöver pelagisk fisk förekommer bottenlevande fisk i sjöarna. Generellt är mängden bottenfisk lägre eller som mest i paritet med den pelagiala biomassan i stora sjöar. Detta innebär grovt en total biomassa av fisk på 30–600 kg/hektar i våra större sjöar.

Övervakning av fisk och näringsdjur i de stora sjöarna

De fyra stora sjöarnas totala värden framgår klart om man ser till några enkla fakta. För det första utgör dessa sjöar riksintressen enligt Naturresurslagen. För det andra kan 80% av landets 53 fiskarter i sötvatten påträffas i de fyra sjöarna och dessutom en stor del av artrikedomen när det gäller glacialrelikta kräftdjur. Ser man enbart till fiskar så hyser Vänern 7 rödlistade arter, Vättern 5, Mälaren 4 och Hjälmaren 3. För det tredje bor cirka en sjättedel av landets befolkning intill de fyra stora sjöarna och en halv miljon människor fritidsfiskar i dem. För det fjärde finns strax över 200 yrkesfiskare i dessa sjöar.

Med beaktande av den stora biologiska mångfald som finns, kombinerat med det stora utnyttjandet av sjöarna, så är den miljöövervakningsinsats som sker idag förhållandevis liten, t.ex. sker ingen övervakning av de rödlistade fiskarterna.

När det gäller övervakningen av det pelagiska ekosystemet saknas till stora delar integreringen mellan de olika delarna av näringskedjorna. Vi saknar idag den direkta kopplingen mellan vattenkvalitet, plankton och fisk. Varje sak undersöks för sig, men ömsesidig påverkan mellan t.ex. plankton och fisk är ännu dåligt studerad. Här är kanske problemet att den viktiga djurgruppen glacialrelikta kräftdjur inte följs med riktad provtagning i miljöövervakningsprogrammet och kanske ännu mer specifikt att dess enda pelagiska representant (*Mysis relicta*) inte följs alls. Det är väsentligt att försök görs att studera denna ömsesidiga påverkan inom näringskedjorna. På så sätt kan miljöövervakningsprogrammet anpassas så att vi mäter rätt saker.

Som framgått av redovisningen ovan är det ytterst viktigt med långa tidsserier för att kunna skilja naturliga variationer (klimat) från mänsklig påverkan. För varje år som går kommer därför prognosmöjligheterna att öka i de modeller som tas fram i miljöövervakningen, dvs för varje ytterligare år ökar möjligheten att detektera störningar. Det är därför av största vikt att miljöövervakningsprogrammen åtminstone får fortlöpa ostörda, samtidigt som data kontinuerligt måste utvärderas.

Per Nyberg
Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro
Tel. 019-32 35 10
Olle Enderlein
Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium
178 93 Drottningholm
Tel. 08-620 04 00

Foto: Olle Enderlein

Rapporter, rapporter, rapporter, rapporter

Resultat från den regionala miljöövervakningen publiceras ofta i rapporter med begränsad spridning. Ett vanligt forum är skriftserier från länsstyrelserna, men beställda utvärderingar kan också komma från experter/konsulter. Denna typ av rapporter når betydligt färre läsare än liknande rapporter som behandlar den nationella miljöövervakningen och som ofta publiceras i Naturvårdsverkets Rapportserie.

Genom att ge en lista på aktuella rapporter hoppas vi därför öka kännedomen om den regionala miljöövervakningen. Listan omfattar rapporter som sänts in till Naturvårdsverket. Rapporterna måste således nå Naturvårdsverkets miljöövervakningsavdelning för att komma med, vilket troligen innebär att denna lista inte visar hela utgivningen. Vi har ordnat rapporterna länsvis, samt angett titlar och källor, eftersom vi bedömt detta som viktigast.

AB Provfisken i regionala tidsseriesjöar i Stockholms län 1997 – Delrapport PM från Lst, daterad 980204

AB Provfiske i Mälaren 1996 – samarbete mellan AB-, C-, D- och U-län Lst rapport nr 1998, U:21

D Biologisk mångfald i södermanländska sjöar – Bedömning av naturvärdesstatus utifrån bottenfaunans artsammansättning Lst Rapport nr 1998:1

E Växtplankton i tolv sjöar i Östergötlands län 1996 Rapport, Limnologiska Inst. Uppsala Univ.

E Växtplankton i sex sjöar i Östergötlands län 1997 Rapport, Limnologiska Inst. Uppsala Univ.

F Kompletterande test av System Aqua Lst meddelande 1998:32

F Förslag till manual för System Aqua Meddelande 1997:52

F Hur fungerar System Aqua – en sammanställning och utvärdering av projekt inom miljöövervakningens specialprojektområde "System Aqua 1997" Meddelande 1997:54

F Sammanställning av resultat från kommunala ytvattentäkter 1994–96 Lst meddelande 1998:15

F Undersökning av naturlig mellanårsvariation hos meiofauna i Vättern Rapport nr 51 från Vätternvårdsförbundet

F Vätternvårdsförbundet, årsskrift 1998 Rapport nr 53 från Vätternvårdsförbundet

F Sötvattensnäckor i södra Sverige Naturvårdsverket Rapport 4903

F Nätprovfiske i fyra referenssjöar 1995 Lst meddelande 1998:17

F Flodpärlmussla. Kartläggning av sex bestånd i Jönköpings län 1994 Lst meddelande 1998:31

G Referensvatten i Kronobergs län 1983–1997 Rapport från Lst

H Elfiskeundersökningar på miljöövervakningsstationerna i Kalmar län 1997 Lst meddelande 1997:39

H Rapport om kvicksilver i Kalmar läns sjöar och kustvatten Kalmar läns luftvårdsförbund

H Försurningsläget i Kalmar län 1984–96 – en utvärdering av data från kalkreferenssjöar och särskilda icke kalkade vatten Lst meddelande 1997:22

K Övervakning av sjöhjortron (*Nostoc zetterstedtii*) i Blekinge Lst i K-län, ISBN 91-86810-58-8

K Bottenfauna i Blekinge län 1997 – en undersökning av bottenfaunan i 6 sjöar och vid 22 lokaler i rinnande vatten Lst i K-län, ISBN 91-86810-57-X

N Avrinning från brukad skogsmark – beskrivning av lämpliga avrinningsområden för RMÖ i Hallands län Lst meddelande 1996:5

O Småvatten i Skaraborg – resultat från en inventering inom den regionala miljöövervakningen 1997 Lst 1998:3

O Övervakning av flodpärlmussla 1997 Lst rapport 1998:9

O Elfiskeundersökningar i tillrinningsbäckar till Vättern 1997 Lst rapport 1998:13

O Elfiskeundersökningar i Älvsborgs län 1997 Lst rapport 1998:6

O Undersökningar av bottenfauna i Älvsborgs län 1997 Lst rapport 1998:7

O Effekter på bottenfauna av ändrad kalkningsstrategi i Vätterbäckar Lst rapport 1998:5

R Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/97 Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 5 1998

S Inventering av fågelskär i Vänern 1997 Lst rapport 1998:5

S Vänern 1997. Årsskrift från Vänerns vattenvårdsförbund Rapport nr 6, 1998

S Vänern natur och miljö Rapport från Vänerns vattenvårdsförbund

T Biologisk undersökning av 2 sjöar och 12 vattendrag inom Örebro län 1997 Lst publikation 1998:13

U Miljöövervakning i Mälaren 1997. Sammanfattning Rapport, Inst. f. miljöanalys, SLU

U Miljöövervakning i Mälarens fjärdar och sund 1997 Rapport, Inst. f. miljöanalys, SLU

U Förslag till objekt för miljöövervakning i västmanländska vattendrag Rapport 1996:3

W Försurat eller naturligt surt? – En undersökning av den historiska pH-utvecklingen i tre sjöar i Gyllbergen Lst rapport 1998:7

X Uttern i Gävleborg tio år senare Lst rapport 1998:11

Miljöövervakning i sjöar och vattendrag

Den nationella miljöövervakningen finansieras till stor del genom medel från Naturvårdsverket till följande delprogram:

Landsomfattande sjö- och vattendragsinventeringar

Dessa undersökningar syftar till att ge en överblick över det samlade beståndet av svenska sjöar och vattendrag och påverkan av försurning, övergödning och förekomst av metaller. Under senare år har resultat från sjöinventeringarna bl.a. utgjort underlag för internationella överenskommelser om utsläppsbegränsningar av svavel och kväve.

Nationella sjöinventeringar har genomförts vart femte år sedan 1972/1975. Tidigare undersöktes främst de vattenkemiska förhållandena, men vid 1995 års sjöinventering, som omfattande omkring 3 000 sjöar, provtogs i ett urval av sjöar också djurlivet på grunda bottnar.

Samtidigt med 1995 års sjöinventering genomfördes för första gången en landsomfattande vattendragsinventering. Bottenfauna och vattenkemi provtogs i ca 700 vattendrag.

Utförare: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala

Kontaktpersoner: Anders Wilander, tel. 018-67 31 11 (kemi), Richard Johnson, tel. 018-67 31 27 (biologi).

Tidsseriesjöar och -vattendrag

Detta delprogram syftar till att följa mellanårsvariationer och förändringar över tiden i ett för landet representativt urval av sjöar och vattendrag som inte är direkt påverkade av utsläpp eller intensiv markanvändning. Resultaten skall också kunna användas som referens vid tolkning av de periodvisa, landsomfattande inventeringarna och för bedömning av förändringar i mer påverkade vattenområden.

Delprogrammet omfattar omkring 80 sjöar och 50 vattendrag. I sjöarna tas kemiska prov 3–4 gånger årligen och växtplankton samt bottenfaunaprov en gång per år. I vattendragen tas kemiprov 12 ggr per år. De längsta tidsserierna från vattendragen omfattar närmare 30 år. Sjöarna följs sedan mitten av 80-talet.

Utförare: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala

Kontaktpersoner: Anders Wilander, tel. 018-67 31 11 (kemi), Richard Johnson, tel. 018-67 31 27 (biologi).

Integrerad, intensiv övervakning av sjöar och vattendrag

Detta delprogram syftar till att belysa naturlig variation och förändringar över tiden och interaktioner mellan olika trofiska nivåer samt att ge underlag för modellering av fysikalisk-kemiska och biologiska samband. Kemi- och planktonprov tas 7–8 ggr per år. Sjöarna provfiskas årligen och bottenfaunaprov tas en gång per år.

Programmet omfattar 15 sjöar som också ingår i föregående delprogram. I 15 intensivundersökta vattendrag provfiskas årligen samt görs kemi- och bottenfaunaprovtagningar.

Programmet utgör referens i relation till uppföljningen av kalkningseffekter (se nedan)

Utförare: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala, Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium, 178 93 Drottningholm (fisk), Limnodata HB, Gunnilbo 20C, 739 92 Skinnskatteberg (litoralfauna vattendrag).

Kontaktpersoner: Richard Johnson, tel. 018-67 31 27 (biologi), Anders Wilander, tel. 018-67 31 11 (kemi).

Flodmynningar

Avrinningen av näringsämnen och andra substanser från olika geografiska områden och tillförseln till kust och hav studeras i detta delprogram, som omfattar totalt 50 stationer. För många flodmynningar finns kontinuerliga tidsserier sedan mitten av 60-talet.

Utförare: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala

Kontaktpersoner: Anders Wilander, tel. 018-67 31 11

Miljögifter i biologiskt material

Halter av vissa organiska miljögifter och metaller i fisk studeras i ett mindre antal sjöar. Prover från andra sjöar läggs i provbank för framtida analyser.

Utförare: Naturhistoriska Riksmuseet, Gruppen för miljögiftsforskning, Box 50007, 104 05 Stockholm.

Kontaktperson: Anders Bignert, tel. 08-666 40 00.

Integrerad kalkeffektuppföljning (IKEU)

Långsiktiga effekter av kalkning följs i 14 sjöar och 18 vattendrag. Programmet skall visa om den svenska kalkningsverksamheten återskapar ekosystem som liknar situationen före försurning samt avgöra om kalkningseffekten leder till oönskade effekter i sjöar och vattendrag.

Utförare: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala (vattenkemi, viss biologi), ITM Solna, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm (metaller, sediment), Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium, 178 93 Drottningholm (fisk, projektledning), Limnodata HB, Gunnilbo 20C, 739 92 Skinnskatteberg (litoralfauna vattendrag).

Kontaktperson: Magnus Appelberg, tel.08-620 04 35 (projektledare).

Vid sidan av de nationella programmen bedrivs miljöövervakning länseller vattenområdesvis enligt följande:

Regional miljöövervakning

Länsstyrelserna bedriver enskilt eller i samverkan miljöövervakning med delvis samma programstruktur och syften som gäller nationellt, dvs med länsvisa sjö- och vattendragsinventeringar samt tidsseriesjöar och -vattendrag. Därtill förekommer specialundersökningar av objekt som är av särskilt intresse för resp. län. Undersökningarna organiseras av länsstyrelserna och finanserias till stor del via Naturvårdsverket.

Utförare: Varierande.

Kontaktpersoner: Länens miljöövervakningsansvariga.

Regional kalkeffektuppföljning

I anslutning till kalkningen av sjöar och vattendrag bedrivs en effektuppföljning efter program från länsstyrelserna och med godkännande av Naturvårdsverket. Den vattenkemiska effektuppföljningen omfattar ca 7 500 sjöar och 700 vattendrag. Även biologisk effektuppföljning utförs.

Utförare: Varierande.

Kontaktpersoner: Kalkningsansvariga på länsstyrelserna.

Samordnad recipientkontroll (SRK)

Kopplat till föroreningsutsläpp och annan påverkan bedrivs fortlöpande avrinningsområdesvisa undersökningar i regi av vattenvårdsförbund och vattenförbund. Verksamheten omfattade 1993 drygt 700 provpunkter i sjöar och 1 500 provpunkter i vattendrag.

Utförare: Varierande.

Kontaktpersoner: Vattenvårdsförbund och vattenförbund.

Förutom ovanstående program som direkt syftar till att studera miljötillstånd och miljöförändringar sker långsiktiga observationer av bl.a:

Vattenföring

SMHI:s observationer eller beräknade värden för vattenföring används för beräkningar av materialtransporter med vattendragen inom såväl den nationella som den regionala miljöövervakningen.

Utförare: SMHI, 601 76 Norrköping.

Kontaktperson: Sven-Erik Westman, tel. 011-15 84 86.

Pelagisk fisk i de stora sjöarna

Biomassan av pelagisk fisk i de tre största svenska sjöarna undersöks årligen genom Fiskeriverkets försorg.

Utförare: Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Kontaktperson: Per Nyberg, tel. 019-32 35 10.

Ett system av datavärdskap för miljöövervakningen är under uppbyggnad i naturvårdsverkets regi. Följande har hittills inrättats:

Datavärdskap sjöar och vattendrag

Omfattning: Nationella och regionala delprogram enligt ovan utom vad gäller hydrologi, miljögifter i sediment och biologiskt material samt fisk.

Datavärd: Inst. f. miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala.

Kontaktperson: Bert Karlsson, tel. 018-67 31 19.

Datavärdskap miljögifter i sediment och biologiskt material

Omfattning: Miljögifter i nationella och regionala delprogram enligt ovan.

Datavärd: IVL, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Box 47086, 40258 Göteborg

Kontaktperson: Håkan Blomgren, tel. 031-725 62 00.

Datavärdskap provfisken

Omfattning: Statistik från provfisken inom framförallt den regionala och nationella kalkeffektuppföljningen.

Datavärd: Fiskeriverkets sötvattenlaboratorium, 178 93 Drottningholm.

Kontaktperson: Magnus Appelberg, tel. 08-620 04 35.

NATUR VÅRDS VERKET

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET SLU