



Djurplanktonutveckling i fyra kalkade sjöar efter återetablering av mört

Av

Christina Ekström¹⁾ och Björn Bergquist²⁾

¹⁾ Ekströms Hydrobiokonsult
N. Mälarstrand 82
112 35 Stockholm
E-mail:christina.ekstrom@mail.bip.net

²⁾ Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium
178 93 Drottningholm
E-mail:bjorn.bergquist@fiskeriverket.se

Djurplanktonutveckling i fyra kalkade sjöar efter återetablering av mört

Av

Christina Ekström och Björn Bergquist

Tryck 2007/10
Upplaga 40 ex
©Inst för miljöanalys
ISSN 1403-977X

Innehåll

Sammanfattning	Sid
1. Inledning	2
2. Material och metoder	4
2.1 Sjöbeskrivningar	4
2.2 Vattenkemi och siktdjup	7
2.3 Fisk	7
2.3.1 Återintroduktion av mört	7
2.3.2 Provfisken	8
2.4 Djurplankton	8
2.4.1 Provtagning	8
2.4.2 Analys och artbestämning	8
3. Resultat	10
3.1 Vattenkemi	10
3.2 Fisk	11
3.3 Djurplankton	14
3.3.1 Antal taxa	14
3.3.2 Individtäthet och biomassa	16
3.3.3 Enskilda arter/taxa	20
3.3.4 Jämförelser mellan hämtare	22
4. Diskussion	23
5. Referenser	28
7. Appendix	35

Sammanfattning

Efter kalkning och återintroduktion av mört har självreproducerande bestånd av mört återetablerats i Husevattnet, Tinnsjön, Surtesjön, Nässjön. Återetableringstiden har varierat kraftigt mellan sjöarna, från några år upp till 10 år. De olika långa etableringstiderna har haft betydelse för djurplanktonsamhällets utveckling i de enskilda sjöarna efter återintroduktionen av mört. I alla sjöarna har skett en signifikant ökning av det totala antalet djurplanktontaxa. Individtätheten och biomassan visar dock inte samma tydliga respons. Individtätheten visar en mindre ökning i två av sjöarna och biomassan har bara ökat i en sjö. Skillnaderna i respons beror troligen på att etableringstiden för mörten har varierat kraftigt mellan sjöarna.

I Nässjön, där de största förändringarna i djurplanktonsamhället har observerades, erhöles efter återetableringen en ökad individtäthet och biomassa av rotatorier, cladocerer och cyclopoida copepoder. Samtidigt minskade individtätheten och den genomsnittliga storleken (längden) hos den storvuxna och fiskpredationskänsliga arten *Daphnia longispina*. Den ersattes av de mer småväxta och mindre predationskänsliga arterna *Ceriodaphnia quadrangula* och *Daphnia cristata*. Förändringarna i djurplanktonsamhället var minst uttalade i Surtesjön och Tinnsjön där mörtetableringen tog längst tid. I båda sjöarna ökade medelantalet taxa, men förändringarna i individtäthet och biomassa var obetydliga. På grund av den långa etableringstiden för mörten i dessa båda sjöar hade troligen effekterna på djurplanktonsamhället inte nått full utveckling under den sista undersökningsperioden 2001-02. Återetableringen av mört har medfört att fiskpredationen på djurplanktonsamhället har ökat och detta har i sin tur påverkat medelstorleken hos flera predationskänsliga arter. I Nässjön noterades exempelvis en minskad medelstorlek hos arterna *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longispina*, *Daphnia cristata* och *Daphnia longispina*.

Trots att förändringarna i djurplanktonsamhället har varit olika uttalade i de olika sjöarna finns det indikationer på att näringstillgången och växtplanktonproduktionen har ökat efter mörtetableringen. I alla sjöarna har exempelvis vattenfärgen ökat medan siktdjupet har minskat. Återetableringen av mört har troligen starkt bidragit till förändringarna i vattenkvalitet och därmed påskyndat sjöarnas utveckling mot planktonsamhällen med en art sammansättning, mångfald och produktion motsvarande vad som fanns före försurningen.

1. Inledning

I påtagligt försurade sjöar med pH-värden under 5,4 sker en omfattande utslagning av organismer på alla nivåer, och särskilt utsatta är växt- och djurplanktonsamhällena (Almer *et al.* 1974, Hörnström & Ekström 1983, Hörnström *et al.* 1993). Utslagningen av växt- och djurplankton medför att försurade sjöar har mycket få arter och en låg plankton-produktion (Almer *et al.* 1974, Hörnström *et al.* 1993, Stenson *et al.* 1993, Degerman *et al.* 1995). Växt- och djurplankton påverkas främst av toxiska effekter av lågt pH och höga metallhalter (Muniz 1991, Stenson *et al.* 1993, Degerman *et al.* 1995, Larsson 1995), men också av en lägre näringstillgång (Broberg & Persson 1984, Jansson *et al.* 1986, Bernes 1991). Dessutom medför utslagningen av försurningskänsliga fiskarter som mört ett minskat predationstryck på planktonsamhället, vilket påverkar artsammansättningen hos både växt- och djurplankton (Almer *et al.* 1978, Appelberg *et al.* 1993, Degerman *et al.* 1995).

Näringstillgången i de försurade sjöarna minskar främst genom en ökad fastläggning av fosfor i marken inom avrinningsområdet och en utfällning av fosfor i sjön på grund av höga halter av löst järn- och aluminium (Persson & Broberg 1985, Jansson *et al.* 1986, Bernes 1991). Tillgången på näring blir också lägre genom att den interna omsättning av näringsämnen minskar på grund av strukturella förändringarna i fisk- och planktonsamhället (Almer *et al.* 1978, Hörnström *et al.* 1993, Degerman *et al.* 1995). De mest försurade sjöarna har de lägsta fosforhalterna (Almer *et al.* 1978, Nyberg *et al.* 1986). Enligt Nyberg *et al.* (1986) kan totalfosforhalten reduceras upp till 50%. Den näringsfattiga och toxiska miljön resulterar i en mycket låg planktonproduktion och ett ökat siktdjup (Stenson *et al.* 1993).

I sura sjöar är djurplanktonsamhället kraftigt reducerat både till art och individantal, särskilt inom grupperna hinnkräftor (Cladocera) och hjuldjur (Rotatoria). Gruppen hoppkräftor (Copepoda) som omfattar flera arter relativt toleranta mot surt vatten påverkas dock inte lika mycket. Cladocerer som förekommer i sura vatten är *Bosmina longispina* och *B. coregoni* och ibland också *Holopedium gibberum* och *Diaphanosoma brachyurum* (Morling & Pejler 1990, Hörnström *et al.* 1993, Stenson *et al.* 1993). Släktet *Daphnia* saknas i de flesta sura sjöar, men kan påträffas i starkt humösa vatten (Hörnström *et al.* 1984, Berzins och Bertilsson 1990). Rotatorier som finns kvar i försurade sjöar tillhör i regel släktena *Polyarthra*, *Asplanchna*, *Keratella* och *Kellicottia* (Morling & Pejler 1990, Hörnström *et al.* 1993, Stenson *et al.* 1993). Copepoder som är toleranta mot försurning är exempelvis *Eudiaptomus gracilis* som ofta är den helt dominerande arten (Stenson *et al.* 1993). Arter tillhörande släktena *Cyclops* och *Heterocope* förekommer däremot mera sparsamt (Nilssen *et al.* 1984, Hörnström *et al.* 1993). Artfattigdomen hos djurplankton i sura vatten beror vanligtvis i högre grad på födobrist och aluminiumtoxicitet än på lågt pH (Hörnström *et al.* 1984, Sarvala & Halsinaho 1990, Hörnström *et al.* 1993).

När sjöarna kalkas erhålls direkt en förbättrad vattenkvalitet genom en höjning av pH, alkalinitet, kalciumhalt och konduktivitet (Wilander *et al.* 1995). Ofta ökar också vattenfärgen medan vattnets siktdjup och halt av aluminium minskar (*op cit.*). Om de vattenkemiska målen (pH > 6,0 och alkalinitet > 0,05 mekv/l) är uppfyllda och halterna av toxiskt aluminium har minskat erhålls även en ökad biologisk produktion (Degerman *et al.* 1995). Efter kalkning förbättras den kvarvarande fiskens reproduktion samtidigt som det sker en normalisering av växt- och djurplanktonförekomsten (Nyberg *et al.* 1986, Degerman *et al.* 1995, Larsson 1995). Planktonsamhällets artantal, individtäthet och biomassa ökar successivt med tiden efter 1:a kalkning (Stenson *et al.* 1993, Appelberg 1995, Degerman *et al.* 1995, Larsson 1995, Nyberg 1998). Bland djurplankton ökar framför allt förekomsten av rotatorier och cladocerer

(Eriksson *et al.* 1983, Hörnström *et al.* 1993, Stenson *et al.* 1993). Direkt efter kalkning erhålls ofta en kraftig uppblomstring av cladocerer som *Diaphanosoma brachyurum* och *Ceriodaphnia quadrangula* (Eriksson *et al.* 1983, Hörnström *et al.* 1993). Den senare är ofta mer talrik i kalkade sjöar än i okalkade sjöar inom samma område (Hörnström *et al.* 1993, Söderbäck 1997, Persson & Ekström 2001). Även förekomsten av copepoder, t ex. *Cyclops* spp. och *Heterocope appendiculata*, ökar efter kalkning. Cladoceren *Holopedium gibberum* som är en vanlig art i oligotrofa sjöar (Pejler 1965) minskar däremot ofta i antal efter kalkning (Appelberg *et al.* 1990, Blomquist *et al.* 1994).

Kvardröjande försurningseffekter i form av surstötter och höga halter av oorganiskt aluminium, samt en utebliven återetablering av utslagna fiskarter medför dock ofta att djurplanktonsamhällets återhämtning försvåras eller uteblir. Ett stort antal studier har visat att fiskbeståndets artsammansättning och individtäthet har en stor betydelse för planktonsamhällets struktur och artsammansättning (Post & McQueen 1987, Vanni 1987, Kitchell & Carpenter 1988, Persson *et al.* 1988, Gliwicz & Pijanowska 1989). I sjöar som har en begränsad förekomst av planktonätande fisk dominerar djurplanktonsamhället i regel av stora växtplanktonätande arter (t. ex. *Daphnia* spp.) medan förekomsten av små cladocerer och rotatorier är liten (Cryer *et al.* 1986, Kerfoot 1987, Post & McQueen 1987). När förekomsten av planktonätande fiskarter som mört och siklöja ökar så minskar i regel förekomsten av *Daphnia* spp. medan andelen små djurplankton som *Bosmina* spp. ökar i vattenmassan (McQueen *et al.* 1986, Kerfoot 1987, Post & McQueen 1987, Kitchell & Carpenter 1988).

Fiskarna påverkar även omsättningen av näringsämnen (främst fosfor), både direkt via födosök och födoing, och indirekt genom en selektiv predation på plankton och bottendjur (Andersson *et al.* 1978, Nakashima & Legget 1980, Shapiro & Carlson 1982, Stenson 1988, Horppila & Kairesalo 1992). Eftersom födoval och födosök varierar mellan olika fiskarter påverkas omsättningen av näringsämnen i olika hög grad beroende på fiskbeståndets artsammansättning. Mört och braxen är i allmänhet effektivare på att utnyttja djurplankton som föda än abborre och i näringsrika sjöar dominerar dessa båda arter över abborre (Lessmark 1983, Persson 1987, Andersson *et al.* 1988, Persson *et al.* 1988). Mört är en av de vanligaste fiskarterna i Sverige men också en av de försurningskänsligaste. Den får en kraftigt störd reproduktionen redan när vattnets pH-värde sjunker under 6,0 (Appelberg *et al.* 1989, Bernes 1991). Äldre individer kan dock finnas kvar i vattnet under många år och ofta krävs det att pH har varit under 6,0 en längre tid innan mörtens försvinner helt (Halldén 1994, Dahlberg & Bergquist 2000).

Mört och braxen påverkar sjöarnas interna fosforomsättning mer än vad abborre gör genom att de vid sina födosök i större utsträckning grumlar upp sedimentpartiklar från botten, vilket ökar vattnets grumlighet och fosforhalt (Nakashima & Legget 1982, Andersson *et al.* 1988, Meijer *et al.* 1990). Sedimentinnehållet i mag-tarmkanalen hos mört är i många fall positivt korrelerat till mängden fosfor som avges till omgivande vatten (Brabrand *et al.* 1984). Mört och braxen för således genom sina födosök i bottensedimentet upp fosfor från botten upp till den fria vattenmassan.

I sjöarna Husevattnet, Tinnsjön, Surtesjön och Nässjön har fisk- och djurplanktonsamhället undersökts både före och efter återetableringen av mört. De undersökta sjöarna är alla relativt näringsfattiga och har tidigare varit kraftigt försurade med pH-värden under 5,0 men återförts till normalt pH genom kalkning. Undersökningarna av fisk- och djurplanktonsamhället har perioden 1988-2002. Syftet med undersökningen har varit att studera effekterna av en återetablering av mört på djurplanktonsamhällets artrikedom och storleksfördelning. Ett

förväntat resultat av återetableringen är en ökad artrikedom och en minskad medelstorlek hos djurplanktonsamhället. Provfisken och djurplanktonprovtagningar har dessutom genomförts i två mindre sjöar, Fågletjärnet och Kasebosjön, som saknade mört under perioden 1988-91. Föreliggande rapport utgör dock främst en redovisning och analys av fisk- och djurplanktonutvecklingen i de undersökta mörtsjöarna efter kalkning och återetablering av mört.

2. Material och metoder

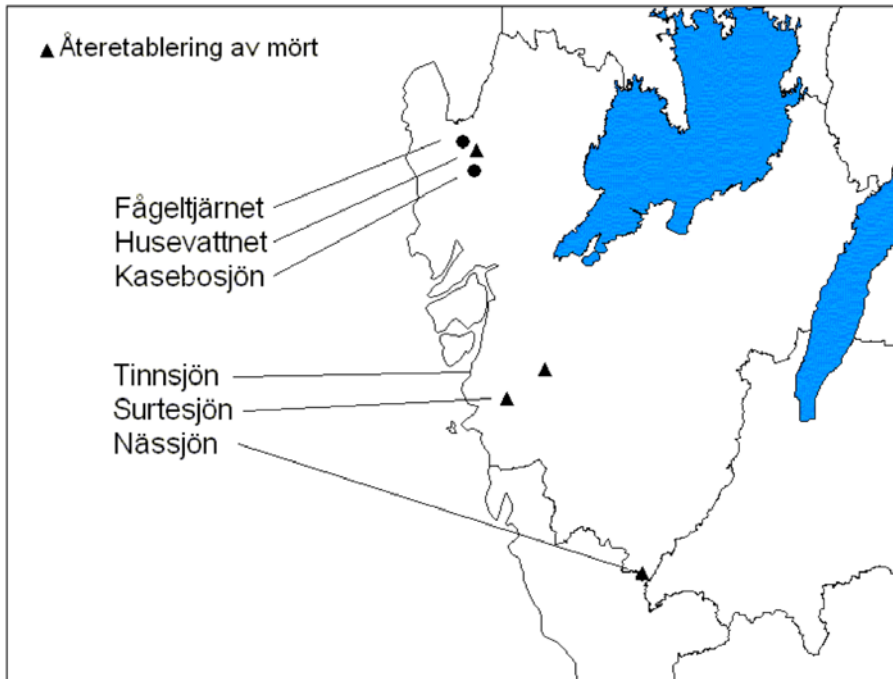
2.1 Sjöbeskrivningar

De undersökta sjöarna är alla belägna i sydvästra Sverige i Västra Götalands län (Figur 1). Tre av sjöarna, Fågletjärnet, Husevattnet och Kasebosjön ligger i Kynnefjällsområdet inom Tanums kommun. Av de övriga så är Tinnsjön belägen i Risveden i Ale kommun, medan Surtesjön är belägen nära Surte samhälle i Vättlefjällsområdet (Göteborgs kommun). Den sjätte, Nässjön, ligger i Svenljunga kommun och tillhör i Fegens vattensystem. Sjöarna är relativt små med en yta från 4 ha upp till 126 ha och de har ett relativt litet tillrinningsområde (Tabell 1).

Tabell 1. Geografiska uppgifter för de undersökta sjöarna i Västra Götalands län

Kommun	Sjönamn	Xkoord	Ykoord	Aro (km ²)	M ö h	Yta (km ²)	Max-djup (m)	Medel-djup (m)	Oms. tid (år)
Tanum	Fågletjärnet	652862	125651	0,5	110	0,04	7,5	3,5	0,4
Tanum	Husevattnet	652464	126251	8,6	134	0,23	8,5	3,8	0,2
Tanum	Kasebosjön	651611	126121	1,4	147	0,10	11,0	4,0	0,6
Ale	Tinnsjön	643013	129183	7,3	97	1,26	12,0	3,2	1,3
Göteborg	Surtesjön	641768	127580	4,3	98	1,02	12,0	3,3	3,5
Svenljunga	Nässjön	634180	133441	3,9	140	0,57	11,0	3,0	1,0

Fågletjärnet är en liten och relativt vindskyddad källsjö med ett smalt vegetationsbälte av bladvass och gäddnate i strandzonen. Den är bara 4 ha stor men relativt djup i förhållande till ytan. Vattnet är brunt och humöst. Sjön tillhör Såghultsbäckens vattensystem som mynnar i Norra Bullaresjön. Före kalkning var Fågletjärnet kraftigt försurad och i början av 1980-talet uppmättes pH-värden ned till 4,4 (1982-12-17). Sjön kalkades första gången 1985 och från och med 1988 har tjärnen kalkats varje år. Endast abborre och ål förekom i sjön innan kalkning. Mört fångades i sjön först efter den första mörtutsättningen 1989. På grund av att Vägverket 1991-92 sänkte Fågletjärnets vattenyta mer än 0,5 m vid ombyggnaden av riksväg 164 så avslutades undersökningarna i sjön innan något mörtbestånd hade etablerats.



Figur 1. De undersökta sjöarnas läge inom Västra Götalands län

Husevattnet är en 23 ha stor sjö med relativt brunt och humöst vatten. Den har ett glesst men på vissa ställen brett vegetationsbälte av sjösäv (kolvass), bladvass och gul näckros längs stränderna. Husevattnet ingår i Kynneälvs vattensystem som mynnar i norra delen av Södra Bullaresjön. Före kalkning uppmättes pH-värden ned till 4,7 (1983-01-21). Sjön kalkades första gången 1984 och från och med 1988 så kalkas sjön varje år. Fiskarter som förekommer i sjön är abborre, gädda, mört och ål. Ingen mörtutsättning har genomförts i sjön utan mörtbeståndet har etablerats genom en invandring av mört från sjöar i samma vattensystem.

Kasebosjön är en 10 ha stor källsjö med ett klart vatten (siktdjup ca 6 m) och branta klippstränder. Vattenvegetation förekommer endast mycket sparsamt längs stränderna och består huvudsakligen av sjöfräken, bladvass, gul och vit näckros. Sjön ingår i Kynneälvs vattensystem. Före kalkning var sjön kraftigt försurad och i början av 1980-talet uppmättes det pH-värden ned till 4,2 (1983-01-25). Kasebosjön kalkades första gången 1984 och från och med 1988 så kalkas sjön varje år. I sjön finns abborre, gädda och ål. Tidigare för ca 50 år sedan fanns även mört. Undersökningarna i Kasebosjön avslutades 1990 på grund av utebliven finansiering, samt sjöns otillgängliga läge (långt från farbar väg) inom Kynnefjälls-området.

Tinnsjön är en 126 ha stor näringsfattig och något humös källsjö i Grönån/Forsåns vattensystem som mynnar i Göta älv. Sjön är reglerad och stränderna är mestadels blockiga/klippiga eller sandiga med inslag av dybottnar i vissa vikar. Vegetationen består till största delen av notblomster och kolvass i glesa bestånd även om vissa vikar och den norra delen av sjön är mera vegetations-rik med bestånd av bladvass, sjöfräken, gul och vit näckros. Sjön omges mestadels av kuperad terräng med granskog och ljungrik tallskog. På åsen väster om sjön finns inslag av ek medan i området öster om sjön domineras av omfattande kalhyggen och myrmarker. Regleringsdammen i sjöns utlopp utgör ett definitivt vandringshinder för fisk. Före kalkning var Tinnsjön kraftigt försurad med pH-värden ned till 4,1 (1978-03-15) och höga halter av aluminium. Sjön kalkades första gången 1978 och har kalkats regelbundet varje eller vartannat år sedan 1981. Fiskarter som förekommer i sjön är abborre, gädda, mört, ål och

regnbåge. Förekomsten av regnbåge beror på att det görs regelbundna utsättningar av regnbåge i den norra delen av sjön. Mörten dog ut i Tinnsjön på 1960-talet men vuxna mörtar återetablerades i sjön under 1980-talet genom utsläpp av agnfisk, dock utan att bilda ett reproducerande bestånd. Innan sjön försurades fanns det också elritsa i utloppsbäcken men arten har inte återkommit efter kalkning.

Surtesjön är en 102 ha stor klarvattenssjö som är omgiven av branta och klippiga stränder. Vattenvegetationen utgörs huvudsakligen av notblomster som förekommer rikligt på grundbottnarna. Andra vanligt förekommande växter är gul näckros och löktåg (*Juncus bulbosus*). Sjön undersöktes med avseende på försurningspåverkan redan 1970 och 1971 (vattenprovtagning och nätprovfiske). Vid 1970 års provtagning hade vattnet ett pH-värde på 4,5 och vid provfisket 1971 fångades enbart abborre och gädda. Det lägsta uppmätta pH-värdet före kalkning är 4,2 som uppmättes i december 1979. Surtesjön kalkades första gången vintern 1975/1976, men sedan dröjde det ända till 1981 innan nästa kalkning genomfördes. Från och med 1986 har dock regelbundna kalkningar av normal omfattning genomförts.

I Surtesjön finns idag abborre, mört, gädda och regnbåge. Förekomsten av regnbåge upprätthålls genom regelbundna utsättningar som görs av Sportfiskarna i Göteborgsdistriktet. Mörten försvann från Surtesjön redan på 1920-talet då sjön försurades av utsläpp från Surte glasbruk, men återkom/återintroducerades sedan under 1930-talet. I och med den tilltagande försurningen under 1960-talet försvann dock mörten återigen, och under perioden 1970-1981 påträffades mört endast vid några enstaka tillfällen. I samband med det provfiske som Sötvattenslaboratoriet genomförde i Surtesjön 1976 observerades exempelvis unga mörtar som kan ha varit födda i sjön.

Nässjön är en 57 ha stor sjö med ett svagt brunfärgat och humöst vatten. Sjön har en teoretisk vattenomsättningstid på ca 1 år och ett medeldjup på 3,0 m. Den är uppdelad i två halvöar av en rullstensås som går tvärs över sjön i nord-sydlig riktning. Den västra halvan av sjön är betydligt grundare och mera vegetationsrik än den östra. MedelVattenvegetationen är dock bara sparsamt förekommande i sjön och kala stenstränder dominerar. Vanligt förekommande arter är gul näckros, notblomster, och kolvass. Före kalkning var sjön kraftigt försurad och under perioden 1971 -1983 uppmättes, trots upprepade kalkningar med hydratkalk, pH-värden ned till 4,0 (våren 1976) och 4,2 (1982-02-03). Den första kalkningen genomfördes 1971 med 2 ton jordbrukskalk. Denna låga giva hade dock ingen effekt på vattnets pH-värde och därför kalkades Nässjön med ca 60 ton hydratkalk (20% CaO) både 1972 och 1973. De pH-höjningar som erhöles var dock relativt måttliga och kortvariga på grund av otillräcklig kalktillsats och sjön återförsurades flera gånger, trots upprepade kalkningar med hydratkalk, under perioden 1972-1983. Först 1985 genomfördes en ordentlig kalkning av sjön med rent kalkstensmjöl och en tillräckligt volymanpassad giva. Den uppströms liggande Porssjön (12 ha) kalkades dessutom först 1989.

I Nässjön förekommer idag abborre, gädda, mört, braxen och ål. Reproduktionsstörningar hos mört noterades första gången 1970 och småmört observerades bara vissa år (1973 och 1975) under 1970-talet. En första utsättning av mört gjordes hösten 1975 då 1160 vuxna mörtar sattes ut. Utsättningen gav dock inget reproducerande bestånd på grund av fortsatt låga pH-värden efter kalkning utan bara ett restbestånd av enstaka större mörtar. Innan Nässjön försurades under 1960-talet så var den mycket fiskrik med stora bestånd av abborre och mört. Under 1950-talet gjordes det också omfattande ålutsättningar i sjön.

2.2 Vattenkemi och siktdjup

Vattenprover för vattenkemisk analys har tagits i de undersökta sjöarna av personal från berörda län och kommuner, Sportfiskarnas Göteborgsdistrikt (Surtesjön) och Sötvattenslaboratoriet. Prover har tagits både före kalkning och efter kalkning. Huvuddelen av provtagningarna har utförts som ett led i kalkningsverksamhetens allmänna uppföljningsprogram. Undersökningsperiodernas längd har varierat i de olika sjöarna beroende på att undersökningarna och kalkningarna har startat vid olika tidpunkt. I tre av sjöarna finns data redan från tidigt 1970-tal (i två fall ännu tidigare) fram till 2002. För sjöarna belägna i Kynnefjällsområdet startade dock provtagningarna först under 1980-talet då regelbundna kalkningar började genomföras i sjöarna.

Provtagningsfrekvensen har varierat från enstaka prov per år till flera prover per år. Den vattenkemiska analysen har i regel omfattat analys av pH, alkalinitet, vattenfärg, konduktivitet och kalcium. I begränsad omfattning har även totalfosfor och totalaluminium analyserats. Sjöarnas siktdjup har i några få fall undersökts i samband med vattenprovtagningen, men merparten av siktdjupsmätningarna har genomförts vid djurplanktonprovtagning eller provfisken.

2.3 Fisk

2.3.1 Återintroduktion av mört

I Fågletjärnet gjordes 1989-90 en utsättning av ett 50-tal mörtar från Norra Bullaresjön. I maj 1991 gjordes sedan en ny utsättning med ca 300 mörtar från Södra Kornsjön. I Kasebosjön gjordes en enda utsättning 1991 med 76 mörtar från Södra Kornsjön.

I sjön **Husevattnet** har ingen utsättning av mört gjorts utan mörten har återetablerats naturligt genom återkolonisation från andra sjöar i vattensystemet.

I **Tinnsjön** har Abborrsjöns fiskevårdsförening satt ut ca 2900 lekmörtar från Sköldsån under åren 1989-1992. De följande två åren gjorde man dessutom utsättningar med ca 430 lekmörtar från Hultasjön. Totalt har ca 3330 mörtar satts ut i Tinnsjön. De första två åren sattes mörten ut enbart i den norra viken vid Vitesand, men därefter har mört även satts ut i Ottersjön som är en avsnörd vik i den nordöstra delen av Tinnsjön.

I **Surtesjön** har Sportfiskarna i Göteborgsdistriktet satt ut mörtrom under perioden 1987-1990. Varje år satte man ut 5-8 liter mörtrom. Dessa utsättningar gav dock inget synbart resultat utan det var först efter en utsättning av ett 80-tal betesmörtar under vintern 1989/1990 som mört fångades i samband med provfiske.

I **Nässjön** gjordes en första utsättning av mört hösten 1975 då 1160 vuxna mörtar sattes ut. Utsättningen gav dock inget bestående resultat och i februari 1990 gjordes en ny utsättning av 2000 vuxna mörtar i Nässjön. Året därefter upprepades utsättningen med ca 4000 mörtar. Utsättningsmaterialet hämtades båda åren från sjön Åsunden. Under 1991 sattes det dessutom ut ett tiotal braxen i Nässjön. Braxen hämtades från Stora Svansjön som ligger i samma vattensystem som Nässjön.

2.3.2 Provfisken

Fiskbestånden i de undersökta sjöarna har undersökts genom provfisken med bottensatta biologiska översiktsnät som har sektioner med olika maskstorlekar. Provfiskena har genomförts både som oklassificerade inventeringsprovfisken med ett begränsat antal nät och som standardiserade provfisken där antalet använda nät (nätnätter) är betydligt fler och relaterade till sjöns storlek och djup. Provfiskemetodiken finns beskriven i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2001) och i Fiskeriverkets informationsserie (Kinnerbäck 2001). Före 1994 användes översiktsnät som omfattade 14 maskstorlekar (Drottningholm-14), men från och med 1994 har översiktsnät med 12 maskstorlekar (Norden-12) använts. Vid de oklassificerade inventeringsprovfisken som genomfördes under 1970-talet och i början av 1980-talet användes översiktsnät med 12 maskstorlekar (Drottningholm-12).

I Fågletjärnet och Kasebosjön har standardiserade provfisken enbart genomförts under perioden 1988-1991. I Kasebosjön har dock även ett inventeringsprovfiske gjorts 1983, d. v. s. innan kalkning. I Husevattnet har 9 st standardiserade provfisken genomförts under perioden 1988-2002. Inledningsvis (1988-1992) gjordes provfisken varje år, men därefter har provfiskena genomförts med några års intervall. Dessutom har ett inventeringsprovfiske genomförts före kalkning (1983). I Tinnsjön har provfiskeverksamheten omfattat ett inventeringsprovfiske 1980 (före kalkning) och 8 standardiserade provfisken under perioden 1989-2002. Under åren 1989-1993 genomfördes provfisken varje år men därefter har provfiskena genomförts med några års intervall. Surtesjön har undersökts med inventeringsprovfisken under åren 1971, 1976 och 1981 inom ramen för en nationell försurningsinventering i södra Sverige. Efter kalkning har 7 standardiserade provfisken genomförts i Surtesjön under perioden 1988-2002. Provfiskena har genomförts med några års intervall. I Nässjön gjordes ett inventeringsprovfiske 1976 som också utgjorde en del av den nationella försurningsinventeringen. Efter kalkning har det sedan under perioden 1988-2002 genomförts 9 standardiserade provfisken. Provfiskena har genomförts årligen under perioden 1988-1993, men därefter med några års intervall.

2.4 Djurplankton

2.4.1 Provtagning

Djurplanktonproverna har tagits med rörhämtare i en djupprofil från ytan till botten vid den djupaste punkten i varje sjö under perioden juni-september. I varje djupprofil har flera delprover tagits. Vattnet från de olika djupnivåerna har sedan slagits ihop till ett vertikalt integrerat blandprov (samlingsprov) i en stor hink. De första åren (1988-90) filtrerades de erhållna blandproverna genom ett filter med en maskvidd på 65 μm , men från och med 1991 har filter med en maskvidd på 45 μm använts. Innehållet på filtret överfördes kvantitativt till en 100 ml glasflaska med hjälp av sprutflaska och tratt, samt konserverades med jodjodkalium lösning (Lugols lösning).

Under perioden 1988-1992 användes enbart Ramberghämtare, men under åren 2001 och 2002 togs även parallella prov med Limnoshämtare. Ett delprov taget med Ramberghämtare omfattar en vattenpelare med 2 m längd och en volym på 2 liter, medan ett delprov taget med Limnoshämtare omfattar en vattenpelare med 1 m längd och en volym på 7 liter. Vid provtagning med Ramberghämtare togs prov i en djupprofil ned till följande djup; Fågletjärnet 6 m, Husevattnet 8 m, Kasebosjön och Nässjön 10 m, samt Tinnsjön och

Surtesjön 12 m. Med Limnoshämtaren togs prov från djupskikten 0-3 m, 3-6 m och 6-9 m, med undantag för Nässjön där prov togs från djupskikten 0-3 m, 5-6 m och 8-9 m.

Planktonprovtagning har genomförts i de undersökta sjöarna under två olika perioder, åren 1988-1992 och 2001-2002. I Fågletjärnet och Kasebosjön togs dock inga djurplanktonprover under den senare perioden. I Surtesjön togs inte heller några prover åren 1990-91. Provtagningsfrekvensen under olika år framgår av tabell 2.

Tabell 2. Provtagningsfrekvens (antal tillfällen per år) för djurplankton i de undersökta sjöarna under de båda undersökningsperioderna.

Sjönamn	1988	1989	1990	1991	1992		2001	2002
Fågletjärnet	3	2	3	2	-			
Kasebosjön	3	2	3	2	-			
Husevattnet	3	2	3	2	2		2	1
Tinnsjön	-	3	3	2	2		2	1
Surtesjön	2	3	-	-	1		2	1
Nässjön	-	3	3	2	2		2	1

2.4.2 Analys och artbestämning

De insamlade djurplanktonproverna har analyserats kvantitativt i omvänt mikroskop efter sedimentation i räknekammare med 50 ml volym (Utermöhl 1958). Vid provtagning med Ramberghämtare analyserades hela djupprofilen som ett integrera blandprov, men vid provtagning med Limnoshämtaren så analyserade varje djupskikt separat. Resultaten redovisades dock som ett medelvärde för varje provtagningstillfälle. För Husevattnet omfattade analysen av Limnosproverna djupskiktet 0-6 m medan analysen av proverna från Surtesjön och Tinnsjön omfattade djupskiktet 0-9 m. För Nässjön omfattade analysen dock endast djupskiktet 0-3 m på grund av problem med igensättning av filter.

Artbestämning har genomförts till art i de flesta fall, men för hoppkräftor (Copepoda) och hjuldjur (Rotatoria) har i regel artbestämning bara gjorts till släkte. För beräkning av biomassan har mätningar av kroppslängden gjorts för viktiga kräftdjur (Crustacéer), med hjälp av måttskalan i mikroskopet. Arter som har längdmäts är *Daphnia longispina*, *Daphnia cristata*, *Daphnia galeata*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Limnospida frontosa*, *Holopedium gibberum*, *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus* och *Heterocope appendiculata*. Hos *Daphnia*, *Bosmina* *Ceriodaphnia* och Chydoridae är totallängden mätt exklusive bakspina. Även längden hos *B. longimanus* är mätt utan spinan. För *H. gibberum* har postabdomens längd (mellan basen på postabdominal-klon och basen på setae natotores) använts som mått på kroppstorleken. Kroppslängden för *H. appendiculata* är mätt exklusive furcalborsten.

För varje art har om möjligt ett representativt urval om 20 individer mätts. Vid färre individer i provet har alla individer mätts. Biomassan (μg torrsvikt) har sedan beräknats utgående från erhållna medellängder och tidigare framtagna längd-torrsvikt-relationer (Bottrell *et al.* 1976, Johansson *et al.* 1976, Rosen 1981). Vid beräkning av biomassan för Chydoridae har samma längd-vikt-relation använts som för *Ceriodaphnia*. För arten *Leptodora kindti*, Rotatorier, cyclopoida copepoder och den calanoida copepoden *Eudiaptomus gracilis* har biomassan har

beräknats med hjälp av tidigare framtagna medelvärden för torrsvikt (op cit.). Copepoderna har därvid delats in i adulta individer, stora copepoditer (stadium III-V), små copepoditer (stadium I-II) och nauplier.

Vid analysen av materialet har provresultaten delats upp i tre perioder 1988-89, 1990-92 och 2001-02. Statistisk analys av eventuella skillnader i antal taxa, individtäthet (Ind/L) och biomassa (μg torrsvikt (DW)/L) mellan de olika perioderna har gjorts med hjälp av icke parametriska tester, Mann-Whitney U-test och Kruskal Wallis test. Analysen har omfattat både hela djurplanktonsamhället och grupperna Rotatoria, Cladocera och Copepoda separat. Även på artnivå har i vissa fall motsvarande analyser utförts. För vissa arter har även storleksförändringarna (längd) analyserats med hjälp av t-test på logaritmerade värden.

3. Resultat

3.1 Vattenkemi

Vattenkemiska data som är av intresse för denna undersökning har sammanställts i Tabell 1 i Appendix. Tabellen omfattar medel, min- och maxvärden för siktdjup, färg, pH, alkalinitet, totalfosfor och totalaluminium. För varje sjö har data delats upp i olika perioder; en period före kalkning samt tre till fem perioder efter kalkning beroende på kalkningsperiodens längd och hur kalkningarna har genomförts. Indelningen av de tre senaste perioderna följer i stort den periodindelning som har gjorts för djurplanktonanalyserna. Skillnaden är att den sista perioden omfattar hela perioden 1993-2002 och inte bara åren 2001-2002.

Av sammanställda data framgår det att alla sjöarna har haft mycket låga pH-värden ($< 5,0$) före kalkning. Efter kalkning har vattnets genomsnittliga pH-värde varit högre än 6,1 i alla sjöar med undantag för Fågletjärnet. Trots detta så har det vid flera tillfällen uppmätts pH-värden under 6,0 i de undersökta sjöarna efter kalkning, dock ej i Husevattnet där det vattenkemiska målet för pH har varit uppfyllt under hela perioden efter kalkning. Förekomst av låga pH-värden var dock vanligare den första tiden efter kalkning (1980-talet) än under senare år (1993-2002). Vattnets alkalinitet visar liknande mönster med låga värden under 1980-talet och högre värden under senare år. I alla sjöarna har det uppmätts höga halter av aluminium de första åren efter kalkning. De första fem åren efter kalkning låg den genomsnittliga halten av totalaluminium i intervallet 95-310 $\mu\text{g/l}$. Med tiden efter kalkning har dock halterna minskat och under perioden 1990-1992 var halterna ca hälften så höga som under den första tiden efter kalkning.

I alla fyra sjöarna (Husevattnet, Tinnsjön, Surtesjön och Nässjön) där en återetablering av mört har skett har siktdjupet minskat under senare hälften av 1990-talet i samband med mörtetableringen. Vid en jämförelse av perioderna 1990-92 och 1993-2002 framgår det att siktdjupet i genomsnitt har minskat 0,7 m. Den största förändringen i siktdjup visar Nässjön där siktdjupet i medeltal minskade med 1,2 m från 1990-1992 till 1993-2002. Samtidigt som siktdjupet har minskat har vattenfärgen ökat. I genomsnitt för alla fyra sjöarna har vattenfärgen ökat 25 mg Pt/l från 1990-92 till 1993-2002.

De undersökta sjöarna har alla en relativt låg näringsnivå med en genomsnittlig totalfosforhalt mellan 7-16 $\mu\text{g/l}$. De lägsta halterna har uppmätts i Kasebosjön, Tinnsjön och Surtesjön medan de högsta har uppmätts i Husevattnet och Nässjön. På grund av att inga fosforanalyser

har gjorts under perioden 1993-2002 kan tyvärr inte någon jämförelse av fosforhalterna mellan perioderna göras.

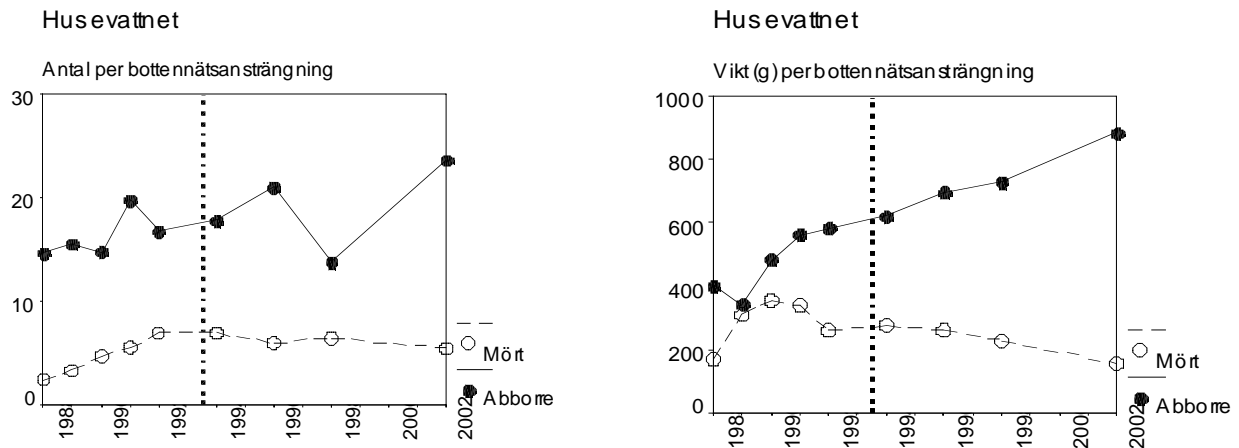
3.2 Fisk

Återetableringen av mört och fiskbeståndens utveckling har varit mycket olika i de undersökta sjöarna, vilket framgår av Figur 2-5 där fångst per bottennätsansträngning redovisas för abborre och mört i de fyra mörtsjöarna. För Fågletjärnet och Kasebosjön där provfisken bara har gjorts under perioden 1988-1991 redovisas provfiskeresultatet enbart i Tabell 2 i Appendix. Skillnaderna i fiskbeståndens utveckling mellan sjöarna beror främst på att återetableringen av mört har gått olika snabbt i de undersökta sjöarna. I Husevattnet etablerades ett reproducerande bestånd genom naturlig återkolonisation, men i de övriga tre har en återetablering av mört erhållits genom flera utsättningar av mört.

I **Fågletjärnet** fångades ingen mört vid provfisket 1988 men efter den första mörtutsättningen 1989 har förutom abborre även vuxna mörtar fångats vid varje genomfört provfiske under perioden 1989-91. Trots utsättningarna av mört fångades dock inga små mörtar under 10 cm, vilket indikerar att ingen reproduktion av mört förekom i Fågletjärnet under perioden 1988-1991. Efter 1991 har inga provfisken genomförts.

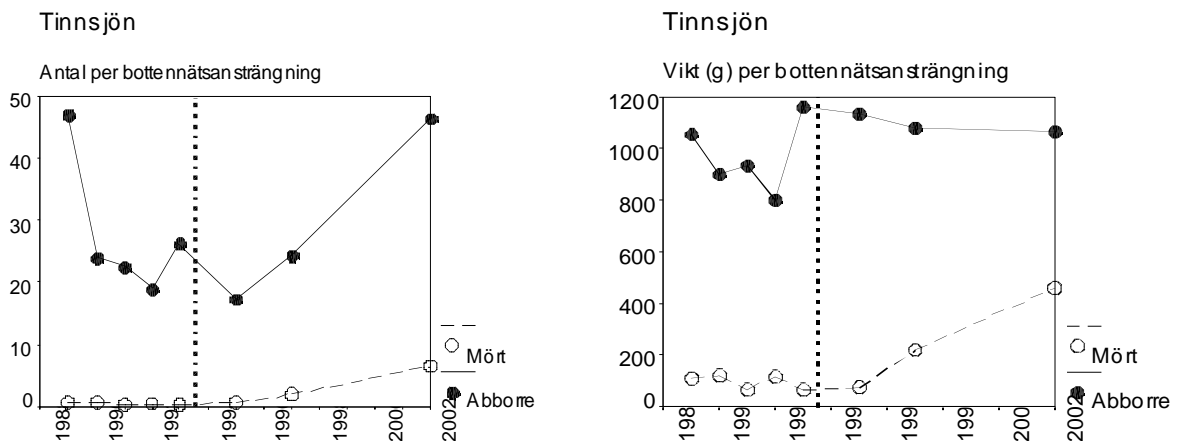
I **Kasebosjön** fångades enbart abborre och gädda under perioden 1988-90. Efter mörtutsättningen 1991 har inte något provfiske genomförts, men det begränsade antalet utsatta mörtar (76 st) i kombination med bristande vattenkemisk måluppfyllelse efter kalkning talar emot att en mörtetablering skall ha skett.

I **Husevattnet** där ett större antal mörtar fångades redan 1989-90 har återetableringen skett naturligt utan utsättning av mört. Mörtbeståndet har återetablerats genom en reproduktion av kvarvarande mört eller invandring av mört från sjöar i samma vattensystem. Vid ett mindre provfiske 1983 fångades inga mörtar, men vid provfisket 1988 fångades däremot stora mörtar och redan 1989 fångades småmörtar i provfiskenäten. Trots den tidiga etableringen av ett reproducerande mörtbestånd i Husevattnet har dock inte mörtbeståndet ökat under senare år utan det är i stället abborrbeståndet som har ökat i antal och biomassa (Figur 2).



Figur 2. a) Antal fångade individer per bottennätsansträngning i Husevattnet under perioden 1988-2002, b) Vikt (gram) per bottennätsansträngning i Husevattnet under perioden 1988-2002. Punktad linje anger byte av nättyp från Drottningholm-14 till Norden-12.

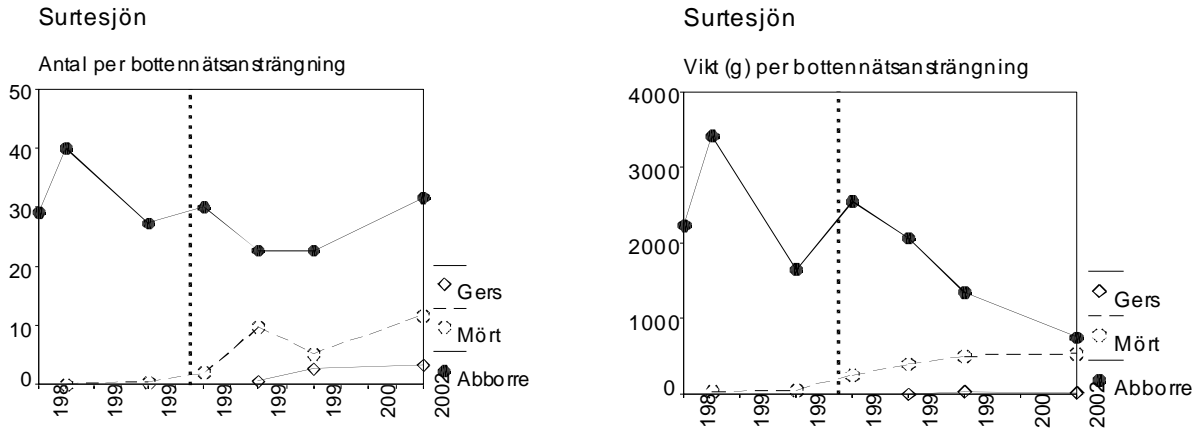
Även i **Tinnsjön** saknades mört vid det första provfisket 1980. Efter den första utsättningen av mört som genomfördes 1989 har vuxna mörtar fångats vid varje provfiske under hela 1990-talet, men inga mindre mörtar. Fångsten har enbart bestått av stora och gamla individer över 15 cm som sannolikt härstammar från genomförda utsättningar. Vid 2002 års provfiske fångades dock även flera små mörtar under 10 cm, vilket visar att mörten nu reproducerar sig i sjön. Sannolikt har ett reproducerande mörtbestånd etablerats i Tinnsjön under åren 1998-2000 (Figur 3).



Figur 3. a) Antal fångade individer per bottennätsansträngning i Tinnsjön under perioden 1989-2002, b) Vikt (gram) per bottennätsansträngning i Tinnsjön under perioden 1989-2002.

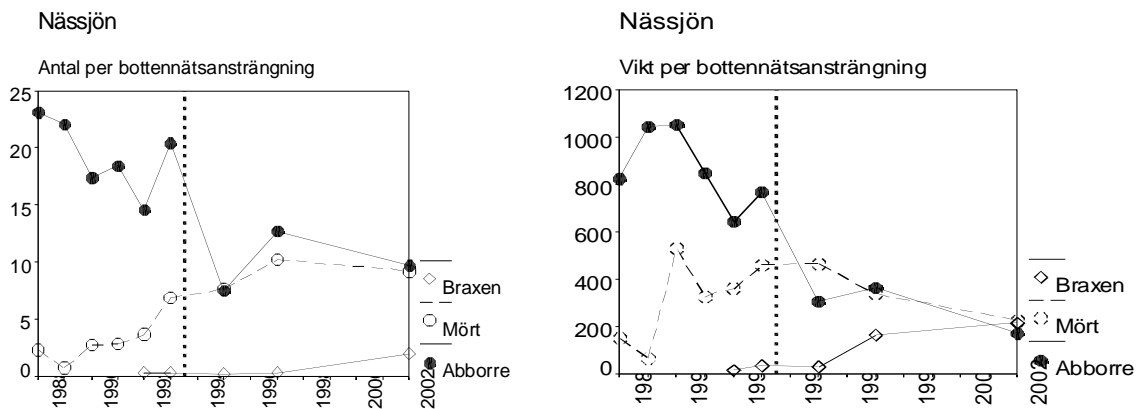
I **Surtesjön** fångades ingen mört vid de inventeringsprovfisken som gjordes 1971, 1976 och 1981. Mört saknades även vid det standardiserade provfiske som genomfördes 1988, men vid de provfisken som genomfördes 1989 och 1992 fångades enstaka större mörtar. Från och med provfisket 1994 och vid alla senare provfisken har dessutom småmört under 10 cm fångats, vilket indikerar att en återetablering har skett. Provfiskeresultaten visar att en reproduktion av

mört har skett i Surtesjön åren 1993-94 (Figur 4). Trots att ingen legal utsättning av gers har gjorts i Surtesjön har det från och med 1996 även fångats gers i Surtesjön. En tänkbara förklaring till detta är att gersrom av misstag har följt med den mörtrom som har satts ut i sjön.



Figur 4. a) Antal fångade individer per bottennätsansträngning i Surtesjön under perioden 1989-2002, b) Vikt (gram) per bottennätsansträngning i Surtesjön under perioden 1989-2002.

I **Nässjön** fångades ingen mört vid inventeringsprovfisket 1976, men vid de standardiserade provfisken som gjordes 1988 och 1989 fångades dock flera stora mörtar. Först vid provfisket 1993, tre år efter den första mörtutsättningen, fångades det små mörtar under 10 cm. Samma år fångades också enstaka braxen. Fångsten av små mörtar 1993 indikerar att en reproduktion av mört har skett i Nässjön 1992. Samtidigt med att mörten etablerade sig i Nässjön verkar dock abborrbeståndet ha minskat i antal. Beträffande braxen så fångades små individer först vid 2002 års provfiske.



Figur 5. a) Antal fångade individer per bottennätsansträngning i Nässjön under perioden 1989-2002, b) Vikt (gram) per bottennätsansträngning i Nässjön under perioden 1989-2002.

Sammanfattningsvis visar provfiskeresultaten (fångst av mört i storleksintervallet 5-10 cm) att reproducerande mörtbestånd har etablerats i fyra av de sex undersökta sjöarna, men vid olika tidpunkter. I Husevattnet etablerades ett reproducerande mörtbestånd 1989-90, i Nässjön

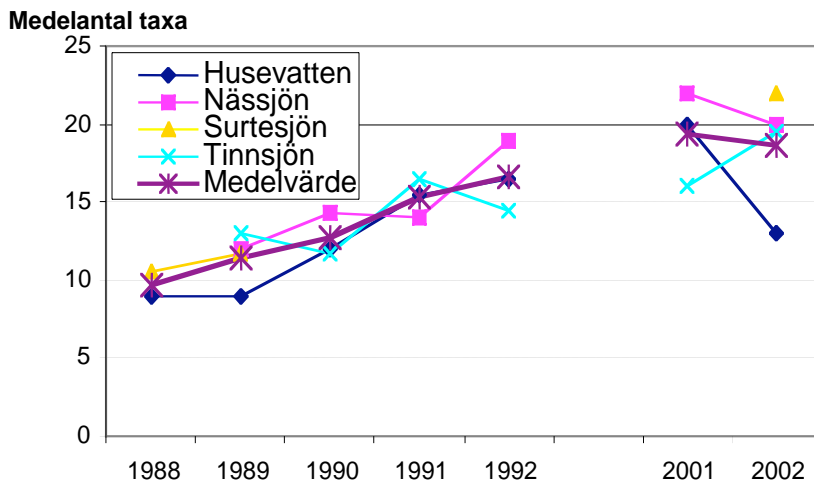
under perioden 1992-1993, i Surtesjön under perioden 1993-94 och i Tinnsjön först åren 1998-2000. I Husevattnet har abborrförekomsten ökat efter mörtetableringen medan den har minskat i Nässjön. I Surtesjön och Tinnsjön verkar abborrbeståndets individantal vara oförändrat, men det är ännu för tidigt att kunna bedöma hur abborrbeståndet kommer att utvecklas i dessa sjöar efter återetableringen av mört.

3.3 Djurplankton

3.3.1 Antal taxa

I Appendix (Tabell 3) redovisas de djurplanktonarter/taxa som påträffades i de undersökta sjöarna före (1988-89), respektive efter (2001-02), mörtetableringen. Under perioden 1988-89 påträffades totalt 15-16 taxa i mörtsjöarna Husevattnet, Nässjön, Tinnsjön och Surtesjön. I Kasebosjön och Fågletjärnet förekom under samma period 15, respektive 19 taxa. När undersökningarna i mörtsjöarna upprepades åren 2001-02, dvs efter mörtetablering, hade det totala antalet djurplanktontaxa ökat till 22-23 taxa per sjö. Bland arter som har tillkommit kan nämnas rotifererna *Trichocerca* spp. och *Filinia longiseta*, cladocererna *Limnoscia frontosa* och *Daphnia galeata*, samt copepoden *Heterocope appendiculata*. Tillkomsten av rotifererna *Trichocerca* spp. och *Filinia longiseta* indikerar en förbättrad näringssituation då båda anses vara eutrofiindikatorer (Söderbäck 1997).

Det genomsnittliga antalet funna taxa per enskilt undersökningsår var lägre (Figur 6), men visar samma utveckling med en ökning från 1988-89 till 2001-2002, med undantag för 2002 då en nedgång noterades i Husevattnet och Nässjön. Åren 1988 och 1989 påträffades i genomsnitt per år mellan 9 och 12 taxa i mörtsjöarna. För perioden 1990-92 var årsmedel 14-17 taxa och under åren 2001-02 påträffades i genomsnitt 13-22 taxa per år.



Figur 6. Medelantal djurplanktontaxa per år i de undersökta sjöarna

En jämförelse mellan de tre perioderna visar på en signifikant skillnad i antalet taxa mellan de olika perioderna (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Det genomsnittliga antalet taxa under perioden 1988-89 avviker signifikant från de två övriga perioderna, d.v.s. perioden 1990-92 (Mann-Whitney, $p < 0,001$) och perioden 2001-2002 (Mann-Whitney, $p < 0,005$). Däremot erhöles

ingen signifikant skillnad mellan perioderna 1990-1992 och 2001-2002 (Mann-Whitney, $p = 0,089$). Medelantalet påträffade taxa under perioden 1988-89 var 11,0, för perioden 1990-1992 var medelantalet 14,1 och för perioden 2001-02 var medelantalet 15,7 (Tabell 3a). Förändringen i antalet taxa var tydligast inom djurplanktongruppen Cladocera där medelantalet arter ökad från 3,7 till 5,8 (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$), men även gruppen Rotatoria visade en signifikant förändring från 1988-89 till 2001-2002 (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

I Husevattnet och Nässjön ökade medelantalet taxa tydligt mellan perioderna 1988-89 och 1990-92, men för Tinnsjön och Surtesjön var ökningen påtaglig först vid en jämförelse mellan perioderna 1988-89 och 2001-02 (Figur 7). I Nässjön där förändringarna i fiskbeståndet har varit störst efter mörtåterintroduktionen ökade medelantalet djurplankton taxa även påtagligt från perioden 1990-92 till 2001-02.

Tabell 3. Medelvärden för a) antal taxa, b) individtätethet (Ind/L), och c) biomassa (μg torr vikt/L) för olika djurplanktongrupper i de undersökta sjöarna (n =antal prov och SD =standardavvikelse).

a) Antal taxa	Kasebosjön och Fågletjärnet 1988-89			Mörtsjöar 1988-89			Mörtsjöar 1990-92			Mörtsjöar 2001-02		
	N	Taxa	SD	n	Taxa	SD	n	Taxa	SD	n	Taxa	SD
Rotatoria	12	4,6	1,73	16	5,3	1,49	20	6,7	2,03	11	7,5	2,30
Cladocera	12	3,2	1,42	16	3,7	1,30	20	5,2	1,42	11	5,8	2,09
Copepoda	12	2,0	0,00	16	2,0	2,00	20	2,2	0,44	11	2,4	0,50
Totalt	12	9,8	2,25	16	11,0	1,9	20	14,1	2,36	11	15,7	3,46

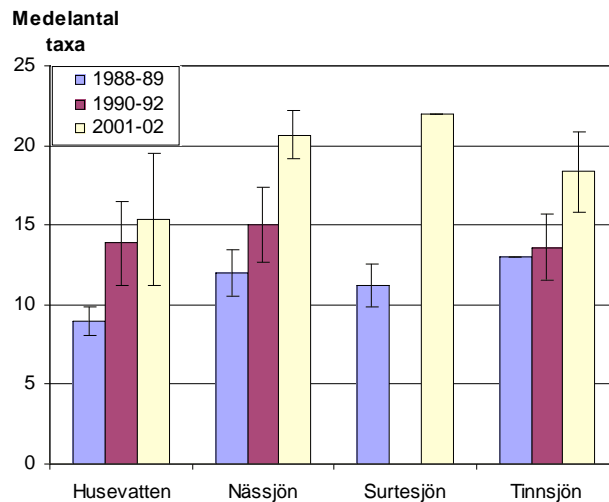
b) Individtätethet	Kasebosjön och Fågletjärnet 1988-89			Mörtsjöar 1988-1989			Mörtsjöar 1990-1992			Mörtsjöar 2001-2002		
	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Rotatoria	12	81,5	85,11	16	73,6	64,95	20	105,0	130,62	11	122,0	59,14
Cladocera	12	14,8	16,39	16	13,7	10,76	20	18,3	13,21	11	21,3	11,59
Calanoida	12	5,1	4,17	16	2,8	1,70	20	3,3	5,00	11	2,8	1,20
Cyclopoida	12	1,5	1,31	16	5,7	7,34	20	5,0	5,07	11	7,5	5,99
Nauplier	12	7,1	5,69	16	16,2	18,09	20	20,1	16,57	11	27,2	28,85
Totalt	12	110,0	83,50	16	112,0	82,02	20	151,7	130,80	11	180,7	99,30

c) Biomassa	Kasebosjön och Fågletjärnet 1988-89			Mörtsjöar 1988-1989			Mörtsjöar 1990-1992			Mörtsjöar 2001-2002		
	n	DW/L	SD	n	DW/L	SD	n	DW/L	SD	n	DW/L	SD
Rotatoria	12	5,7	6,87	16	4,7	4,99	20	8,3	11,31	11	8,6	5,01
Cladocera	12	41,3	35,08	16	49,4	48,41	20	53,0	38,06	11	52,5	23,91
Calanoida cop.	12	25,0	23,34	16	12,6	6,53	20	14,4	17,47	11	10,7	5,53
Cyclopoida cop.	12	3,8	3,22	16	8,7	10,28	20	9,3	7,19	11	14,3	11,59
Cop.Nauplier	12	0,4	0,27	16	0,9	0,84	20	1,5	1,34	11	1,5	1,60
Totalt	12	76,2	41,2	16	76,2	51,0	20	86,5	47,8	11	87,6	39,95

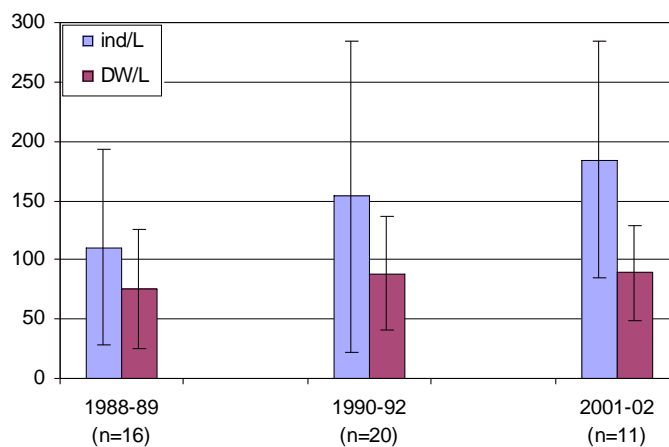
3.3.2 Individtäthet och biomassa

Periodmedelvärden för djurplanktons individtäthet (Ind/L) och biomassa ($\mu\text{g DW/L}$) i de undersökta sjögrupperna redovisas i Tabell 2b-c och Figur 8. I mörtsjöarna (Husevattnet, Tinnsjön, Surtesjön och Nässjön) ökade individtätheten från 1988-89 till 1990-92 och 2001-02, men inga signifikanta (Kruskal-Wallis, $p = 0,170$) skillnader kunde konstateras.

Biomassan visade heller inga signifikanta (Kruskal-Wallis, $p = 0,702$) skillnader för sjöarna som grupp. Den ökade marginellt från 1988-89 till 1990-92, men var oförändrad från 1990-92 till 2001-02. Djurplanktonbiomassorna i de undersökta sjöarna var i nivå med de biomassor (50 – 120 $\mu\text{g torr vikt/l}$) som tidigare har rapporterats för näringsfattiga skogssjöar i mellersta Sverige (Johansson *et al.* 1976, Johansson 1983, Blomqvist *et al.* 1981, Olofsson *et al.* 1988, Olsson *et al.* 1992).

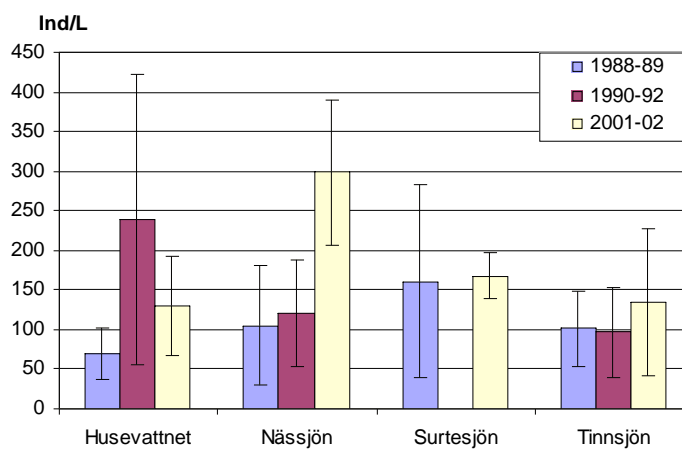


Figur 7. Medelantal taxa och standardavvikelse under olika perioder i sjöar där återetablering av mört har skett.

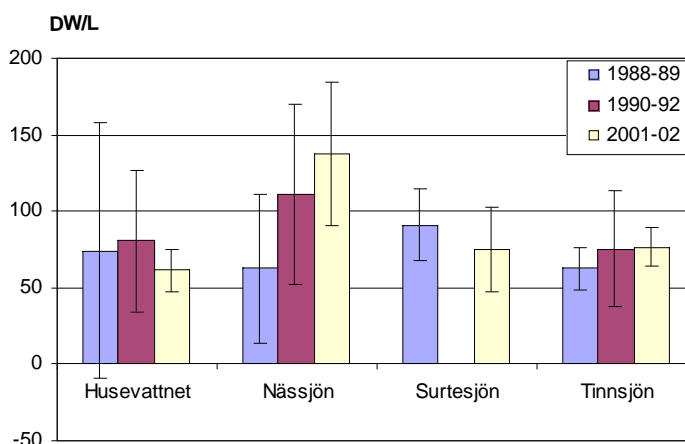


Figur 8. Medelvärden och standardavvikelse för individtäthet (Ind/L) och biomassa ($\mu\text{g DW/L}$) under olika perioder i sjöar där mörtetablering har skett.

Beträffande utvecklingen i de enskilda sjöarna så var det bara i Nässjön som både individtätet och biomassa ökade tydligt efter mörtetableringen (Figur 9 och 10). I de övriga sjöarna var både individtätet och biomassan relativt oförändrad under de olika perioderna, med undantag för Husevattnet. I Husevattnet ökade individtäteten från 1988-89 till 1990-92, men minskade sedan från 1990-92 till 2001-02. Biomassan visade endast små förändringar i samma riktning. I Nässjön ökade individtäteten obetydligt från perioden 1988-89 till 1990-92 men kraftigt till 2001-02. Biomassan visade däremot störst ökning mellan 1988-89 och 1990-92. I Surtesjön och Tinnsjön låg individtätet och biomassan på samma nivå 2001-02 som 1988-89.



Figur 9. Medelvärden och standardavvikelse för individtätet (Ind/L) under tre perioder i de enskilda sjöarna där mörtetablering har skett.



Figur 10. Medelvärden och standardavvikelse för biomassa ($\mu\text{g DW/L}$) under tre perioder i de enskilda sjöarna där mörtetablering har skett.

Taxonomiska grupper

Från 1988-89 till 2001-02 ökade den genomsnittliga individtäteten hos grupperna Rotatoria och Cladocera något efter mörtetableringen (Tabell 2 b-c). Ökningarna var dock inte signifikanta (Kruskal-Wallis, $p = 0,211$, respektive $p = 0,103$). Individtäteten av copepoder (både calanoida och cyclopoida) var relativt oförändrad mellan perioderna fränsett för nauplierna där den genomsnittliga individtäteten ökade tydligt från 1988-89 till 2001-02. De olika gruppernas medelbiomassor visade endast obetydliga förändringar mellan perioderna med undantag för rotatorierna vars biomassa ökade tydligt från 1988-89 till 1990-92. Ökningen var dock inte signifikant (Kruskal-Wallis, $p = 0,106$). De olika gruppernas andel av den totala individtäteten och totala biomassan (Tabell 3a-b) var lika stor alla tre perioderna. Rotatorierna hade den största individandelen (66-69%) medan cladocererna dominerade biomassan (60-65%).

Tabell 4. De olika artgruppernas andel (%) av a) antalet individer och b) biomassan. Medelvärden för perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02.

a) Individtäthet	Kasebosjön och		Mörtsjöar		
	Fågletjärnet				
	1988-89	1988-89	1990-92	2001-02	
Rotatoria	74	66	69	68	
Cladocera	13	12	12	12	
Calanoida cop.	5	2	2	2	
Cyclopoida cop.	1	5	3	4	
Cop. Nauplier	6	14	13	15	

b) Biomassa	Kasebosjön och		Mörtsjöar		
	Fågletjärnet				
	1988-89	1988-89	1990-92	2001-02	
Rotatoria	7	6	10	10	
Cladocera	54	65	61	60	
Calanoida	33	17	17	12	
Cyclopoida	5	11	11	16	
Nauplier	1	1	2	2	

I de enskilda sjöarna varierade dock de olika gruppernas individtätet och biomassa betydligt mera (Appendix, Tabell 4a och 4b). I Husevattnet ökade individtäteten av rotatorier från 1988-89 till 1990-92, medan i Nässjön och i Tinnsjön kom ökningen mellan perioderna 1990-92 och 2001-02. Biomassan av rotatorier visade samma mönster, med en tydlig ökning i Husevattnet, samt Nässjön och Tinnsjön, under samma perioder. I Surtesjön var däremot individtäteten och biomassan av rotatorier lika stor både 1988-89 och 2001-02.

Beträffande cladocererna så minskade individtäteten i sjön Husevattnet från 1988-89 till 2001-02, men ökade i Nässjön och Surtesjön. I Tinnsjön var individtäteten av cladocerer lika stor under alla tre perioderna. I likhet med individtäteten minskade cladocerernas biomassa i Husevattnet från 1988-89 till 2001-02, men ökade kraftigt i Nässjön från 1988-89 till 1990-92. I Surtesjön var biomassan lika stor 1988-89 och 2001-02.

För gruppen Copepoda var förändringarna i de calanoida copepodernas individtätthet eller biomassa relativt små i alla sjöarna efter mörtetableringen. Däremot ökade förekomsten av cyclopoida copepoder i Husevattnet och Nässjön. I Husevattnet ökade både individtätthet och biomassa tydligt från 1988-89 till 1990-92, men inte från 1990-1992 till 2001-02. I Nässjön var ökningen i såväl individtätthet som biomassa tydligast från 1990-92 till 2001-02. Även förekomsten av nauplier ökade under samma period. I Surtesjön minskade däremot förekomsten av copepoder (främst cyclopoida) från 1988-89 till 2001-02. I Tinnsjön var copepodernas individtätthet och biomassa lika stor under alla tre perioderna.

3.3.3 Enskilda arter/taxa

Dominerande arter

Under perioden 1988-89 svarade en eller två arter för huvuddelen av djurplanktonbiomassan (> 50%) i de undersökta sjöarna, med undantag för Tinnsjön där biomassan var fördelad på fler arter (Tabell 5). Efter att reproducerande mörtbestånd har etablerats i sjöarna har antalet arter som ger ett betydande bidrag till biomassan ökat.

Tabell 5. Procentuell fördelning av dominerande arters biomassa i de undersökta sjöarna under olika perioder.

Andel av biomassan	Husevattnet			Nässjön			Surtesjön		Tinnsjön		
	1988-89 n=5	1990-92 n=7	2001-02 n=3	1988-89 n=3	1990-92 N=6	2001-02 n=3	1988-89 n=5	2001-02 n=2	1988-89 n=3	1990-92 n=7	2001-02 n=3
<i>D. brachyurum</i>	2	3	1	0	<1	7	0	10	<1	4	5
<i>Holopedium gibberum</i>	1	<1	2	3	7	0	0	0	20	9	10
<i>Ceriodaphnia</i>	71	31	0	13	28	24	<1	20	<1	2	<1
<i>Daphnia longispina</i>	0	0	0	53	4	<1	57	15	0	0	0
<i>Daphnia cristata</i>	1	13	50	10	23	20	0	11	32	40	30
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	16	14	12	11	22	9	20	9	13	8	11
Cyclopoida copepoder	3	10	17	2	5	24	17	12	15	17	7

I **Fågeltjärnet** dominerades biomassan 1988-89 av *Eudiaptomus gracilis* (39 %) och *Ceriodaphnia quadrangula* (24 %). Vanliga arter var också *Daphnia cristata* och *Asplanchna priodonta* som vardera utgjorde 6 % av biomassan. I **Kasebosjön** utgjorde *Holopedium* (62 %) och *Eudiaptomus gracilis* (27%) huvuddelen av biomassan under perioden 1988-89. *Holopedium gibberum* som hade sin rikligaste förekomst i Kasebosjön och Tinnsjön anses ha bäst utvecklingsmöjligheter i extrema miljöer med färre predatorer och näringskonkurrenter (Berzins & Bertilsson 1990).

I **Husevattnet** dominerades biomassan inledningsvis helt av *Ceriodaphnia quadrangula*, som under perioden 1988-89 utgjorde 71 % av biomassan. Andelen minskade sedan till 31 % 1990-92 och till total avsaknad 2001-02. *Daphnia cristata* ökade istället efterhand från 1 % till 13 %, respektive 50 %. Andra vanliga arter var *Eudiaptomus gracilis* som utgjorde 16 % av biomassan 1988-89, men minskade till 12 % 2001-02, och *Cyclops* spp. som ökade från 3 % 1988-89 till 17 % 2001-02.

I **Nässjön** dominerade *Daphnia longispina* kraftigt under perioden 1988-89. *D. longispina* svarade för då 53 % av biomassan. Under den följande perioden 1990-92 hade artens andel minskat till 4 % och åren 2001-02 var den <1 %. Samtidigt som *D. longispina* minskade ökade andelen *Ceriodaphnia* sp. från 13% 1988-89 till 28% perioden 1990-92. Även *Daphnia cristata* ökade sin andel under samma tidsperiod, från 10% till 23%. En tydlig ökning från 1988-89 till 2001-02 visade även andelen cyclopoida copepoder som ökade från 2% till 24%.

Även i **Surtesjön** dominerades biomassan 1988-89 helt av *D. longispina* då den utgjorde 57 % av biomassan. I övrigt bestod biomassan i huvudsak av *Eudiaptomus gracilis* (20 %) och cyclopoida copepoder (17 %). Andelen *D. longispina* minskade sedan och 2002 var den bara 15 %. Den minskade andelen kompenseras främst av en ökad andel av andra cladocertaxa som *Diaphanosoma brachyurum* (10 %), *Ceriodaphnia* (20 %), och *Daphnia cristata* (11 %).

I **Tinnsjön** hade ingen art lika kraftigt dominans av biomassan (> 50 %) som i de andra sjöarna, men trots detta utgjorde cladocerna tillsammans 65 % av biomassan 1988-89, fördelat på *Daphnia cristata* (32 %), *Holopedium gibberum* (20 %) och *Bosmina* spp 13 %. Under perioden 2001-02 var fördelningen av dessa arterna likartad som 1989 med andelarna 30 %, 10 % respektive 18 %.

Enskilda arters individtäthet, biomassa och medellängd

Individtätheten, biomassan och medellängden hos enskilda dominerande arter under olika perioderna och i enskilda sjöar redovisas i Appendix, Tabell 4-8.

Daphnia longispina förekom endast i Nässjön och Surtesjön. I både Nässjön och Surtesjön minskade både artens individtäthet och biomassa. I Nässjön noterades dessutom en signifikant minskning av medellängden från 1988-89 till 1990-92 (t-test, $p < 0,001$). Medellängden hos *D. longispina* minskade från 1126 till 824 μm . Även resultaten från perioden 2001-02 indikerar en fortsatt längdminskning, men på grund av för få individer i proven kan minskningen inte prövas statistiskt. *D. longispina* anses vara mycket predationskänslig och saknas ofta i sjöar där både abborre och mört förekommer (Stenson 1976).

Daphnia cristata påträffades i alla mörtsjöarna. I Husevattnet, Tinnsjön och Nässjön påträffades den under alla tre perioderna, men i Surtesjön först under perioden 2001-02. I Husevattnet och Nässjön ökade artens individtäthet och biomassa successivt från 1988-89 till 2001-02. I Nässjön erhöles dessutom en signifikant minskning av medellängden efter mörtetableringen. Medellängden minskade från 852 μm under åren 1988-89 till 763 μm åren 2001-02 (t-test, $p < 0,001$). I Husevattnet ökade däremot medellängden hos *D. cristata* signifikant från 1990-92 till 2001-02. Medellängden ökade från 747 μm till 858 μm (t-test, $p < 0,001$). Även i Tinnsjön ökade medellängden signifikant, såväl från 1988-89 till 1990-92 som från 1990-92 till 2001-02. Medellängden ökade först från 809 till 873 μm ($p < 0,01$) och därefter från 873 till 910 μm ($p = 0,03$).

Daphnia galeata påträffades bara i Tinnsjön, och endast under perioderna 1990-92 och 2001-02. Arten minskade i både individtäthet och biomassa från 1990-92 till 2001-02. Även medellängden minskade. Medellängden minskade signifikant från 986 μm 1990-92 till 861 μm 2001-02 ($p = 0,02$).

Bosmina spp. (*Bosmina longirostris* och *Bosmina coregoni/longispina*) förekom i alla sjöarna. *B. longirostris* saknades dock i Surtesjön 1988-89. På grund av en osäker artbestämning av *Bosmina coregoni/longispina* under perioden 1988-89 och att arterna inte har påträffats i alla prover går det inte att bedöma eventuella förändringar i individtäthet, biomassa och medelstorlek.

Ceriodaphnia quadrangula påträffades i alla sjöar under hela undersökningsperioden, med undantag för Husevattnet 2001-02. Den dominerade biomassan i Husevattnet 1988-89 (71 %) men saknades helt 2001-2002. I Nässjön och Surtesjön har dock arten ökat i individtäthet och biomassa under senare år, medan förekomsten i Tinnsjön är oförändrad. I Nässjön minskade medellängden från 476 μm åren 1988-89 till 452 μm åren 1990-92. Medellängden minskade sedan ytterligare och var bara 424 μm under perioden 2001-02. Minskningen var bara signifikant från 1988-89 till 2001-02 (t-test, $p = 0,004$) och från 1990-92 till 2001-2002 (t-test, $p < 0,05$). I övriga sjöar har det inte observerats några nämnvärda storleksförändringar.

Diaphanosoma brachyurum påträffades i alla sjöarna utom Kasebosjön, men i Nässjön och Surtesjön först under perioderna 1990-92 och 2001-02. *D. brachyurum* har ökat i individantal och biomassa i Nässjön, Surtesjön och Tinnsjön efter mörtetableringen. *D. brachyurum* är en viktig bakteriefiltrerare som är vanligt förekommande i något humösa och/eller näringsrika sjöar (Johansson *et al.* 1976). I Husevattnet minskade medellängden från 799 μm under perioden 1988-89 till 631 μm under perioden 1990-92 (t-test, $p < 0,001$). Från 1990-92 till 2001-02 ökade sedan medellängden från 631 till 788 μm . Ökningen var dock på grund av få individer i proven inte signifikant. Även i Tinnsjön erhöles en ökning av artens medellängd från 706 μm 1990-92 till 756 μm 2001-02. Under perioden 1988-89 förekom inte *D. brachyurum* i proverna från Tinnsjön.

Holopedium gibberum förekom under alla undersökningsperioderna i Husevattnet och Tinnsjön, samt i Nässjön under perioderna 1988-89 och 1990-92. *H. gibberum* har dock inte påträffats i Surtesjön. Arten visar inga större förändringar i förekomst fränsett att den saknades i Nässjön 2001-02. Ingen entydig förändring i artens medelstorlek har skett i de sjöar där arten förekom utom i Tinnsjön. Först noterades en signifikant längdökning från 221 μm under perioden 1988-89 till 242 μm perioden 1990-92 (t-test, $p < 0,001$) och därefter en signifikant storleksminskning från 242 μm 1990-92 till 215 μm 2001-02 (t-test, $p < 0,05$). *H. gibberum* är vanligt förekommande i oligotrofa skogssjöar, men har ofta en låg individtäthet och en mindre medelstorlek när både abborre och mört förekommer i sjön (Stenson 1976).

Heterocope appendiculata har bara påträffats i Husevattnet och Tinnsjön, och endast under perioderna 1990-92 och 2001-02. Arten anses vara känslig för lågt pH och ha svårt att återkolonisera efter kalkning (Nilssen *et al.* 1983, Hörnström *et al.* 1984). Individtätheten och biomassan ligger på samma nivå under båda perioderna i Husevattnet och Tinnsjön. Observerade förändringar i artens medelstorlek är osäkra på grund av få mätta individer åren 1990-92.

3.3.4 Jämförelser mellan hämtare

I genomsnitt var antalet taxa något i högre i prov från Limnoshämtaren än i prov från Ramberggröret. Detta gäller framför allt taxa med låg individtäthet, d. v. s. enstaka individförekomster. Vid en jämförelse av årsmedelvärden för olika grupper mellan Limnoshämtare och Ramberggrör från 2002 erhöles dock en tämligen god överensstämmelse för både individtäthet och biomassa när hela vattenpelaren från ytan till botten hade provtagits. Det gällde särskilt i Husevattnet och Surtesjön, och i viss mån i Tinnsjön. I Nässjön där prov med Limnoshämtare endast togs på 0-3 m var dock individtätheten och biomassan av cladocerer högre i prov taget med Limnoshämtaren än i prov taget med Ramberghämtaren.

Totalt för alla sjöarna och perioden 2001-02 fanns det inga signifikanta skillnader för varken för antal taxa eller för individtäthet och biomassa mellan Ramberg- och Limnoshämtare (Tabell 6). Även den procentuella fördelningen av olika taxa visade en god överensstämmelse. Exempelvis erhöles för några arter i Husevattnet följande biomasseandelar för Ramberg-, respektive Limnoshämtare; *Daphnia cristata* 50 % respektive 59 %, *Cyclops* 17 respektive 12 % och *Eudiaptomus* 12 respektive 13% av biomassan.

Tabell 6. Jämförelse mellan Ramberghämtare och Limnoshämtare av medelvärden för antal taxa, individtätethet (Ind/L) och biomassa (μg torrsvikt/L). Prover tagna under perioden 2001-02 (n =antal prov och SD =standardavvikelse). Mann-Whitney U-test.

a) Antal taxa	Ramberg			Limnos			p-värde
	N	antal	SD	N	Antal	SD	
Husevattnet	3	15,3	4,16	3	16,0	4,58	
Nässjön	3	20,7	1,53	3	19,0	0,00	
Surtesjön	2	22,0	0,00	3	21,0	1,00	
Tinnsjön	3	18,3	2,52	3	17,7	3,06	
Totalt	11	18,8	3,46	12	18,4	3,06	0,253

b) Individtätethet	Ramberg			Limnos			p-värde
	N	Ind/L	SD	N	Ind/L	SD	
Husevattnet	3	130,4	62,49	3	84,2	32,79	
Nässjön	3	298,5	91,78	3	256,7	92,98	
Surtesjön	2	167,7	29,26	3	136,5	43,10	
Tinnsjön	3	134,7	92,99	3	119,3	63,87	
Totalt	11	184,2	99,30	12	88,8	39,95	0,389

c) Biomassa	Ramberg			Limnos			p-värde
	n	μg DW/L	SD	N	μg DW/L	SD	
Husevattnet	3	61,5	13,67	3	52,2	25,87	
Nässjön	3	137,4	46,74	3	138,5	77,65	
Surtesjön	2	74,9	27,66	3	84,7	26,23	
Tinnsjön	3	76,8	12,54	3	59,6	10,44	
Totalt	11	88,8	39,95	12	83,8	51,10	0,424

4. Diskussion

Resultaten från de vattenkemiska analyserna visar att de vattenkemiska kalkningsmålen ($\text{pH} > 6,0$ och alkalinitet $> 0,05$ mekv/l) var uppfyllda redan under den första undersökningsperioden i tre av de fyra sjöarna. I Nässjön dröjde det dock till efter 1992 innan kalkningsmålen var helt uppfyllda. En orsak till den bristande måluppfyllelsen de första åren i Nässjön kan eventuellt vara att Porssjön, som ligger uppströms Nässjön, började kalkas först 1989. Den goda måluppfyllelsen i de övriga sjöarna utgör dock en indikation på att en eventuell kvardröjande försurningspåverkan inte har varit styrande för tidpunkten för vare sig mörtetableringen eller djurplanktonutvecklingen under hela undersökningsperioden 1988-2002. Trots detta har tiden för etablering av ett reproducerande mörtbestånd varierat kraftigt mellan de olika sjöarna. Orsakerna till detta har inte analyserats närmare här, men förutom en otillräckligt återställd vattenkvalitet kan även faktorer som tillgången på skyddande vegetation, tidpunkten under året för utsättning och typen av utsättningsmaterial ha påverkat återetableringstiden. Det är också tänkbart att en hög individtätethet av abborre i kombination med en låg djurplanktonförekomst kan ha haft betydelse för mörtens möjligheter att återetablera sig i sjöarna. I

Nässjön erhöjls en etablering inom 2-3 år efter första utsättning, medan det tog 4-5 år i Surtesjön och upp till 10 år i Tinnsjön innan ett reproducerande bestånd kunde erhållas. I Husevattnet återetablerades mörten redan 4-5 år efter första kalkning utan att någon utsättning gjordes.

Både abborrens och mörstens årsungar lever under perioden juni-oktober nästan uteslutande av djurplankton (Johansson & Johansson 1974, Cook & Burgis 1988). När en återetablering av mört sker ökar därför betningstrycket på djurplanktonsamhället i sjöarna samtidigt som födokonkurrensen mellan abborre och mört ökar. Ett flertal studier har visat att både mört och braxen är mer effektiva på att beta ned djurplankton än abborre (Lessmark 1983, Persson 1987, Persson *et al.* 1988, Horppila *et al.* 2000). Enligt Persson (1987) har mört lättare att fånga byten och har en kortare hanteringstid än abborre. Den högre jakteffektiviteten beror på att mörten har en högre simhastighet då den äter. Arterna har också olika födosöksstrategier, vilket påverkar valet av byten. Enligt Cook & Burgis (1988) föredrar exempelvis abborren större djurplanktonarter medan mörten även äter arter med mindre kroppsstorlek.

Under de första veckorna efter kläckning dominerar mörstens föda av rotatorier (Johansson & Johansson 1974, Cook & Burgis 1988). Med ökande kroppsstorlek ökar sedan inslaget av cladocerer och till en början består dieten främst småvuxna cladocerer som *Ceriodaphnia* spp och *Bosmina longirostris*, men därefter när mörterna blir större övergår de till att äta större cladocerer som t. ex. *Daphnia longispina* och *D. cristata* (Cryer *et al.* 1986, Cook & Burgis 1988). I regel är cladocerer den dominerande födan för mört under den första sommaren, medan copepoder i regel dominerar födan för årsungar av abborre och braxen (Winfield *et al.* 1983, Cook & Burgis 1988).

Resultaten från djurplanktonanalyserna visar att det i alla fyra sjöarna har utvecklats ett djurplanktonsamhälle med större artrikedom och diversitet med tiden efter kalkning och efter återetableringen av mört. Under perioden 1988-89 påträffades i genomsnitt per provtillfälle bara 11,0 taxa. Antalet taxa ökade sedan succesivt till 14,1 under perioden 1990-1992 och 15,7 under perioden 2001-02. Antalet taxa under de två senaste perioderna ligger i nivå med de värden som har rapporterats från andra kalkade sjöar. För kalkade västkustsjöar har exempelvis Hörnström *et al.* (1993) redovisat ett genomsnitt på 14,6 taxa och för tre kalkade sjöar i Åvaområdet redovisade Hörnström *et al.* (2004) ett genomsnitt på 14 arter innan kalkningarna avslutades i två av sjöarna under 1990-talet. Söderbäck (1997) har dock redovisat ett något högre genomsnitt (17,6 taxa) för 14 kalkade IKEU-sjöar. I de undersökta mörtsjöarna ökade antalet taxa inom alla tre djurplanktongrupperna, men ökningen var störst för grupperna Rotatoria och Cladocera som också är mer artrika grupper än den tredje gruppen Copepoda.

Ökningen i antalet påträffade taxa mellan de olika perioderna beror sannolikt både på en successiv återhämtning efter att sjöarna började kalkas och på återintroduktionen av mört i de undersökta sjöarna. Det finns indikationer, i form av språngvisa ökningar i antalet taxa, på att mörtetableringen har påskyndat återhämtningen, men eftersom mörten har etablerat sig vid olika tidpunkter i de olika sjöarna visar medelantalet taxa för alla sjöarna inte någon tydlig koppling till mörstens etableringstid. Den ökade artrikedomen i djurplanktonsmhället med tiden efter kalkning beror på en normalisering av fisksamhället (där mörtetableringen har stor betydelse) och utgör en också långsiktig effekt efter kalkning. Andra studier har också visat att artrikedomen i kalkade sjöar återställs snabbare vid närvaro av planktonätande fisk (Stenson *et al.* 1993, Stenson & Svensson 1994). I alla sjöarna har dominansen av enstaka taxa har ersatts av ett samhälle där flera taxa bidrar till den totala individförekomsten. Den

observerade utvecklingen följer därmed det förväntade scenariot. En effekt av ökad fiskpredation är ofta en ökad artrikedom, vilket beror på att fisken betar ned dominerande arter som ofta är känsliga för predation och ger därmed utrymme för mindre dominerande och ofta konkurrenssvaga arter att öka i antal och individtäthet (Kerfoot 1987, Andersson *et al.* 1978, Gliwicz & Pijanowska 1989, Appelberg 1995, Nyberg 1998). Särskilt tydligt är detta inom gruppen Cladocera som innehåller flera arter som är känsliga för fiskpredation.

Även individtätheten ökade i de undersökta sjöarna efter mörtetablering. Ökningen var dock inte lika tydlig som för antalet taxa. I Husevattnet och Nässjön där mörtetableringen gick relativt snabbt erhöles en fördubbling av individantalet efter etablering, men i Tinnsjön och Surtesjön där mörtetableringen tog längre tid erhöles bara en obetydlig ökning. I Husevattnet, Tinnsjön och Nässjön var det i första hand rotatorierna som ökade i individantal, men i Surtesjön ökade cladocererna i genomsnitt mest. Den ökade individtätheten av både rotatorier och cladocerer beror troligen främst på att mörtetableringen har ökat tillgången på föda för djurplanktonsamhället, dels via en ökad primärproduktion och dels genom en ökad förekomst av detritus och bakterier i vattnet. Både rotatorier och cladocerer lever av såväl detritus och bakterier som växtplankton (Gliwicz 1969).

Däremot var den genomsnittliga planktonbiomassan relativt oförändrad i tre av sjöarna efter mörtetableringen. I Nässjön ökade dock biomassan kraftigt några år efter att mörten hade återintroducerats i sjön. För huvuddelen av ökningen svarade gruppen Cladocera som mer än fördubblade sin biomassa. En ökad biomassa hos cladocerer efter fiskutsättning redovisar också Stensson & Svensson (1994). Den obetydligt förändrade biomassan i de övriga sjöarna, trots en ökad individtäthet, kan bero på att biomasseökningen hålls tillbaka av det ökade predationstrycket från mörten. Enligt Barthelmes (1988) kompenseras en ökad fiskpredation på djurplankton ofta av en ökad produktion av yngre och mindre individer, vilket kan förklara att individtätheten ökar men inte biomassan.

De erhållna resultaten följer till viss del (främst Nässjön) också det generella mönstret för storleks-selektiv predation där dominansen av stora cladocerer (*Daphnia* spp.) ersätts av en dominans av små cladocerarter, t. ex. *Bosmina* spp. och *Ceriodaphnia quadrangula*, samt rotatorier när förekomsten av planktonätande fiskarter ökar (Andersson *et al.* 1978). De små cladocererna *C. quadrangula* och *B. longispina* brukar vara de dominerande arterna i näringsrika sjöar med planktonätande fisk (Nilssen & Wærvågen 2002). I näringsfattiga sjöar med låg täthet av planktonätande fisk dominerar däremot ofta *Daphnia longispina* medan tätheten av andra mindre cladocerer är låg (Svensson *et al.* 1995). När väl ett djurplanktonsamhälle dominerat av små arter väl har utvecklats minskar dock fiskpredationens betydelse och istället är det födotillgången som har störst inverkan på djurplanktonsamhället (Vanni 1987).

I Nässjön observerades en minskad medellängd hos cladocerarterna *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia longispina* och *Daphnia cristata* efter mörtetableringen. Längdförändringarna hos dessa arter följer det förväntade mönstret där en ökad storleksselektiv predation reducerar medelstorleken hos kvarvarande arter. Särskilt tydligt är detta hos predationskänsliga arter som får en mindre genomsnittlig kroppsstorlek (medellängd) när fiskpredationen ökar (Vanni 1987). Cladocerer anses allmänt vara mer känsliga för fiskpredation än copepoder eftersom de senare är bättre på att undvika predatorer genom korta, men snabba förflyttningar (Lessmark 1983, Persson och Greenberg 1990, Stenson & Svensson 1994). I Husevattnet observerades de första åren efter mörtetableringen ingen signifikant förändring i cladocerarternas medellängd förutom hos cladoceren *Diaphanosoma brachyurum*. Däremot ökade medellängden hos arterna *Daphnia cristata* och *Bosmina*

longispina från perioden 1990-92 till 2001-02, vilket indikerar en minskad fiskpredation under senare år. Detta styrks dock inte av provfiskeresultatet eftersom förekomsten av abborre har ökat och individtätheten av mört är relativt oförändrad. Även i Tinnsjön, där mörtetableringen tog längst tid, erhöles en blandad respons. Medellängden hos cladocererna *Daphnia galeata* och *Holopedium gibberum* minskade efter mörtetableringen medan medellängden hos *Daphnia cristata* och *Bosmina longispina* ökade. De båda förstnämnda arterna har en större kroppsstorlek än de senare nämnda arterna och en förklaring till resultaten i Tinnsjön kan eventuellt vara att tillväxten hos de små cladocererna har gynnats av fiskens (främst abborre) ökade predation på de större arterna. Antalet fångade abborrindivider per ansträngning visade exempelvis en ökning 2002 efter några år med lägre värden. I Surtesjön observerades inga tydliga förändringar i djurplanktonarternas medelstorlek. I en annan undersökning fann dock Lindahl (2001) att *Daphnia* spp. och *Bosmina* spp. hade en signifikant minde medellängd i Surtesjön än den närliggande Sisjön där det bara finns abborre, gädda och regnbåge. Med undantag för Nässjön, indikerar således resultaten att mörtbeståndets påverkan på djurplanktonsamhället via storleksselektiv fiskpredation ännu inte har fått fullt genomslag i de undersökta sjöarna.

Efter mörtetableringen har vattenfärgen ökat i alla fyra sjöarna medan siktdjupet har minskat. Det kan vara en indikation på en ökad näringstillgång och en ökad växtplanktonproduktion i vattenmassan efter mörtetablering. En ökad näringstillgång och växtplanktonproduktion innebär att mängden tillgänglig "föda" för djurplankton ökar, dels i form av växtplankton och dels i form av bakterier och detritus som är viktiga födokällor för många djurplanktonarter (Pourriot 1977, Hakkari 1978, Johansson 1983, Hessen *et al.* 1990). Flera undersökningar har också visat att förändringar i fiskförekomsten kan påverka vattenkvalitet, näringsförhållanden och planktonproduktion. Studier har visat att det föreligger ett samband mellan tätheten av planktonätande fisk och vattnets fosforhalt, respektive siktdjup (Andersson *et al.* 1978, 1988, McQueen *et al.* 1990, Meijer *et al.* 1990, Sanni & Wærvågen 1990). I sjöar där fisken tagits bort genom rotenonbehandling eller reducerats med utfiskning har man i regel noterat en lägre växtplanktonbiomassa och en förbättrad vattenkvalitet i form av klarare vatten och en lägre fosforhalt (Stenson *et al.* 1978, Sanni & Waervågen 1990, Andersson *et al.* 1988). Stenson *et al.* (1978) fann vid undersökningar i Lilla Stockelidsvattnet att växtplanktonproduktionen minskade med 90 % och vattnets fosforhalt med mer än 50 % när fisken togs bort genom rotenonbehandling. De konstaterade också att vattnets pH-värde blev lägre och siktdjupet ökade. För djurplankton ersattes dominansen av små hinnkräftor och hjuldjur av en ökad förekomst av calanoida hoppkräftor (*op cit.*). När mört återintroducerades i sjön efter några år ökade både planktonproduktionen och vattnets fosforhalt till tidigare nivåer (Stenson 1988).

Undersökningar har visat att mört påverkar näringstillgången och omsättningen av fosfor på flera sätt genom sin födokonsumtion. Omsättningen av fosfor påverkas, dels direkt vid födosök och upptag via födan, och dels indirekt genom en selektiv predation på plankton och bottendjur (Nakashima & Legget 1980, 1982, Shapiro & Carlson 1982, Andersson *et al.* 1988).

Utvecklingen i enskilda sjöar

Trots ett ökat antal påträffade taxa och en ökad individtäthet efter mörtetablering har för sjöarna som grupp inte den procentuella fördelningen av olika djurplanktongrupper förändrats under de olika perioderna. Utvecklingen i de enskilda sjöarna uppvisar däremot stora skillnader beroende på att etableringstiden för mört har varit mycket olika i de undersökta sjöarna.

I **Husevattnet**, där ett självreproducerande mörtbestånd etablerades snabbast, dominerade *Ceriodaphnia quadrangula* djurplanktonbiomassan under 1988-89 men minskade sedan kraftigt. Den ersattes successivt av *Daphnia cristata* som ökade starkt i både antal och biomassa. Under perioden 2001-02 hade *C. quadrangula* ersatts helt av *Daphnia cristata* som då utgjorde 50 % av biomassan. *C. quadrangula* anses konkurrenssvag, men kan temporärt bilda ansemliga populationer i instabila cladocersamhällen om predatorer saknas (Nyberg 1998). Artens dominans beror till stor del på att den har större förmåga än andra växtätande cladocerer att utnyttja bakterier och detritus som föda (Nauwerck 1963). I kalkade sjöar förekommer den ofta i riklig mängd de första åren efter kalkning (Hörnström *et al.* 1993). Utvecklingen i Husevattnet skiljer sig markant från den i Tinnsjön, Surtesjön och Nässjön. Sjön har en relativt hög humushalt och de första åren efter kalkning gynnades troligen arten av att konkurrensen var liten samtidigt som tillgången på föda i form av bakterier och detritus var hög. Detta utgör en tänkbar förklaring till den rikliga förekomsten av arten 1988-89 och den följande minskningen efter mörtetableringen. Från 1988-89 till 1990-92 ökade också individtätheten och biomassan av rotatorier. Denna ökning utgjordes huvudsakligen av *Asplanchna priodonta*, som är vanlig i både sura och kalkade sjöar. Även biomassan av cyclopoida copepoder ökade kraftigt från 1988-89 till 2001-02.

Tinnsjön är den sjö där mörten etablerades senast. En etablering av ett reproducerande bestånd skedde sannolikt under åren 1998-99. Här noterades också bara ett fåtal tydliga förändringar i djurplanktonförekomsten. Förändringar som noterades var ett ökat antal taxa och en ökad individtäthet och biomassa hos *Daphnia galeata* och *Bosmina longispina* från 1990-92 till 2001-02. Effekterna av den ökade mörtförekomsten har ännu inte nått full utveckling och några större förändringar har inte skett i djurplanktonsamhället beträffande artsammansättning, individtäthet och biomassa.

I **Surtesjön** dominerades biomassan kraftigt av *Daphnia longispina* under åren 1988-89, men dominansen ersattes efter mörtetableringen (1993-94) av ett mer varierat planktonsamhälle där det förutom *D. longispina* också ingick arter som *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia cristata* och *Diaphanosoma brachyurum*. Trots att individtätheten och biomassan av *D. longispina* minskade ökade den totala individtätheten av cladocerer. Efter mörtetableringen noterades en minskning av copepoden *Eudiaptomus gracilis*, både vad gäller antal och biomassa, vilket kan vara en effekt av konkurrens med andra algätande djurplankton (Stenson & Svensson 1994). *E. gracilis*, som brukar vara dominerande i sura sjöar (Hörnström *et al.* 1993) är i likhet med de flesta cladocerer filtrerare och lever av växtplankton, bakterier och detrituspartiklar (Nauwerck 1963). Med nära nog en tredubbling av cladocerförekomsten ökade sannolikt konkurrensen om födan.

I **Nässjön**, där mörtbeståndet återetablerades under perioden 1992-93, noterades de största förändringarna i djurplanktonsamhället. Detta kan delvis bero på att det förutom mörtetableringen även har etablerats ett reproducerande braxenbestånd i Nässjön. Då båda arterna är effektiva djurplanktonbetare bör predationstrycket ha ökat kraftigt. Tydliga förändringar som noterades efter dessa arters etablering var en ökad individtäthet hos rotatorier, cladocerer och cyclopoida copepoder, samt en ökad biomassa av rotatorier, cladocerer och cyclopoida copepoder. Cladoceren *Ceriodaphnia quadrangula* som 1988-89 endast utgjorde 1 % av biomassan ökade under de följande två perioderna till 29 respektive 24 %. För cladocererna *Daphnia longispina* och *Daphnia cristata* erhöles också en signifikant minskad medellängd. *D. longispina* minskade i förekomst och storlek direkt efter återintroduktionen av mört medan storleksförändringen och ökningen i individtäthet hos *D. cristata* blev mera uttalad först efter mört- och braxenetableringen. Längdminskningen och

den minskade individtätheten hos *D. longispina* utgör sannolikt effekter av en ökad predation eftersom *D. longispina* är predationskänslig och utgör ett attraktivt byte för planktonätande fisk. Artens andel av biomassan minskade från 53 % 1988-89 till <1 % 2001-02, vilket gynnade de mer småväxta och mindre predationskänsliga arterna *Ceriodaphnia quadrangula* och *Daphnia cristata*. Detta är väl i överensstämmelse med förväntad utveckling. I sjöar med effektiva djurplanktonätare som mört, siklöja och braxen är ofta förekomsten av *D. longispina* kraftigt begränsad och i stor utsträckning ersatt av arter som *D. cristata*, *D. hyalina* och *D. galeata* (Appelberg *et al.* 1990), samt *Ceriodaphnia quadrangula* (Hörnström *et al.* 1993).

Sammanfattningsvis indikerar de erhållna resultaten att fiskbeståndens artsammansättning och struktur spelar en viktig roll för näringsfattiga sjöars återhämtning efter försurning och kalkning. Etableringen av reproducerande mörtbestånd i de undersökta sjöarna har påverkat såväl sjöarnas vattenkvalitet som deras planktonsamhällen. Återetableringen av mört har medfört både ett ökat betningstryck på djurplanktonsamhället och en förbättrad intern näringscirkulation i sjöarna. Båda faktorerna har bidragit till utvecklingen av ett planktonsamhälle med en större artrikedom och högre diversitet än före mörtetableringen. Återetableringen av mört har således starkt bidragit till en återställning och normalisering av djurplanktonsamhället i de undersökta sjöarna. Eftersom analysresultat saknas från tiden före försurning kan man för mörtsjöarna, i likhet med andra kalkade sjöar, bara försöka beskriva förväntade djurplanktonsamhällen efter kalkning baserat på kunskaper om djurplanktonsamhällens artsammansättning i oligotrofa icke försurade sjöar (Persson & Ekström 2001). Vid en sådan jämförelse indikerar de erhållna resultaten att de arter som påträffades i mörtsjöarna också förekom där innan sjöarna blev försurade, möjligen med ett större inslag av *Holopedium gibberum* och en lägre frekvens av *Ceriodaphnia quadrangula*.

5. Referenser

- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström, E. Hörnström and U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. – *Ambio* 3: 30-65.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström and E. Hörnström. 1978. Sulphur pollution and the aquatic ecosystem. - *In: Sulphur in the environment.* (Ed.) Nriagu, J. O. Wiley and Sons, New York. p. 272-311.
- Andersson, G., H. Berggren, G. Cronberg och C. Gelin. 1978. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. – *Hydrobiologia* 59: 9-15.
- Andersson, G., W. Graneli and J. Stenson. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. – *Hydrobiologia* 170: 267-284
- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. – *In: Liming of Acidified Surface Waters.* (Eds.) Henrikson, L. and Brodin, Y. W. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 283-304.
- Appelberg, M., E. Degerman and P. Nyberg. 1989. Species composition and relative abundance of the fish fauna in acidified and limed Swedish lakes. – *In: Acid deposition,*

Sources, Effects and Controls. Longhurst, J. (ed.). British Library Technical Communications, UK 1989. P. 143-160.

Appelberg, M., C. Ekström och E. Hörnström 1990. Stora Härsjön – ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. - Information från Sötvattenslaboratoriet. Nr 1 1990.

Appelberg, M., B-I. Henrikson, L. Henrikson and M. Svedäng. 1993. Biotic interactions within the litoral community of Swedish forest lakes during Acidification. – *Ambio* 22: 290-297.

Barthelmes, D. 1988. Fish predation and resource reaction: Biomanipulation background data from fisheries research. – *Limnologia* 19: 51-59.

Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. – Monitor 12, Naturvårdsverket informerar, 144 p.

Berzins, B. och J. Bertilsson. 1990. Occurrence of limnic microcrustaceans in relation to pH and humic content in Swedish waterbodies. - *Hydrobiologia* 199: 65-71.

Blomqvist, P., U. Heyman och R. Grundström. 1981. The structure of the pelagic ecosystem in Lake Siggeforasjön. – *Scripta Limnologica Upsaliensia, Scripta A 522*, 79 sidor.

Blomqvist, P., R. T. Bell, H. Olofsson, U. Stensdotter and K. Vrede. 1994. Plankton in Lake Njupfatet before and after liming. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 551-565.

Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson and T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. – *Norw. J. Zool.* 24:419-456.

Brabrand Å., B. Faafeng, T. Källquist and J. P. Nilssen. 1984. Can iron defecation from fish influence phytoplankton production and biomass in eutrophic lakes? – *Limnol. Oceanogr.* 29: 1330-1334.

Broberg, O. and G. Persson. 1984. External budgets for phosphorus, nitrogen and dissolved organic carbon for the acidified lake Gårdsjön. – *Arch. Hydrobiol.* 99: 160-175.

Cook, M. P. and M. J. Burgis. 1988. The diet and growth of juvenile fish in a gravel pit lake. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1719-1723.

Cryer, M., G. Peirson and C. R. Townsend. 1986. Reciprocal interactions between roach, *Rutilus rutilus*, and zooplankton in a small lake: prey dynamics and fish growth and recruitment. - *Limnology & Oceanography* 31: 1022-1038.

Dahlberg, M. och B. Bergquist. 2000. Återintroduktion av mört i kalkade sjöar i Jönköpings län. – Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelanden 2000:2.

Degerman, E., L. Henrikson, J. Herrmann and P. Nyberg. 1995. The effects of liming on aquatic fauna. – *In: Liming of Acidified Surface Waters*. Eds. Henrikson, L. and Brodin, Y. W. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 221-282.

- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg and P. Nyberg. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. – *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Gliwicz, Z. M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. - *Ekologia Polska Serie A. Tom XVII. Nr 36*: 663-706.
- Gliwicz, Z. M. and J. Pijanowska. 1989. The role of predation in zooplankton succession. - *In*: Sommer, U. (ed.) *Plankton ecology: Succession in plankton communities*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Halldén, A. 1994. Provfiske 1993 i Jönköpings län. – Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 6, 1994.
- Hakkari, L. 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland. - *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 4: 3-87.
- Hessen, D. O., T. Andersen and A. Lyche. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. - *Limnol. Oceanogr.* 35: 84-99.
- Horppila, J. and T. Kairesalo. 1992. Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. – *Hydrobiologia* 243/244: 323-331.
- Horppila, J., J. Ruuhijärvi, M. Rask, C. Karpinen, K. Nyberg and M. Olin. 2000. Seasonal changes in the diets and the relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. – *J. Fish Biol.* 56: 51-72.
- Hörnström E. och C. Ekström 1983. pH-, närings- och aluminiumeffekter på plankton i västkustsjöar. - SNV rapport 1704. 124 p.
- Hörnström, E., C. Ekström, and M. O. Duraini. 1984. Effect of pH and different levels of aluminium on lake plankton. - *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. Nr 61*: 115-127.
- Hörnström, E., C. Ekström, E. Fröberg and J. E. Svenson. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west coast lakes under acidic and limed conditions. - *Can. J. Fish. Aquatic. Sci. Vol. 50*: 688-702.
- Hörnström, E., C. Ekström, M. Sundbom och F. Edberg. 2004. Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet. Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Rapport 2004:20.
- Jansson, M., G. Persson and O. Broberg. 1986. Phosphorus in acidified lakes: the example of lake Gårdsjön, Sweden. – *Hydrobiologia* 139: 81-96.
- Johansson, C. och J.-Å. Johansson. 1974. Födoval hos mört- och braxenynge (Cyprinidae) i Sövedsjön i Skåne. – *Information från Sötvattenslaboratoriet Nr 13, 1974*. 30 sidor.
- Johansson, J.-Å. 1983. Seasonal development of bacterioplankton in two forest lakes in central Sweden. - *Hydrobiologia*. 101: 71-88.

- Johansson, J.-Å., H. Olofsson och L. Ramberg 1976. Studier av zooplanktons konsumtion i Botjärn. - Klotenprojektet rapport Nr 5. Uppsala universitet, Limnologiska institutionen 27.
- Kerfoot, W. C. 1987. Cascading effects and indirect pathways. *In: Kerfoot W. C. & A. Sih (eds.), Predation – direct and indirect impact on aquatic communities* p. 57-70. – Univ. Press, New England, Hanover and London.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. Fiskeriverket Informerar 2001:2.
- Kitchell, J. F. and S. R. Carpenter. 1988. Food web manipulation in experimental lakes. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 351-358.
- Larsson, S. 1995. The Effects of liming on aquatic flora. – *In: Liming of Acidified Surface Waters*. Eds. Henrikson, L. and Brodin, Y. W. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 193-220.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in South Swedish lakes. - Ph. D. Thesis, Dep. Limnol., University of Lund.
- Lindahl, H. 2001. Surtesjön – En undersökning av mörtens (*Rutilus rutilus*) påverkan på zooplanktonsamhällets art- och storlekssammansättning. – Examensarbete 20 p, Avd. för ekologisk zoologi, Göteborgs Universitet. 24 sidor.
- McQueen, D. J., J. R. Post and E. L. Mills. 1986. Trophic Relationships in Freshwater Pelagic Ecosystems. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581.
- McQueen, D. J., M. R. S. Johannes, N. R. Lafontaine, A. S. Young, E. Longbotham and D. R. S. Lean. 1990. Effects of planktivore abundance on chlorophyll-a and Secchi-depth. – *Hydrobiologia* 200/201: 337-341.
- Meijer, M-L., M. W. de Haan, A. W. Breukelaar and H. Buiteveld. 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes. – *Hydrobiologia* 200/2001: 303-315.
- Morling, G. och B. Pejler. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. – *Limnologica* 20: 307-318.
- Muniz, I. P. 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. - *In: Acidic Deposition – Its Nature and Impacts*. Eds. F. T. Last and R. Watling. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, 97B. p. 227-254.
- Nakashima, B. S. and W.C. Legget. 1980. The role of fishes in the regulation of phosphorus dynamics of lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:1540-1549.
- Nakashima, B. S. and W.C. Legget. 1982. How important is phosphorus excretion by fish to the phosphorus dynamics of lakes. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 364-366.

- Nauwerck, A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken . Symb. Bot. Ups. 17(5):13p. (In German with english summary).
- Nilssen, J. P., T. Østerdahl and W. T. W. Potts. 1983. Physiologi til zooplankton under forurning og kalking: et pilotstudium med radioisotoper. – The liming project, Rep. 7/83:1-31. Dep. Environm. (Norway).
- Nilssen, J. P., T. Østerdahl og W. T. W. Potts. 1984. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation or competition? – Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 148-153.
- Nilssen, J. P. and S. B. Wærvågen. 2002. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified Lakes? - Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 9: 73-84.
- Nyberg, P., M. Appelberg and E. Degerman. 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. – Proceed. Int. Conf. Acid Precip. – Water, Air and Soil Pollution 31: 669-689.
- Nyberg, P. 1998. Biotic effects in planktonic crustacean communities in acidified Swedish forest lakes after liming. - Water, Air, and Soil Pollution 101: 257-288.
- Olofsson, H., P. Blomqvist, H. Olsson och O. Broberg. 1988. Restoration of the pelagic food web in acidified and limed lakes by gentle fertilization. – Limnologica 19: 27-35.
- Olsson, H., P. Blomqvist och H. Olofsson. 1992. Phytoplankton and zooplankton community structure after nutrient additions to the oligotrophic Lake Hecklan, Sweden. – Hydrobiologia 1992: 1-9.
- Pejler, B. 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. - Zool. Bidr. Uppsala. 36: 1-4.
- Persson, G. and O. Broberg. 1985. Nutrient concentrations in the acidified lake Gårdsjön: the role of transport and retention of phosphorus, nitrogen and Doc in watershed and lake. – Ecol. Bull. (Stockholm) 37: 176-192.
- Persson, G. och C. Ekström. 2001. Djurplankton före och efter kalkning i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. - SLU. Miljöanalys. Rapport 201:6.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). – Oecologia 73: 170-177.
- Persson, L., G. Andersson, S. F. Hamrin and L. Johansson. 1988. Predatory regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. *In*: Carpenter, S. R. (ed.) Complex interactions in lake communities. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 45-59.
- Persson, L. and L. A. Greenberg, 1990. Juvenile Competitive Bottlenecks: The Perch (*Perca fluviatilis*) – Roach (*Rutilus rutilus*) Interaction. – Ecology 71: 44-56.
- Post, J. R. And D. J. McQueen. 1987. The impact of planktivorous fish on the structure of plankton community. – Freshw. Biol. 17: 79-89.

- Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of rotifera. - Arch. Hydrobiol. Beih. 8: 243-260.
- Rosén, R. A. 1981. Length-dryweight relationships of some freshwater zooplankton. - J. Freshw. Ecology 1: 225-229.
- Sanni, S. and S. B. Waervågen. 1990. Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. - Hydrobiologia 200/2001: 263-274.
- Sarvala, J. and S. Halsinaho. 1990. Crustacean zooplankton of Finnish forest lakes in relation to acidity and other environmental factors. - *In: Acidification in Finland*. Eds. Kauppi m.fl., Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 1009-1027
- Shapiro, J. and R. Carlson. 1982. Comment of the role of fish in the regulation of phosphorus availability in lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:364-374.
- Stenson, J. A. E. 1976. Predator influence on zooplankton and benthos in some small forest lakes (Bohuslän, SW Sweden). - Dissertation, Department of zoology, University of Gothenburg, Sweden.
- Stenson, J. A. E. 1988. Fauna structure and water quality. - Aqua Fennica 18.
- Stenson, J. A. E., T. Bohlin, L. Henriksson, B-I. Nilsson, G. Nyman, H. Oscarsson and P. Larsson. 1978. Effects of fish removal from a small lake. - Verh. Int. Verein. Limnol. 20: 794-801.
- Stenson, J. A. E., J-E. Svensson and G. Cronberg. 1993. Changes and Interactions in the Pelagic community in Acidified Lakes in Sweden. - Ambio 22 : 277-282.
- Stenson, J. A. E. and J-E. Svensson 1994. Manipulations of planktivore fauna and development of crustacean zooplankton after restoration of the acidified Lake Gårdsjön. - Arch. Hydrobiol. 131: 1-23.
- Svensson, J. E. , L. Henrikson, S. Larsson and A. Wilander. 1995. Liming strategies and effects: the Lake Gårdsjön case study. - *In: Liming of acidified surface waters*. (Eds) Henrikson, L. and Brodin, Y. W. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. p.309-325.
- Söderbäck, B. 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar. Utvärdering av IKEU-programmets sex första år. - Naturvårdsverket Rapport 4816.
- Utermöhl. H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmetodik. - Mitt. Int. Verein. Limnol. 9.
- Vanni, M. J. 1987. Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community. - Ecol. Monogr. 57: 61-88.

Wilander, A., P. Andersson, H. Borg and O. Broberg. 1995. The effects of liming on water chemistry. – *In: Liming of Acidified Surface Waters.* (Eds.) Henrikson, L. and Brodin, Y. W. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 125-178.

Winfield, I. J., G. Peirson, M. Cryer and C. R. Townsend. 1983. The behavioural basis of prey selection by underyearling bream (*Abramis brama* (L.)) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)). – *Freshw. Biol.* 13: 139-149.

7. Appendix

Tabell 1. Vattenkemiska data före och efter kalkning för de sex undersökta sjöarna. n = antal analyserade vattenprov.

Fågeltjärnet 1982 – 1992

Period	Siktdjup (m)				Färg (mgPt/l)				pH				Alkalinitet (mekv/l)				Tot-P (µg/l)				Tot-Al (µg/l)									
	n	Medel	SD	Min	Max	n	Medel	SD	Min	Max	n	Med	SD	Min	Max	n	Medel	SD	Min	Max	N	Medel	SD	Min	Max					
1982-1984	0					2	82		65	100	2	4,4	0,07	4,4	4,5	2	0		0	0	0	0								
1985-1987	0					3	107	11,5	100	120	3	5,9	0,64	5,2	6,4	3	0,090	0,085		0	0,171	0	3	203	41,6	170	250			
1988-1989	7	2,8	1,13	1,5	4,2	9	78	38,9	40	150	9	6,3	0,41	5,4	7,0	8	0,108	0,104	0,030	0,320	5	16	8,9	6	25	6	292	125,9	100	471
1990-1992	3	3,2	0,87	2,6	4,2	5	49	13,9	35	70	5	5,8	0,34	5,5	6,3	4	0,036	0,037	0,008	0,090	4	14	7,1	7	24	4	197	62,5	141	268

Kasebosjön 1983-2002

1983-1984	1	6,4				4	26	14,9	10	45	4	4,5	0,25	4,2	4,8	4	0	0	0	0	0	1	210								
1985-1987	0					4	47	28,7	30	90	4	6,3	0,58	5,8	7,0	4	0,100	0,137	0,010	0,300	0	4	95	23,6	80	130					
1988-1989	7	5,0	2,00	2,2	7,6	11	28	20,3	5	80	11	6,3	0,48	5,4	7,1	10	0,094	0,071	0,020	0,240	9	8	3,2	3	13	10	135	79,3	60	326	
1990-1992	2	6,5	0,42	6,2	6,8	2	15	0	15	15	2	6,4	0,28	6,2	6,6	2	0,037	0,006	0,033	0,041	2	6	0,7	6	7	2	103	46	71	136	

Husevattnet 1939 – 2002

1939-1983	2	2,2	0,35	2,0	2,5	4	61	26,6	40	100	5	5,1	0,43	4,7	5,7	4	0	0	0	0	1	18		18	18	0					
1984-1987	0					5	80	22,4	40	90	5	6,4	0,23	6,2	6,7	5	0,085	0,060	0,02	0,16	0	4	159	48,4	115	210					
1988-1989	6	3,3	0,77	1,8	3,9	7	59	25,9	35	100	7	6,5	0,47	6,2	7,5	6	0,208	0,253	0,05	0,70	7	14	6,1	8	24	7	187	93,5	95	322	
1990-1992	5	2,8	0,53	2,1	3,5	10	46	13,1	35	70	10	6,4	0,35	6,1	7,2	9	0,118	0,073	0,05	0,24	7	12	2,4	10	17	7	97	17,5	63	116	
1993-2002	7	2,4	0,61	1,7	3,5	10	77	21,6	40	120	10	6,6	0,30	6,0	7,1	10	0,114	0,040	0,05	0,18	0					0					

Tinnsjön 1971 - 2002

1971-1977	0					1	35		35	35	3	4,7	0,53	4,1	5,1	3	0	0	0	0	1	7		7	7	0					
1978-1987	1	4,0		4,0	4,0	32	32	11,6	15	65	37	6,1	0,50	5,0	7,2	37	0,069	0,064	0	0,250	0					9	162	55,7	50	240	
1988-1989	2	4,6	0,57	4,2	5,0	8	26	9,3	14	40	8	6,8	0,35	6,0	7,1	8	0,166	0,108	0,050	0,331	0				1	171		171	171		
1990-1992	5	4,4	0,51	3,7	4,9	13	25	6,7	15	40	13	6,4	0,30	6,0	6,9	12	0,079	0,042	0,021	0,153	6	10	3,9	6	14	6	76	39,9	25	144	
1993-2002	6	3,6	0,65	2,9	4,5	20	51	24,8	15	125	20	6,8	0,39	5,9	7,3	20	0,198	0,077	0,050	0,340	0				0						

Surtesjön 1970 - 2002

1970-1971	2	8,7	1,77	7,5	10	4	10	10,0	5	25	5	4,5	0,32	4,0	4,9	5	0	0	0	0	3	14	10,0	3	22	0					
1976-1981	2	7,5	0	7,5	7,5	8	6	3,3	1	10	11	5,2	0,88	4,2	6,9	9	0,002	0,007	0	0,02	0				1	310		310	310		
1982-1987	0					16	19	11,6	7	40	16	6,7	0,44	5,6	7,4	16	0,189	0,119	0,02	0,37	0				3	113	35,1	80	150		
1988-1989	7	7,0	2,69	1,4	9,7	13	19	11,2	10	40	13	6,9	0,35	6,4	7,5	14	0,227	0,084	0,08	0,34	6	9	3,1	5	14	5	91	36,5	54	130	
1990-1992	1	5,4		5,4	5,4	11	18	8,8	5	30	11	6,9	0,24	6,6	7,3	11	0,148	0,047	0,07	0,21	1	9		9	9	1	20		20	20	
1993-2002	7	4,9	0,59	4,4	6,1	16	37	21,6	15	90	16	6,9	0,48	5,8	7,4	16	0,178	0,102	0,04	0,36	0				0						

Nässjön 1945 - 2002

1945-1984	2	4,1	2,40	2,4	5,8	11	48	18,7	15	80	13	5,1	0,41	4,2	5,8	11	0,002	0,006	0	0,02	0				5	164	51,8	120	230	
1985-1987	0					7	64	9,8	50	80	7	6,6	0,29	6,2	7,0	7	0,131	0,049	0,06	0,19	0				6	128	71,1	60	260	
1988-1989	6	3,0	0,67	2,2	3,7	10	55	22,6	35	90	10	6,5	0,36	5,7	7,0	10	0,172	0,074	0,02	0,28	5	16	3,0	11	19	5	50	13,0	33	65
1990-1992	4	3,6	0,95	2,8	4,7	10	55	19,5	30	80	10	6,4	0,24	5,9	6,8	9	0,078	0,035	0,03	0,14	6	14	3,5	11	20	6	55	17,7	34	82
1993-2002	7	2,4	0,40	1,9	3,1	10	77	25,8	40	120	11	6,6	0,35	6,2	7,2	11	0,153	0,061	0,07	0,23	0				0					

= Före kalkning

= Kalkningsverksamhetens vattenkemiska mål är ej uppfyllda

Tabell 2. *Provfiskeresultat från sjöarna Fågletjärnet och Kasebosjön under perioden 1983-91.*

a) Fågletjärnet				Fångst per nätansträngning					
				Antal individer/nät			Vikt/nät (gram)		
Provfiskeår	Datum	Ant.nät	Nättyp	Abborre	Mört	Totalt	Abborre	Mört	Totalt
1988	880711	8	Drottn.-14	9,1	0	9,1	233,8	0,0	233,8
1989	890729	8	Drottn.-14	14,0	0,3	14,3	300,5	48,6	349,1
1990	900808	8	Drottn.-14	11,8	0,5	12,3	251,8	119,0	370,8
1991	910806	8	Drottn.-14	18,5	2,6	21,1	419,1	204,8	623,9

b) Kasebosjön				Fångst per nätansträngning					
				Antal individer/nät			Vikt/nät (gram)		
Provfiskeår	Datum	Ant.nät	Nättyp	Abborre	Gädda	Totalt	Abborre	Gädda	Totalt
1983	831110	8	Drottn.-12	12,4	0	12,4	564,0	0	564,0
1988	880707	8	Drottn.-14	11,6	0,3	11,9	1289,3	40,8	1330,0
1989	890802	8	Drottn.-14	18,3	0,4	18,7	920,6	328,8	1249,4
1990	900805	8	Drottn.-14	23,6	0,1	23,8	812,8	236,5	1049,3

Tabell 3. Påträffade djurplanktontaxa i de sex undersökta sjöarna under perioderna 1988-1989, 1990-92 och 2001-02.

Taxa	1988-89		Mörtsjöar, 1988-89				Mörtsjöar 1990-92				Mörtsjöar, 2001-02			
	Fågeltjärnet	Kasebosjön	Husevattnet	Nässjön	Surtesjön	Tinnsjön	Husevattnet	Nässjön	Surtesjön	Tinnsjön	Husevattnet	Nässjön	Surtesjön	Tinnsjön
ROTATORIA														
<i>Keratella cochlearis</i> gr.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella quadrata</i> gr.	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X		
<i>Kellicottia longispina</i> (KELLICOTT)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trichocerca</i> spp.	X						X	X	X		X	X	X	X
<i>Gastropus stylifer</i> IMHOF	X				X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asplanchna priodonta</i> GOSSE	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Polyarthra</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synchaeta</i> spp.	X		X		X		X		X		X	X	X	
<i>Ploesoma</i> spp.			X		X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Filinia longiseta</i> ()							X	X			X	X	X	
<i>Conochilus</i> spp.		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rotatoria övr.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
CLADOCERA														
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (LIÉVIN)	X		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Limnospida frontosa</i>											X			X
<i>Holopedium gibberum</i> ZADDACH	X	X	X	X		X	X	X		X				X
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> SARS	X		X	X		X	X	X	X			X	X	X
<i>Daphnia longispina</i> MULLER				X	X			X	X			X	X	
<i>Daphnia cristata</i> SARS	X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Daphnia galeata</i> BIRGE										X				X
<i>Bosmina longirostris</i> (MULLER)	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bosmina coregoni</i> (BAIRD)	X	X	X		X									
<i>Bosmina longispina</i> (LEYDIG)	X	X	X			X	X	X		X	X	X	X	X
Chydoridae		X			X				X		X	X	X	
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	X	X						X				X	X	
<i>Bythotrephes longimanus</i> LEYDIG		X											X	X
<i>Leptodora kindti</i> (FÖCKE)				X	X	X		X		X	X	X	X	X
COPEPODA														
<i>Eudiaptomus gracilis</i> SARS	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heterocope appendiculata</i> SARS							X			X	X			X
Cyclopoida Copepoder	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Antal arter	19	15	16	15	16	16	21	22	17	19	23	23	23	22

Tabell 4. Medelvärden för a) individtäthet (Ind/L) och b) biomassa (μg torrvt/L) för olika djurplanktongrupper under olika perioder i de undersökta sjöarna.

a) Individtäthet		n	Rotatoria		Cladocera		Copepoda						Totalantal	
			Ind/L	SD	Ind/L	SD	Calanoida		Cyclopoida		Nauplier		Ind/L	SD
Fågeltjärnet	1988-89	6	103,0	66,83	24,2	17,42	5,6	4,58	2,1	1,09	6,8	5,88	141,7	69,05
Kasebosjön	1988-89	6	60,0	97,31	5,4	3,93	4,7	3,55	1,0	1,28	7,4	5,43	78,5	90,45
Husevattnet	1988-89	5	39,1	31,48	22,3	15,22	2,6	1,53	1,4	0,79	5,1	3,57	70,5	31,74
	1990-92	7	185,1	190,73	20,4	18,09	2,8	2,81	6,4	7,62	20,6	21,44	235,3	183,76
	2001-02	3	95,9	54,80	13,1	11,96	2,5	0,58	5,0	3,68	13,9	13,48	130,4	62,50
Nässjön	1988-89	3	69,1	71,11	7,4	4,94	2,3	2,12	2,1	2,10	24,0	23,68	104,9	74,92
	1990-92	6	70,2	66,07	21,3	12,51	6,3	8,24	2,5	2,42	20,1	12,89	120,4	67,18
	2001-02	3	177,8	39,82	37,2	6,46	3,2	2,00	16,7	5,79	63,6	46,44	298,5	91,78
Surtesjön	1988-89	5	114,7	89,22	8,3	3,67	4,0	1,80	14,5	9,61	22,3	24,11	163,8	122,28
	2001-02	2	118,0	38,35	23,2	8,22	2,1	0,14	4,2	0,52	20,2	0,21	167,7	29,26
Tinnsjön	1988-89	3	67,3	37,24	14,6	5,82	1,6	0,18	4,7	3,13	13,2	10,31	101,4	46,92
	1990-92	7	54,8	48,79	13,5	7,30	1,3	1,00	5,8	3,06	19,7	16,47	95,1	57,71
	2001-02	3	97,7	94,22	15,9	4,76	2,1	0,35	4,5	0,55	14,6	5,93	134,8	92,99

b) Biomassa		n	Rotatoria		Cladocera		Copepoda						Total biomassa	
			DW/L	SD	DW/L	SD	Calanoida		Cyclopoida		Nauplier		DW/L	SD
Fågeltjärnet	1988-89	6	8,5	7,15	33,9	29,54	29,4	25,72	4,6	2,26	0,4	0,29	76,8	38,03
Kasebosjön	1988-89	6	2,9	4,88	48,6	37,28	20,5	18,91	3,2	3,82	0,4	0,25	75,6	47,83
Husevattnet	1988-89	5	1,9	1,09	58,2	80,03	12,0	5,20	2,4	1,37	0,3	0,28	74,8	83,45
	1990-92	7	16,3	16,45	42,9	34,26	11,6	9,97	8,3	8,39	1,4	1,37	80,5	46,09
	2001-02	3	5,4	2,69	37,6	25,03	7,6	2,98	10,2	7,16	0,7	0,62	61,5	13,67
Nässjön	1988-89	3	3,8	4,22	41,3	35,19	11,1	9,12	5,3	4,98	1,2	1,19	62,7	48,41
	1990-92	6	5,0	3,75	74,0	48,00	24,7	28,15	6,0	6,20	1,9	1,74	111,6	58,87
	2001-02	3	13,7	5,87	74,7	33,32	13,0	9,76	32,6	9,81	3,5	2,66	137,5	46,70
Surtesjön	1988-89	5	8,6	7,19	50,2	38,81	16,9	6,88	18,5	15,69	1,2	0,96	95,4	23,9
	2001-02	2	7,2	0,04	50,5	27,25	6,9	1,03	9,1	0,71	1,1	0,07	74,8	27,66
Tinnsjön	1988-89	3	3,6	1,93	41,2	10,87	7,9	1,68	9,4	5,65	0,7	0,51	62,8	13,74
	1990-92	7	3,2	2,55	45,0	29,28	8,3	6,93	13,0	5,76	1,3	1,04	70,8	37,81
	2001-02	3	6,6	6,63	51,3	11,83	10,3	3,51	7,7	1,18	0,8	0,44	76,7	12,54

Tabell 5. *Daphnia* arter, medelvärden perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02 för individtäthet (Ind/L), biomassa (μg torrsvikt/L) och medellängd (μm).

a) Individtäthet		1988-89			1990-92			2001-02		
		N	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Husevattnet	<i>Daphnia cristata</i>	4	0,44	0,54	7	4,11	3,44	6	12,80	10,90
Nässjön	<i>Daphnia longispina</i>	3	3,77	4,07	5	1,28	1,53	4	0,14	0,11
	<i>Daphnia cristata</i>	2	2,6	2,40	6	7,30	7,40	6	14,20	12,40
Surtesjön	<i>Daphnia longispina</i>	5	7,36	3,40	-	-	-	5	2,75	1,67
	<i>Daphnia cristata</i>	0	0	0	-	-	-	5	2,36	1,65
Tinnsjön	<i>Daphnia galeata</i>	0	0	0	5	1,82	1,69	9	0,18	0,11
	<i>Daphnia cristata</i>	3	6,95	5,11	7	9,67	2,09	6	5,24	1,89

b) Biomassa		1988-89			1990-92			2001-02		
		N	DW /L	SD	n	DW /L	SD	n	DW /L	SD
Husevattnet	<i>Daphnia cristata</i>	4	0,98	1,33	7	10,16	10,87	6	34,8	27,1
Nässjön	<i>Daphnia longispina</i>	3	27,83	30,98	5	4,13	3,92	4	0,35	0,32
	<i>Daphnia cristata</i>	2	7,57	4,68	6	25,69	29,67	6	29,1	21,1
Surtesjön	<i>Daphnia longispina</i>	5	48,62	39,56	-	-	-	5	12,80	7,38
	<i>Daphnia cristata</i>	0	0	0	-	-	-	5	5,57	3,55
Tinnsjön	<i>Daphnia galeata</i>	0	0	0	5	9,11	6,98	9	0,68	0,65
	<i>Daphnia cristata</i>	3	19,93	14,61	7	34,29	8,35	6	18,5	5,57

c) Medellängd		1988-89			1990-92			2001-02		
		n	μm	SD	n	μm	SD	N	μm	SD
Husevattnet	<i>Daphnia cristata</i>	10	746,9	126,12	111	718,6	200,81	147	857,6	198,73
Nässjön	<i>Daphnia longispina</i>	42	1126,2	250,73	56	824,0	226,33	4	781,7	205,89
	<i>Daphnia cristata</i>	29	851,7	119,11	119	831,7	144,48	159	762,5	116,22
Surtesjön	<i>Daphnia longispina</i>	119	1081,0	346,74	-	-	-	189	1003,1	165,27
	<i>Daphnia cristata</i>	0	-	-	-	-	-	173	769,0	15,02
Tinnsjön	<i>Daphnia galeata</i>	0	-	-	76	986,4	245,86	24	861,1	209,81
	<i>Daphnia cristata</i>	53	808,6	163,44	140	873,02	138,14	204	909,6	185,31

Tabell 6. *Bosmina* arter, medelvärden perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02 för individtäthet (Ind/L), biomassa (μg torr/vikt/L) och medellängd (μm).

a) Individtäthet	Art	1988-89			1990-92			2001-02		
		N	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Husevattnet	<i>Bosmina longirostris</i>	3	5,0	3,26	3	1,1	1,73	1	0,1	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	2	0,4	0,27	6	3,6	5,96	6	0,8	0,67
Nässjön	<i>Bosmina longirostris</i>	1	0,1	-	5	5,1	7,34	4	0,5	0,29
	<i>B.coregoni/longispina</i>	1	0,1	0,66	1	0,1	-	5	1,5	1,9
Surtesjön	<i>Bosmina longirostris</i>	0	0	0	-	-	-	3	0,1	0,08
	<i>B.coregoni/longispina</i>	4	0,7	0,66	-	-	-	5	1,4	1,58
Tinnsjön	<i>Bosmina longirostris</i>	1	7,9	-	2	0,5	0,48	1	0,1	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	3	3,0	3,54	5	1,0	1,31	6	4,2	3,36

b) Biomassa	Art	1988-89			1990-92			2001-02		
		N	DW/L	SD	n	DW/L	SD	n	DW/L	SD
Husevattnet	<i>Bosmina longirostris</i>	3	4,0	3,46	3	1,1	1,73	1	0,0	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	2	0,7	0,70	6	5,2	9,13	6	1,9	1,38
Nässjön	<i>Bosmina longirostris</i>	1	0,1	-	5	6,0	9,56	4	0,5	0,23
	<i>B.coregoni/longispina</i>	0	0	0	1	0,1	-	5	3,0	4,25
Surtesjön	<i>Bosmina longirostris</i>	0	0	0	-	-	-	3	0,3	0,44
	<i>B.coregoni/longispina</i>	4	1,5	1,93	-	-	-	5	3,2	3,44
Tinnsjön	<i>Bosmina longirostris</i>	1	6,1	-	2	0,4	0,42	1	0,0	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	3	6,1	5,51	5	1,7	1,95	6	10,5	6,72

c) Medellängd	Art	1988-89			1990-92			2001-02		
		n	μm	SD	N	μm	SD	n	μm	SD
Husevattnet	<i>Bosmina longirostris</i>	35	283,1	47,42	20	313,5	60,91	1	174,6	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	6	374,2	109,29	52	352,3	71,75	64	416,9	68,24
Nässjön	<i>Bosmina longirostris</i>	1	333	-	59	318,0	61,15	30	293,7	68,08
	<i>B.coregoni/longispina</i>	0	-	-	1	269,8	-	48	414,7	70,20
Surtesjön	<i>Bosmina longirostris</i>	0	-	-	-	-	-	19	320,8	50,36
	<i>B.coregoni/longispina</i>	19	451,1	117,52	-	-	-	96	440,6	124,66
Tinnsjön	<i>Bosmina longirostris</i>	10	282,5	23,42	12	289,7	38,95	1	285,7	-
	<i>B.coregoni/longispina</i>	24	456,3	114,87	47	379,3	84,85	179	466,7	92,85

Tabell 7. *Ceriodaphnia quadrangula*, medelvärden perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02 för individtäthet (Ind/L), biomassa (μg torr vikt/L) och medellängd (μm).

a) Individantal	1988-89			1990-92			2001-2002		
	n	Ind/L	SD	N	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Husevattnet	5	18,1	15,96	7	10,4	13,80	0	0	0
Nässjön	3	1,7	0,45	6	7,6	4,66	6	15,4	7,36
Surtesjön	1	1,6	-	-	-	-	5	5,5	2,09
Tinnsjön	2	0,1	0,06	7	0,2	0,12	2	0,1	0,04

b) Biomassa	1988-89			1990-92			2001-2002		
	n	$\mu\text{g DW/L}$	SD	N	$\mu\text{g DW/L}$	SD	n	$\mu\text{g DW/L}$	SD
Husevattnet	5	53,0	80,00	7	24,9	28,63	0	0	0
Nässjön	3	6,8	7,51	6	31,4	32,16	6	33,3	29,63
Surtesjön	1	0,3	-	-	-	-	5	17,2	12,36
Tinnsjön	2	0,2	0,09	7	1,8	1,88	2	0,5	0,69

c) Medellängd	1988-89			1990-92			2001-2002		
	n	μm	SD	n	μm	SD	n	μm	SD
Husevattnet	93	427,4	76,14	136	442,5	76,83	0	-	-
Nässjön	59	475,9	118,68	113	452,5	92,58	141	423,5	70,94
Surtesjön	6	340,0	89,83	-	-	-	193	450,9	81,67
Tinnsjön	2	420,0	0,00	10	514,3	82,04	2	396,8	0,00

Tabell 8. *Holopedium gibberum*, medelvärden perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02 för individtäthet (Ind/L), biomassa (μg torrsvikt/L) och medellängd (μm).

a) Individtäthet	1988-89			1990-92			2001-02		
	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Husevattnet	1	0,4	-	3	0,3	0,13	3	0,3	0,24
Nässjön	2	0,1	0,00	4	1,0	0,67	0	0	0
Surtesjön	0	0	0	-	-	-	0	0	0
Tinnsjön	3	1,8	1,10	5	1,2	0,60	6	1,6	0,98

b) Biomassa	1988-89			1990-92			2001-02		
	n	DW/L	SD	N	DW/L	SD	n	DW/L	SD
Husevattnet	1	3,0	-	3	0,3	0,14	3	1,2	1,70
Nässjön	2	2,2	1,81	4	10,9	10,35	0	0	0
Surtesjön	0	0	0	-	-	-	0	0	0
Tinnsjön	3	12,8	13,04	5	10,0	6,79	6	7,7	5,84

c) Medellängd	1988-89			1990-92			2001-02		
	n	μm	SD	N	μm	SD	n	μm	SD
Husevattnet	2	254,0	-	3	100,0	24,44	8	119,0	107,99
Nässjön	2	262,0	123,4	25	272,4	61,42	0	-	-
Surtesjön	0	-	-	0	-	-	0	-	-
Tinnsjön	24	220,9	57,31	55	242,1	63,80	75	215,0	63,72

Tabell 9. *Heterocope appendiculata*, medelvärden perioderna 1988-89, 1990-92 och 2001-02 för individtäthet (Ind/L), biomassa (μg torr vikt/L) och medellängd (μm).

a) Individtäthet	1990-92			2001-02		
	n	Ind/L	SD	n	Ind/L	SD
Husevattnet	1	0,1	-	6	0,3	0,22
Tinnsjön	4	0,2	0,14	6	0,5	0,56

b) Biomassa	1990-92			2001-02		
	n	DW/L	SD	n	DW/L	SD
Husevattnet	1	0,5	-	6	0,8	1,22
Tinnsjön	4	4,0	2,72	6	2,0	4,17

c) Medellängd	1990-92			2001-02		
	n	μm	SD	n	μm	SD
Husevattnet	1	2127,0	-	63	1643,7	294,38
Tinnsjön	5	1733,3	201,22	58	1337,2	265,61