HÖGSKOLAN I BORÅS
Institutionen Ingenjörshögskolan

# Plankton i Ellenösjön-Östersjön före och efter mörtfisktrålning

Jan-Erik Svensson

## FÖRORD

Under 1998 genomfördes en trålning efter mörtfisk i Ellenösjön i södra Dalsland. Avsikten var bl a att förbättra vattenkvalitén och minska problemen med algblomningar. Med anledning av mörtfisktrålningen har olika typer av sötvattensekologiska undersökningar genomförts i sjön. I denna rapport redovisas resultat vad gäller effekter på växt- och djurplankton samt några fysikalisk-kemiska parametrar.

Rapporten har beställts av Fisketuristprojektet Ellenösjön-Östersjön vars huvudfinansiär är EU Mål 5B Västra Sverige, Jordbruksfonden. Medfinansiärer är Ellenösjön-Östersjöns fiskevårdsförening, Färgelanda kommun, Kommunalförbundet Dalsland samt Länsstyrelsen Västra Götaland.

Borås 21 februari 2000

Jan-Erik Svensson

## SAMMANFATTNING

Växt- och djurplankton analyserades i Ellenösjön under perioden maj-oktober 1997 och maj-oktober 1999 samt i Östersjön i augusti båda åren. Dessutom analyserades några fysikalisk-kemiska parametrar. Syftet var att dokumentera effekten av den trålning efter mörtfisk som genomfördes i Ellenösjön under 1998.

Flertalet diagnosvariabler har inte förändrats efter mörtfiskreduktionen. Det gäller siktdjup, totalfosforhalt, växtplanktonbiomassa, mängd *Daphnia* spp. och mängd *Leptodora*. Små ändringar i positiv riktning har skett i klorofyllhalt, mängd blågrönalger och möjligen även i mängd rotatorier.

Orsaken till att påtagliga förbättringar uteblivit är troligen att trålfångsten, och därmed reduktionen av mängden mörtfisk, blev avsevärt lägre än förväntat. Om man relaterar den mängd fisk som fångades till åtgärdens effekt överensstämmer resultatet mycket väl med erfarenheterna från andra biomanipulationsprojekt.

Många eutrofiindikerande organismer förekom i såväl Ellenösjön som Östersjön både före och efter mörtfiskreduktionen. Kvävefixerande och potentiellt toxinbildande blågrönalger är tidvis mycket vanliga. Det är därför angeläget att att reducera den externa näringsbelastningen på Ellenösjön-Östersjön.

**INNEHÅLLSFÖRTECKNING**

FÖRORD ...2

SAMMANFATTNING ...3

INLEDNING ...5

Syfte ...6

KORT BESKRIVNING AV ELLENÖSJÖN OCH ÖSTERSJÖN ...6

METODER ...8

Provtagning ...8

Provanalys ...8

RESULTAT ...9

Totalfosfor och siktdjup i Ellenösjön ...9

Växtplankton i Ellenösjön ...9

Djurplankton i Ellenösjön ..10

Växt- och djurplankton i Östersjön ..11

Besvärsbildande alger ..11

DISKUSSION ..11

Slutsats ..13

REFERENSER ..14

FIGURER OCH TABELLER

## INLEDNING

Det pågår ett omfångsrikt arbete med att minska halterna och transporterna av näringsämnen inom Örekilsälvens avrinningsområde. Övergödningsproblemen i några av sjöarna och vattendragen och i Gullmarsfjorden, den marina recipienten, har beskrivits i flera rapporter (t ex Dahlbäck 1991, Hell 1992, Lst i Göteborgs och Bohus län 1995, Svenland 1996, KM Lab 1997, Hamrin m fl 1998, Svensson 1998). Utsläppskällorna har identifierats. Det rör sig i första hand om erosionsproblem och läckage av fosfor och kväve från mark och vattendrag i jordbrukslandskapet men även om näring som kommer från skogsmark, reningsverk, enskilda avlopp och vissa andra punktkällor.

Åtgärdsarbetet är omfattande. Inom ramen för Fisketuristprojektet Ellenösjön-Östersjön, där denna studie ingår, genomfördes under 1998 en biomanipulation av fisksamhället, bl a med avsikt att förbättra vattenkvalitén. I ett annat projekt satsas stora resurser på att anlägga våtmarker/dammar i huvudvattendragens biflöden och skyddszoner längs vattendragen i hela vattensystemet.

Flera av de stora sjöarna i avrinningsområdet, t ex Ellenösjön, Östersjön, Viksjön, Vassbotten, och Kärnsjön, ligger i vattendragens huvudfåror. De är belägna långt ner i vattensystemet och har därför en central roll för kvalitén på det vatten som rinner ut i Gullmarn. I sjöarna stannar vattnet upp, det påverkas av olika fysikaliska, kemiska och biologiska processer, och när det lämnar sjöarna har i regel halterna av näringsämnen förändrats.

Sjöarna är kanske de viktigaste våtmarkerna inom avrinningsområdet men det är inte alltid givet att de fungerar som effektiva fällor för näringsämnen. När partiklar sedimenterar i sjöarna transporteras visserligen näring bort från vattnet men om det uppkommer syrebrist i bottenvattnet finns det risk för att fosfor frigörs i stora mängder beroende på kemiska reaktioner i sedimenten. Genom denitrifikation i sediment avges kväve till atmosfären genom bakteriers försorg men samtidigt kan bakterier i det fria vattnet, s k blågrönalger, återföra kväve till systemet genom kvävefixering, speciellt om fosfortillgången är mycket god. Även djuren i sjöarna påverkar omsättningen och transporten av näring. I sjöar med mycket mörtfisk är näringshalterna i vattnet ofta högre beroende på fiskens reglerande effekter på sjöekosystemet.

I Ellenösjön och Östersjön finns betydande problem med algblomningar. Tidigare studier av växtplanktonsamhället har visat på tidvis höga biomassor av blågröna alger (Cronberg 1990, 1993, 1995 och 1997). Inslaget av arter med förmåga till kvävefixering har varit betydande och dessutom har noterats släkten som har potential att producera toxiner. Problem med algblomningar har medfört att kommunen ibland avrått från bad vid badplatsen i Östersjön. Den negativa effekten på sjöarnas rekreationsvärde var också ett av motiven för att starta Fisketuristprojektet Ellenösjön-Östersjön.

Det finns många olika metoder för att restaurera övergödda sjöar. En metod som rönt allt större intresse under de senaste åren är biomanipulation av fisksamhällen (Hansson 1998). Genom en effektiv mörtfiskreduktion, där man kraftigt reducerar

arter som braxen, björkna och mört, men bevarar rovfiskar som gös, gädda och stor abborre, kan man förbättra vattenkvalitén och minska problemen med algblomningar. Vid en mörtfiskreduktion strävar man efter att förflytta tyngdpunkten i sjöns primärproduktion från växtplankton till undervattensvegetation. På köpet får man lägre näringsämneshalter, mindre mängd blågrönalger och ett klarare vatten. Det klara vattnet är dessutom en förutsättning för att undervattensväxterna skall kunna etablera sig.

Mörtfiskarna påverkar alger, undervattensväxter och vattenkemi genom flera olika mekanismer, bl a följande: 1) Många mörtfiskarter är effektiva djurplanktonätare. De reducerar därför mängden och storleken av djurplankton. Eftersom dessa få djurplankton i sin tur äter jämförelsevis lite växtplankton får just växtplankton friare spelrum när mörtfiskbeståndet är tätt. Detta ger ett grumligare vatten och försvårar etableringen av undervattenväxter. 2) Små mörtfiskar exkreerar snabbt näringsämnen från den föda de äter. Dessa näringsämnen gynnar växtplanktonproduktionen vilket grumlar vattnet. 3) Vissa mörtfiskar, t ex braxen, rör upp näring från sedimenten när de letar föda. Detta leder också till en uppgrumling av vattnet och eventuellt kan undervattensväxternas etablering direkt försvåras av fiskarnas bottenbök. Den ursprungliga teorin bakom mörtfiskreduktion som restaureringsmetod baserades i stor utsträckning på den första mekanismen men dess betydelse har på senare tid tonats ner (t ex Hansson 1998).

Under 1998 genomförde personal från Färgelanda kommun ett trålfiske i Ellenösjön. Totalt landades under sommaren och hösten 22 ton mörtfisk i drygt 400 tråldrag. Den rovfisk (stor abborre, gädda, gös och ål) som samtidigt fångades sorterades ut och återbördades till sjön. Trålfisket drabbades av flera problem, bl a fysiska hinder i form av sjunket virke och stenar, samt ovanligt högt vattenstånd. Tidvis rådde det även brist på personal. Mängden fångad mörtfisk blev därför lägre än förväntat.

### Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka om planktonsamhället och vissa fysikalisk-kemiska förhållanden i Ellenösjön har förändrats i den riktning som förväntas efter en mörtfiskreduktion. Även resultat från några planktonprovtagningar i Östersjön redovisas eftersom algblomningarna där i stor utsträckning orsakas av inströmmande näringsrikt vatten från Ellenösjön. Resultatredovisningen består i stor utsträckning av en jämförelse mellan förhållandena året före (1997) och året efter (1999) mörtfiskreduktionen. Resultaten vad gäller planktonsamhällets uppbyggnad under 1997 har delvis redovisats tidigare (Hamrin m fl 1998).

## KORT BESKRIVNING AV ELLENÖSJÖN OCH ÖSTERSJÖN

Ellenösjön har en yta av 290 ha och är belägen i Färgelanda kommun i södra Dalsland, Västra Götalands län. Sjöns maxdjup är 8,5 m och dess medeldjup 2,95 m. Vid normalvattenstånd beräknas sjön innehålla $8{,}6 \cdot 10^6$ $m^3$ vatten (Wemmer 1997). Det stora tillflödet är Valboån som avvattnar Valbodalen, en livskraftig

jordbruksbygd där flera sjöar har övergödningsproblem.

Ellenösjön är inte reglerad. Vattenståndsvariationen är påtaglig och den teoretiska omsättningstiden är väldigt kort, ca 13 dagar (Wemmer, 1997). Bottenmaterialet består framför allt av oorganiskt finpartikulärt material och tillförseln av lergrumlat vatten är påtaglig.

Ellenösjön ingick i E. Holmgrens klassiska undersökning av Dalslands fiskevatten men den beskrivning som gjordes av sjön var knapphändig (Holmgren 1916). Förutom viss information om sjöns växt- och djurliv (bl a påträffades 11 fiskarter) konstaterades: "klarskifvan vid mulet väder synlig 1,25 m, brun, grumligt". Det siktdjupet är större än vad som vanligen uppmätts under det senaste decenniet.

Ellenösjöns biologiska egenskaper dokumenterades i samband med den förstudie inför mörtfiskreduktionen som genomfördes i fiskeriverkets regi under 1997 (Hamrin et al 1998). Förstudien innehöll hydrologiska undersökningar, provtrålningar, födovalsanalyser på fisk samt undersökningar av vattenkemi, växtplankton, djurplankton och undervattensvegetation. I rapporten från förstudien påtalades vikten av att reducera den externa belastningen av näringsämnen och grumlighet på sjön eftersom de positiva effekterna av en utfiskning av mörtfisk annars riskerar att bli kortvariga.

Fisksamhället i Ellenösjön är artrikt. Vid provtrålningar 1997 fångades abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gös, gädda, mört, nors och ål. Dessutom har även ruda och sarv dokumenterats i sjön under senare år. Mängdmässigt är Ellenösjön mycket fiskrik med en påtaglig dominans av mörtfisk. Utifrån fångsten vid provtrålningarna i september 1997 uppskattades fiskmängden till ca 780 kg/ha varav mört och braxen utgjorde mer än 80%.

Östersjön (160 ha) är avsevärt djupare (maxdjup = 29 m, medeldjup = 9,4 m, volym ca $15 \cdot 10^6$ $m^3$) än Ellenösjön och inte lika näringsrik. Sjön har ett litet eget avrinningsområde som domineras av skogs- och myrmark. Under vissa hydrologiska och klimatologiska förhållanden belastas dock Östersjön av näringsrikt vatten från Valboån via Ellenösjön. Genom det smala sund som förbinder sjöarna strömmar näringsrikt vatten in i Östersjön när Ellenösjöns vattennivå snabbt stiger efter perioder av lågvatten och ibland även när det råder ihållande västvindar (Wemmer 1997).

De biologiska egenskaper i Östersjön är inte lika väl dokumenterade som i Ellenösjön men sannolikt är fisksamhället ej lika dominerat av mörtfisk. Detta indikeras av de planktonundersökningar som gjorts i sjön där inslaget av eutrofigynnade arter och mängden blågrönalger tidvis är betydande men likväl inte lika stort som i Ellenösjön. I Östersjön finns livskraftiga populationer av de glacialrelikta kräftdjuren *Limnocalanus macrurus* och *Mysis relicta* (Lst i Älvsborgs län, 1989).

## METODER

### Provtagning

Prover för analys av vattenkemi samt växt- och djurplankton samlades in i Ellenösjön med tre-fyra veckors mellanrum under april till oktober 1997 och en gång i månaden under maj till oktober 1999. Dessutom togs prover i Östersjön i augusti 1997 och augusti 1999. Vid samtliga provtagningstillfällen mättes siktdjup vid sjöarnas djupaste punkter.

Provtagningen utfördes under såväl 1997 som 1999 enligt den metod som utformades av fiskeriverket inför förstudien (Hamrin m fl 1998). Växt- och djurplanktonprover samlades in med ett två meter långt plaströr (diameter = 36 mm). Vid varje provtagningstillfälle togs prover på 0 - 2 meters djup vid sju provpunkter i Ellenösjön. Dessa prover slogs samman i en stor hink. Det sammanslagna vattnet omblandades noga och ett samlingsprov togs ut som representerar hela sjöns växtplanktonsamhälle vid det aktuella provtagningstillfället. Ur samma insamlade vatten togs även prover för analys av klorofyll a, totalfosfor och andra vattenkemiska parametrar som inte redovisas här. Slutligen filtrerades djurplankton fram ur 4-10 liter av det insamlade vattnet m h a ett 45 µm planktonnät. Detta kvantitativa prov användes för att analysera och beräkna tätheten av rotatorier och flertalet cladocerer och copepoder.

Vid varje provtagningstillfälle togs även kvalitativa håvprover på djurplankton vid var och en av de sju provpunkterna. En 100 µm planktonhåv (diameter 15,5 cm, längd 45 cm), utrustad med lod, drogs från strax över botten till ytan med konstant hastighet (ca 0,5 m per sekund). Håvdragets längd noterades. Dessa prover användes till att uppskatta tätheten av hoppkräftan *Limnocalanus macrurus*, tofsmygglarver *Chaoborus* spp. och den storvuxna hinnkräftan *Leptodora kindti*, vilka är viktiga rovdjur på många andra djurplankton. Samtliga växt- och djurplanktonprover konserverades med surgjord Lugols lösning.

### Provanalys

Totalfosfor och klorofyll a analyserades av KM Lab, Uddevalla.
Växtplanktonproverna analyserades med Utermöhl-teknik. Sedimenterad mängd prov var 2,5 eller 10 ml. Dominerande taxa bestämdes om möjligt till art eller släkte. Tätheten av växtplankton bestämdes genom räkning av samtliga individer/kolonier eller genom mätning av trådlängder, på två diagonaler i räknekammaren. Tätheten av vissa stora arter bestämdes dock genom totalräkning av det sedimenterade provet. Biomassan bestämdes genom storleksmätningar av de viktigaste arterna och genom att applicera storleksmåtten på vedertagna geometriska modeller.

Antalet djurplankton av olika arter räknades i tre delprover från varje kvantitativt prov. Rotatorier (hjuldjur), cladocerer (hinnkräftor) och calanoida copepoder (hoppkräftor) bestämdes till art vid räkningen, medan cyclopoida copepoder (hoppkräftor) behandlades som en grupp.

# RESULTAT

## Totalfosfor och siktdjup i Ellenösjön

Vid flertalet av provtagningarna i Ellenösjön under såväl 1997 som 1999 översteg totalfosforhalten 50 µg/l (figur 1). Det innebär att halten var mycket hög, dvs klass 4 enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdverket 1999). Det fanns inga påtagliga skillnader mellan åren. Halterna var som regel lägst under vår och höst och högst någon gång under sommaren i samband med höga planktontätheter (se nedan) vilket indikerar att huvuddelen av fosforn var bunden i planktonorganismer.

Siktdjupet var genomgående mycket litet (klass 5) och skilde sig inte nämnvärt mellan 1997 och 1999 (figur 1).

## Växtplankton i Ellenösjön

Halten klorofyll a, som är ett indirekt mått på mängden fotosyntetiserande organismer i vattnet, var tidvis extremt hög (klass 5) under såväl 1997 som 1999. Den var dock genomgående något högre under 1997, dvs året innan mörtfiskreduktionen (figur 2).

Biomassan av växtplankton, mätt som biovolym (figur 2) var också hög såväl 1997 som 1999 med värden över 5 $mm^3/l$ (klass 5) under högsommar och tidig höst. Till skillnad från klorofyllhalten fanns det dock inga entydiga skillnader i växtplanktonbiovolym mellan åren.

Under våren 1997 dominerades växtplanktonsamhället av kiselalger och rekylalger (tabell 1). Bland kiselalgerna var trådformiga (*Aulacoseira* spp.) och kolonibildande arter (*Diatoma tenuis* och *Asterionella formosa*) vanliga och bland rekylalgerna släktet *Cryptomonas* spp. Tätheten av blågrönalger ökade efterhand och från och med juli dominerade de växtplanktonsamhället i Ellenösjön (figur 2). Under juli var det framför allt olika arter av *Anabaena* spp. som var vanliga och senare, under augusti och september, var det *Aphanizomenon* spp. som dominerade kraftigt. Det konstaterades också att knippen av *Aphanizomenon* spp var den viktigaste beståndsdelen i de stråk av blågrönalger som flöt omkring på Ellenösjöns yta under september 1997.

Under våren 1999 dominerades växtplanktonsamhället återigen av kiselalger och rekylalger (tabell 2). Så småningom ökade tätheten blågrönalger med en påtaglig biomassetopp i augusti (*Anabaena* spp.). Blågrönalgerna blev dock aldrig lika vanliga under 1999 som under 1997 (figur 2), framför allt vad gäller tätheten av *Aphanizomenon* spp. Istället förekom trådformiga kiselalger (*Aulacoseira* spp.) i avsevärt högre tätheter under 1999 och de utgjorde under stora delar av året mer än 50 % av växtplanktonbiomassan.

Artrikedomen bland växtplankton var också något lägre under 1999 än under 1997,

framför allt beroende på en lägre diversitet bland grönalgerna (se tabell 1 och 2). Inslaget av eutrofiindikerande arter var dock betydande båda åren, särskilt inom grupperna blågrönalger och ögonflagellater.

**Djurplankton i Ellenösjön**

Crustacésamhället i Ellenösjön dominerades både 1997 och 1999 av cladocerer och cyclopoida copepoder (tabell 3 och 4). *Daphnia cristata, Daphnia cucullata* och *Chydorus sphaericus* var de viktigaste cladocererna i de kvantitativa proverna. Den sammanlagda tätheten av daphnier skilde sig inte mellan åren (figur 3). Bland de cyclopoider som artbestämdes var *Cyclops vicinus, Mesocyclops leuckarti* och *Thermocyclops oithonoides* vanliga. Calanoida copepoder var relativt sett sällsynta i sjöns ytvatten men enskilda individer av *Eudiaptomus gracilis* och *Eurytemora lacustris* noterades. I de kvalitativa håvproverna, speciellt från sjöns djuphåla, var andelen copepoder större än i de kvantitativa proverna. Där dominerade *Cyclops* spp., speciellt under vår och försommar. Dessutom förekom relikthoppkräftan *Limnocalanus macrurus* tidvis i låga men mätbara populationstätheter under såväl 1997 som 1999 (se tabell 5 och 6). Denna art finns i en mycket livskraftig population i Östersjön varifrån den troligen kontinuerligt sprids till Ellenösjön och även till den ca 5 km nedströms belägna Viksjön (Svensson 1998).

Den storvuxna och rovlevande cladoceren *Leptodora kindti* var vanlig under våren och sommaren båda åren. Tidvis var den mycket vanlig. I det kvantitativa provet från den 11 juni 1997 var dess täthet 2,2 ind/l och även i de kvalitativa proverna (figur 3) uppmättes vid flera tillfällen populationstätheter på över 1 ind/l. De högsta tätheterna uppmättes 1997 men det fanns likväl inga entydiga skillnader i dess täthet mellan åren.

Det finns flera egenskaper hos crustacésamhället som indikerar näringsrika förhållanden i Ellenösjön. Höga tätheter av *Chydorus* brukar vara vanligt i näringsrika sjöar. Det gäller även *Leptodora kindti,* som gynnas av grumligt vatten. Dessutom förekommer det en kraftig morfologisk formvariation hos de båda *Daphnia*-arterna och hos *Bosmina coregoni.* Tidvis uppvisar dessa arter mycket extrem morfologi, s k cyclomorfos, med kraftigt förlängda hjälmar hos daphnierna (Svensson in prep.) och lång antennulae och så kallad puckelrygg hos *Bosmina* (t ex Hellsten 1997). Dessa egenskaper anses vara ett försvar mot olika predatorer, t ex *Leptodora,* rovlevande copepoder och ibland även fisk, men eftersom de troligen är kostsamma att anlägga (Lagergren m fl 1997) brukar de företrädesvis förekomma i näringsrika sjöar där tillgången på föda är stor, dvs i sjöar med hög växtplanktonbiomassa.

Larver av tofsmyggor, *Chaoborus* spp., påträffades i mätbara tätheter under sensommaren och tidig höst både 1997 och 1999 (se tabell 5 och 6).

Många arter av rotatorier identifierades i Ellenösjön, totalt 26 st 1997 och 25 st 1999 (tabell 7 och 8). Rotatorietätheten var genomgående hög och den skilde sig inte nämnvärt mellan åren (figur 3), bortsett från en kortvarig topp sommaren 1997, orsakad av en mycket hög täthet av den eutrofiindikerande *Keratella cochlearis* f. *tecta.* Även vid övriga tidpunker under såväl 1997 som 1999 förekom det flera eutrofiindikerande

arter, t ex *Aneuropsis fissa, Brachionus* sp., *Pompholyx* sp. och flera av *Trichocerca*-arterna.

**Växt- och djurplankton i Östersjön**

Vid provtagningen i Östersjön i augusti 1997 dominerades växtplanktonsamhället kraftigt av blågrönalger (tabell 1). *Woronichinia naegeliana* utgjorde mer än 65% av biomassan men även *Anabaena* och *Aphanizomenon* förekom rikligt. Växtplanktonbiomassan bestämdes till 4,88 $mm^3/l$ vilket är ett högt värde. Vid provtagningen i augusti 1999 var biomassan lägre, 1,98 $mm^3/l$, men blågrönalger som *Woronichinia* och *Aphanizomenon* var fortfarande dominerande (tabell 2).

Både vid 1997 års och 1999 års provtagning i Östersjön var tätheten av crustacéer hög, om än något lägre än i Ellenösjön (tabell 3 och 4). Det fanns inga påtagliga skillnader mellan sjöarna i djurplanktonsamhällets artsammansättning. 1997 var *Chydorus sphaericus, Daphnia* spp. och cyclopoida copepoder de viktigaste inslagen i Östersjön och 1999 dominerade cyclopoida copepoder och *Daphnia cristata.* Den eutrofiindikerande *Chydorus* och *Daphnia cucullata* fanns dock i belydligt lägre tätheter 1999.

Mängden rotatorier var något lägre än i Ellenösjön såväl 1997 som 1999 men båda åren förekom många arter som indikerar näringsrikedom även i Östersjön.

Sammantaget visar planktonsamhällets egenskaper på mindre näringsrika förhållanden i Östersjön under 1999 än under 1997, vilket bör noteras eftersom någon mörtfisktrålning inte genomfördes i denna sjö.

**Besvärsbildande alger**

Under såväl 1997 som 1999 identifierades sammantaget i Ellenösjön-Östersjön fem arter/släkten av blågrönalger som potentiellt har förmågan att producera toxiner. De är *Anabaena, Aphanizomenon, Microscystis, Planktothrix agardhii* samt *Woronichinia naegeliana.* Av dessa har toxinbildande stammar av *Woronichinia* ännu inte upptäckts i Sverige men totalt sett har Ellenösjön-Östersjön likväl ett stort till mycket stort antal potentiellt toxinbildande blågrönalger (se Naturvårdsverket 1999).

Den slemproducerande algen *Gonyostomum semen,* som kan orsaka problem i dricksvattentäkter och ge klåda vid bad, förekom i mätbara tätheter vid flera provtagningar både 1997 och 1999. Dess biomassa var dock liten eller, för det mesta, mycket liten (klass 1, <0,1 $mm^3/l$).

**DISKUSSION**

Vid en framgångsrik biomanipulering genom mörtfiskreduktion sker det stora förändringar i många kemisk-fysikaliska och biologiska variabler i en sjö, inklusive

de som redovisas i figur 1-3 i denna rapport. Det förväntade utfallet av trålfisket i Ellenösjön var ett större siktdjup, en lägre totalfosforhalt, en lägre klorofyllhalt, en lägre mängd växtplankton och blågrönalger, en större mängd *Daphnia* spp., en lägre mängd *Leptodora* och en lägre mängd rotatorier. Vid de mest framgångsrika reduktionsprojekten, t ex i Finjasjön i Skåne och sjön Vaeng i Danmark, har förbättringarna ofta varit påtagliga vad gäller många av dessa variabler (se Hansson 1998). I Ellenösjön har det skett små förbättringar vad gäller klorofyllhalt och mängd blågrönalger och i viss mån kanske också mängd rotatorier. I övrigt har de förväntade positiva effekterna av trålfisket uteblivit.

Som tidigare nämnts uppstod det en del problem vid trålningen efter fisk i Ellenösjön. Totalt landades 22 ton mörtfisk och uppskattningsvis drygt 3 ton rovfisk återbördades till sjön i gott skick. Detta är en avsevärt lägre fångst än vad som förväntats. Enligt fiskeriverkets förstudie uppgick Ellenösjöns mörtfiskbestånd till ca 780 kg/ha vilket betyder att sjön totalt innehöll ca 225 ton, förutsatt att sjön är 290 ha stor. Beståndet av mörtfisk reducerades således med maximalt ca 10 % (troligen mindre eftersom fisken rimligen tillväxte under den tid fisket bedrevs). Målsättningen var att minska beståndet med minst 75 % (se Hamrin 1998).

Hansson (1998) sammanfattade och jämförde effekten av många olika biomanipuleringsprojekt, inklusive projekt där man reducerat mängden mörtfisk genom trålning. Han använde siktdjup, totalfosfor, klorofyll, blågrönalger, daphnier och mängd undervattensväxter som diagnosvariabler och relaterade reduktionsfiskets effektivitet till hur stor andel av variablerna som påtagligt förbättrats. I de mest framgångsrika projekten, dvs de där alla eller nästan alla variablerna förbättrats var reduktionen i mörtfiskmängd ofta i storleksordningen 75% eller mer. I projekt med liten effektivitet i reduktionsfisket var förbättringarna små. Det gäller t ex Sövdeborgsjön i Skåne, där mörtfiskreduktionen var av samma storleksordning som i Ellenösjön. Det är naturligtvis otillfredsställande att mörtfiskreduktionen i Ellenösjön inte påtagligt förbättrat vattenkvalitén. Om man relaterar åtgärdens effekt till den mängd fisk som fångats överensstämmer dock resultatet mycket väl med det som det erfarenhetsmässigt kan förväntas.

Den frekventa förekomsten av kvävefixerande blågrönalger indikerar att Ellenösjön tidvis kan vara kvävebegränsad. När tillgången på kväve i jonform blir för låg i relation till fosfor (som vanligen är det begränsande ämnet i sötvatten) kan dessa organismer istället utnyttja kvävgas som kvävekälla. Vid en för hög fosforbelastning får man därför en extra tillförsel av kväve på köpet, dvs blågrönalgerna gödslar systemet med kväve. Genom att reducera belastningen och transporten av fosfor till Ellenösjön kan man därför "på köpet" åstadkomma en lägre kvävetillförsel från algernas kvävefixering. Om däremot kvävebelastningen reduceras mer än fosforbelastningen i en sådan situation riskerar man att de kvävefixerande blågrönalgerna får ett än större övertag, vilket även poängterades av Hamrin m fl (1998).

Den högsta kvävefixeringshastighet som mätts upp i någon svensk sjö är 2,2 g $N/m^2år$ (Södra Bergundasjön utanför Växjö, se Pettersson och Boström 1990). För en sjö av Ellenösjöns storlek skulle denna kvävefixeringshastighet innebära en tillförsel av ca 6,4 ton/år. Den totala transporten av kväve vid Örekilsälvens utflöde

i Gullmarn uppgår till ca 800 ton/år. Eftersom flera andra sjöar i Örekilsälvens avrinningsområde lider av övergödningsproblem kan blågönalgernas kvävefixering vara en icke-försumbar mekanism vad gäller tillförsel av kväve till havet (Svensson 1998). Ur den synpunkten är det positivt att mängden kvävefixerande blågrönalger var något lägre i Ellenösjön-Östersjön under 1999 än tidigare.

## Slutsats

Trålningen efter mörtfisk har inte förbättrat övergödningssituationen i Ellenösjön i någon nämnvärd utsträckning. Orsaken är troligen att trålfångsten, och därmed reduktionen av mängden mörtfisk, blev avsevärt lägre än vad som förväntats. Året efter trålfisket var klorofyllhalter och mängd blågrönalger visserligen lägre än året innan men förbättringen var liten jämfört vad som åstadkommits i andra liknande projekt. Flertalet diagnosvariabler har inte förändrats alls efter trålningen.

Ellenösjön och Östersjön är därför fortfarande näringsrika-mycket näringsrika sjöar. Många eutrofiindikatorer finns i planktonsamhället och kvävefixerande och potentiellt toxinbildande blågrönalger är tidvis mycket vanliga.

En rimlig konsekvens av dessa resultat är att arbetet med att reducera den externa näringsbelastningen på Ellenösjön-Östersjön är än mer angeläget än tidigare och helst bör intensifieras.

## REFERENSER

Cronberg, G. 1990. Planktonundersökning av Ellenösjön och Östersjön juli-augusti 1990. Bilaga i: Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5.

Cronberg, G. 1993. Planktonundersökning av Ellenösjön och Östersjön augusti 1992. Bilaga i: Dahlbäck, J. 1994. Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991 - 1993. KM Lab och Färgelanda kommun..

Cronberg, G. 1995. Växt- och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön, augusti 1995. Bilaga i: KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun. Rapport.

Cronberg, G. 1997. Växt- och djurplankton i Ellenösjön och Östersjön, augusti 1996. Bilaga i: KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun. Rapport.

Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltsbelastning 1985 - 1990. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Rapport 1991:5.

Hansson, L-A. 1998. Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar. Naturvårdsverket Rapport 4851.

Hamrin, S.F., Soler, T., Bergström, S., Svensson, J-E., Wemmer, R. och Westberg, E. 1998. Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön. Rapport från fiskeriverkets sötvattenslaboratorium.

Hell, E. 1992. Örekilsälven. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohuslän, Miljövårdsrapport 1992: 5.

Hellsten, M. 1997. Population and behavioural ecology of two Eubosmina species, with emphasis on antipredator traits. Doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.

Holmgren, E. 1916. E. Holmgrens undersökningar af fiskevatten å Dalsland, omfattande 638 sjöar och vattendrag. C.W. Carlssons eftr:s bok- och accidenstryckeri. Vänersborg.

KM Lab 1997. Valboån och Lerdalsälven 1994-96. Färgelanda kommun.

Lagergren, R., Hellsten, M.E. och Stenson, J.A.E. 1997. Increased drag, and thus lower speed, a cost for morphological defence in Bosmina (Eubosmina) (Crustacea: Cladocera). Functional Ecology Ecol 11: 484-88

Lst i Göteborgs och Bohus län. 1995. Vatten i Göteborgs och Bohus län. Miljöenheten 1995: 13.

Lst i Älvsborgs län 1989. Sjöar i Älvsborgs län - Norra delen.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4913.

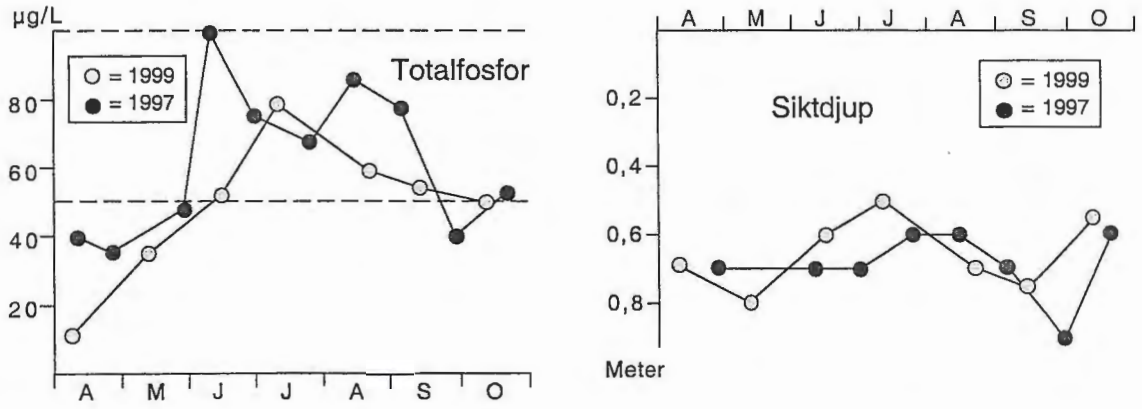
Pettersson, K. och Boström, B. 1990. Kväveomsättning i limniska ekosystem: en litteraturöversikt. Naturvårdsverket Rapport 3822.

Svenland, C. 1996. Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Meddelande 1996:1.

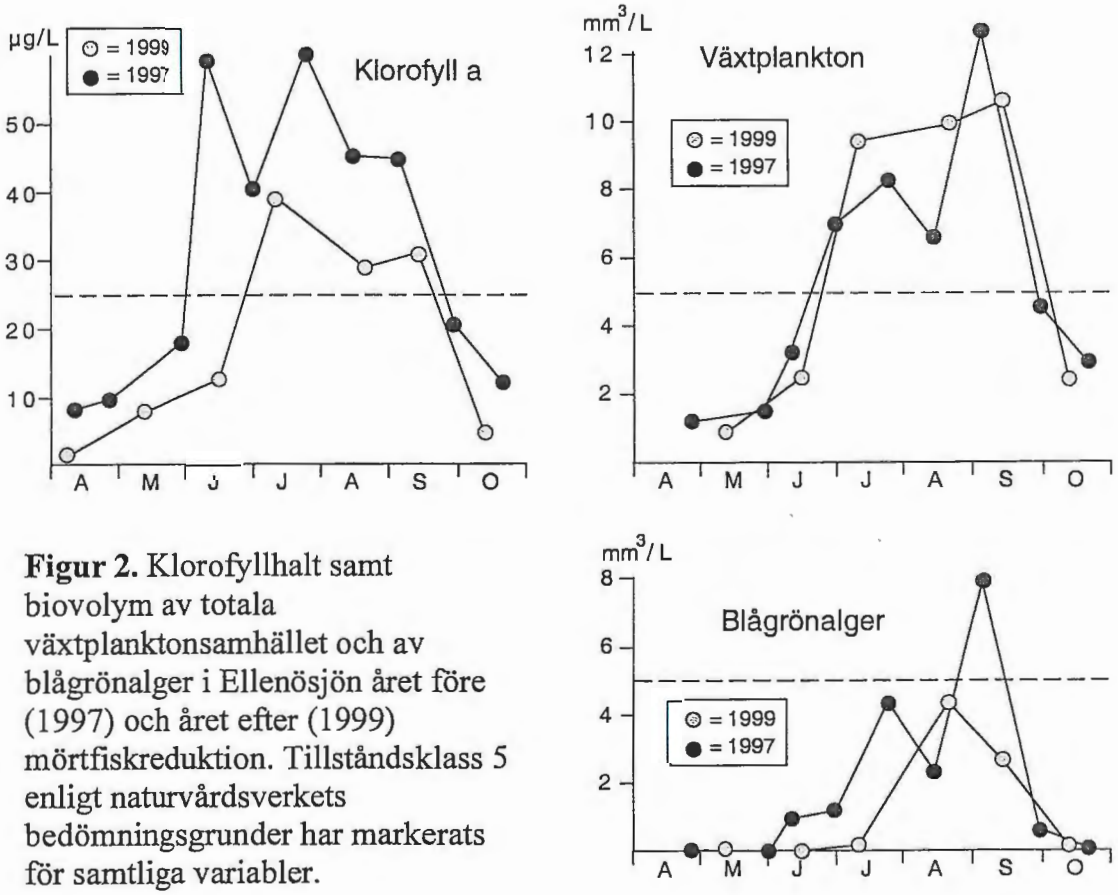
Svensson, J-E. 1998. Närsalter och plankton i Viksjön 1997. Rapport från Melica miljökonsulter.

Wemmer, R. 1998. En hydrologisk undersökning av Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Rapport nr 9 från avd för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.

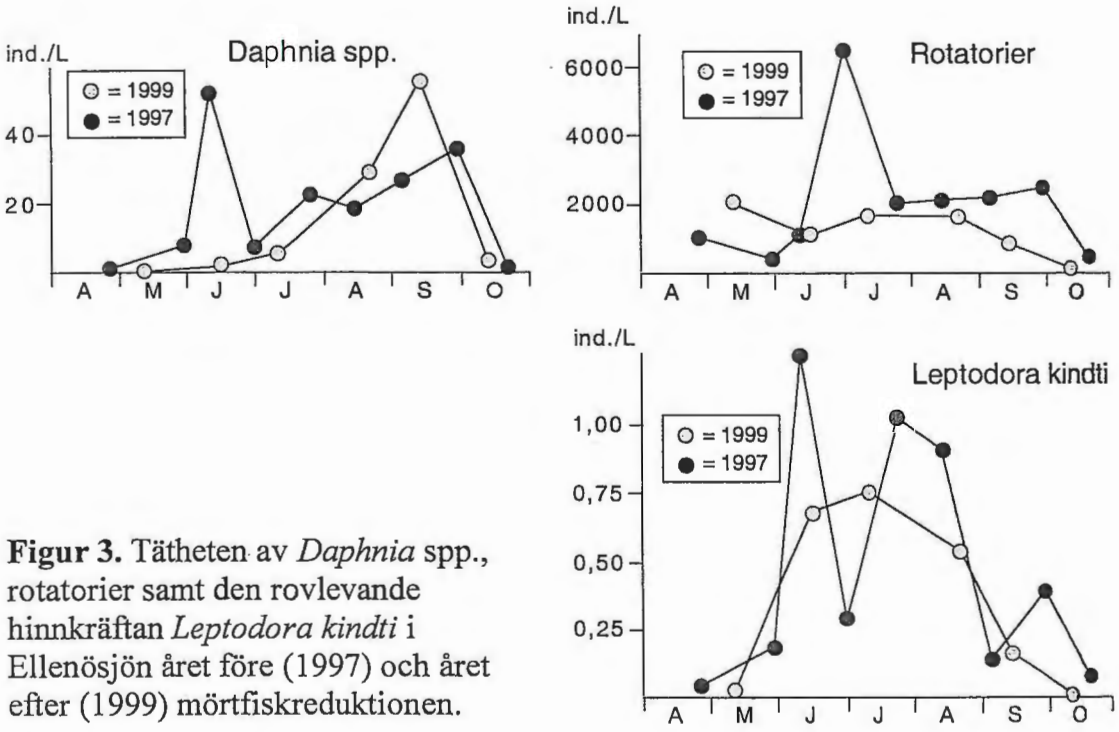
# FIGURER OCH TABELLER




**Figur 1.** Totalfosforhalt och siktdjup i Ellenösjön året före (1997) och året efter (1999) mörtfiskreduktionen. Tillståndsklass 4 och 5 för totalfosfor enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder har markerats. För siktdjup går gränsen för klass 5 vid $< 1$ m.




**Figur 2.** Klorofyllhalt samt biovolym av totala växtplanktonsamhället och av blågrönalger i Ellenösjön året före (1997) och året efter (1999) mörtfiskreduktion. Tillståndsklass 5 enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder har markerats för samtliga variabler.




**Figur 3.** Tätheten av *Daphnia* spp., rotatorier samt den rovlevande hinnkräftan *Leptodora kindti* i Ellenösjön året före (1997) och året efter (1999) mörtfiskreduktionen.

**abell 1. Artlista och biovolymer av olika växtplanktonarter i Ellenösjön och Östersjön 1997 ($mm^3/L$).**

| | Ellenösjön | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 |
| YANOPHYCEAE ("blågrönalger") | | | | | | | | | |
| nabaena solitaria (trådlängd, µm) | x | x | x | 0,04 | 0,13 | 0,03 | 0,01 | | |
| nabaena spiroides (celler) | | | 0,05 | 0,05 | 0,58 | 0,16 | 0,15 | | |
| nabaena sp. (1) (lemmermanni-typ) | | | | 1,03 | 0 | | | | |
| nabaena sp. (2) (spiroides-typ) | | | | | | | | | |
| nabaena sp. (3) (circinalis-typ, gles) | | | x | 0,03 | 1,31 | 0,04 | 0,13 | 0,02 | |
| phanizomenon sp. (1) (smal) | x | | 0,68 | x | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,01 |
| phanizomenon sp. (2) (normalbred) | | | | 0,03 | 1,93 | 1,57 | 7,35 | 0,38 | 0,02 |
| phanocapsa sp. | | | | | | | 0,03 | | |
| phanothece clathrata | x | x | 0,02 | | 0,01 | 0,01 | 0,01 | | |
| nrococcus spp. | | | | | | | x | | |
| erismopedia sp. | | | | | 0,02 | x | | | x |
| crocystis aeruginosa | | | 0,01 | | | | 0,04 | 0,04 | |
| crocystis incerta | | | 0,18 | | 0,13 | 0,12 | 0,01 | 0,01 | |
| crocystis wesenbergi | | | | | | | 0,04 | | |
| crocystis sp. | | | | 0,1 | | | | | |
| anktothrix sp. | | | | | | | | | 0,02 |
| adiocystis sp. | | | | | | 0,01 | 0,04 | | |
| owella spp. | 0,01 | | | 0,02 | 0,06 | 0,06 | 0,08 | 0,02 | |
| oronichinia compacta | | | | | 0,01 | 0,01 | | | |
| oronichinia naegeliana | 0,03 | 0,01 | 0,05 | 0,01 | 0,15 | 0,28 | 0,04 | 0,11 | 0,05 |
| RYPTOPHYCEAE (rekylalger) | | | | | | | | | |
| roomonas/Rhodomonas spp. | 0,04 | 0,07 | 0,03 | 0,02 | x | x | 0,02 | 0,01 | x |
| yptomonas spp. <20 µm | 0,04 | 0,04 | 0,38 | 0,27 | 0,36 | 0,13 | 0,29 | 0,3 | 0,13 |
| yptomonas spp. 20-40 µm | 0,14 | 0,41 | 0,34 | 0,41 | | 0,13 | | 0,62 | 0,19 |
| yptomonas spp. >40 µm | | | | | | | | | 0,13 |
| NOPHYCEAE (pansarflagellater) | | | | | | | | | |
| eratium furcoides | | | | | | 0,2 | 0,27 | | |
| eratium hirundinella | | | | | 0,03 | 0,03 | 0,03 | | |
| mnodinium sp. (20-40 µm) | | 0,02 | | | 0,03 | 0,05 | 0,21 | | |
| mnodinium sp. (>40 µm) | x | | | | | 0,01 | 0,01 | | |
| ridinium cinctum | | 0,01 | 0,02 | | | | | | |
| ridinium umbonatum | | x | | 0,04 | | 0,5 | 0,01 | 0,01 | |
| ridinium willei | | | | 0,04 | 0,02 | | | | |
| ridinopsis penardiforme | | | | 0,02 | 0,02 | 0,03 | | | |
| bestämd Peridinium/Peridinopsis | | | 0,01 | | 0,03 | 0,1 | 0,01 | 0,03 | |

| | Ellenösjön | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 |
| RYSOPHYCEAE (guldalger) | | | | | | | | | |
| cosoeca sp. | | x | | | | x | | | x |
| obryon bavaricum | x | 0,01 | x | 0,06 | x | 0,02 | 0,04 | | 0,01 |
| obryon cylindricum | 0,09 | | | | | | | | |
| obryon sociale | x | | | | | | | | |
| obryon sp. | 0,01 | 0,01 | | 0,06 | | | | 0,02 | |
| llomonas akromonas | | | | | 0,01 | | | | |
| llomonas alpina/tonsurata | | | x | | | | | | |
| llomonas caudata | | 0,02 | | | | | | | |
| llomonas spp. (< 20 µm) | | x | | 0,01 | | | 0,01 | x | x |
| llomonas spp. (> 20µm) | | | | | | 0,11 | | | |
| nura spp. | x | 0,02 | | | 0,01 | | 0,01 | 0,02 | 1,13 |
| ATOMOPHYCEAE (kiselalger) | | | | | | | | | |
| anthoceros zachariasii | | | | 0,01 | x | x | x | x | |
| terionella formosa | 0,07 | 0,03 | 0,11 | 0,22 | 0,04 | 0,03 | 0,01 | 0,04 | 0,01 |
| terionella sp. | | | 0,1 | 0,01 | | | | | |
| lacoseira sp. (korta) | | | 0,04 | | 0,03 | 0,01 | | 0,16 | |
| lacoseira sp. (smala) | 0,14 | 0,3 | 0,57 | 0,52 | 0,56 | 0,11 | 0,16 | 0,88 | 0,73 |
| lacoseira granulata-typ | | | | 0,16 | | | | 0,39 | 0,17 |
| clotella spp. < 20 µm | x | 0,01 | 0,03 | x | x | x | 0,01 | 0,02 | |
| clotella spp. > 20 µm | | 0,01 | 0,02 | 0,05 | | | | 0,02 | x |
| atoma tenuis | 0,49 | 0,23 | 0,15 | 0,39 | 0,16 | 0,04 | 0,63 | 0,12 | 0,01 |
| gilaria berolensis | x | 0,02 | 0,07 | 0,01 | 0,06 | 0,15 | 0,04 | x | |
| gilaria crotonensis | 0,02 | | x | 0,01 | | | | | |
| gilaria ulna | x | x | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,07 | 0,03 | x |
| gilaria sp. | | 0,02 | x | | x | | | | |
| izosolenia erinensis | | | x | 0,01 | x | x | 0,01 | | |
| izosolenia longiseta | 0,01 | 0,01 | x | x | | | x | | x |
| phanodiscus spp. | | | 0,02 | | 0,01 | | 0,01 | 0,02 | |
| bellaria fenestrata | | 0,02 | 0,03 | | | | | 0,02 | 0,01 |
| bellaria flocculosa | 0,05 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | | | | 0,01 | |
| estämda Pennales | 0,01 | 0 | x | 0,01 | x | 0,03 | 0,01 | x | |
| GLENOPHYCEAE (ögonflagellater) | | | | | | | | | |
| glena sp. (ca 130 µm) | | | | | | 0,02 | 0,07 | 0,02 | |
| glena sp. (ca 55x25 µm) | | | | | | | 0,04 | | |
| glena sp. (ca 60x15 µm) | x | x | x | x | x | 0,02 | 0,21 | 0,01 | |
| glena sp. (ca 40 µm) | | | | 0,03 | | 0,27 | | | |
| acus tortus | | 0,03 | | | | | | | |
| acus sp. | | | | | | 0,25 | 0,25 | | |
| achelomonas spp. | 0 | 0,01 | 0,04 | 0,07 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | 0,04 | x |

| | Ellenösjön | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 |
| LOROPHYCEAE (grönalger) | | | | | | | | | |
| kistrodesmus gracile | | x | | | | | | | |
| kistrodesmus sp. | | | | | | 0,01 | | | |
| tryococcus braunii | | | x | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,05 | 0,01 | x |
| lamydomonas-typ | | | | | 0,04 | | | 0,02 | |
| elastrum sp. | 0,01 | 0,02 | | | | | 0,01 | 0,01 | x |
| enochloris sp. | | | | 0,08 | | | | | |
| ucigenia tetrapedia | x | x | | | | | | | |
| ucigeniella spp. | | | x | x | | 0,01 | 0,01 | | |
| ctyosphaerium ehrenbergianum | | | x | | | | 0,01 | 0,01 | |
| ctyosphaerium pulchellum | | | 0,02 | 0,02 | | | | | x |
| akatothrix sp./Fusola sp. | x | x | x | x | | 0,01 | | x | |
| dorina sp. | | | | | | | | 0,03 | 0,01 |
| chneriella contorta | | x | | | | | | | |
| gerheimia/Franceia spp. | | | x | | | | | x | |
| cractinium pusillum | | x | | | | | | | |
| onoraphidium contortum | x | 0,02 | | | | | | | |
| onoraphidium griffithi/komarkovae | x | x | x | x | x | | | x | |
| onoraphidium minutum | | | | | x | | | | x |
| onoraphidium mirabile | | | 0,01 | | | | | x | x |
| cystis spp. | | | x | x | x | x | x | | |
| ndorina morum | | | x | | | | | | |
| diastrum boryanum | | | | | | | 0,08 | | |
| diastrum duplex | | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,06 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,01 |
| diastrum tetras | | | x | x | | | x | | x |
| eudosphaerocystis lacustris | | 0,01 | 0,01 | | | | | | |
| enedesmus acuminatus | x | x | x | | | x | x | x | x |
| enedesmus arcuatus | | x | | | | | x | | |
| enedesmus maximus | | x | | 0,02 | 0,01 | 0,01 | | | |
| enedesmus opolensis | | | | | | | 0,01 | | |
| enedesmus spp. (bicellularis-typ) | | | | x | x | x | x | x | x |
| enedesmus spp. (små) | x | 0,01 | x | x | 0,01 | x | 0,02 | x | x |
| enedesmus spp. (stora) | | x | 0,01 | 0,02 | | 0,01 | 0,01 | 0,02 | x |
| lenastrum bibraianum | | | | | 0,5 | | | | |
| traedron incus | x | x | | x | x | x | | | |
| traedron minimum | | | x | x | x | x | | | |
| traedron sp. | | | | | | | x | | |
| eubaria sp. | | | | 0,01 | | | | | |
| estämda "gröna kulor" | x | | | x | x | x | | | x |

| | Ellenösjön | | | | | | | | Ös |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 | 19 |
| NJLGATOPHYCEAE (konjugater) | | | | | | | | | | |
| sterium acutum var. variabile | | x | x | x | | | | | | |
| sterium gracile | | x | | | | | x | | | |
| smarium sp. | | | 0,01 | 0,01 | | | | x | | |
| strum sp. | | | | | x | 0,01 | x | | x | |
| urastrum ophiura | | | | | | | | 0,04 | | |
| urastrum spp. | | 0,03 | 0,05 | 0,72 | 0,1 | 0,1 | 0,52 | 0,1 | | |
| urodesmus dejectus | | | | | | 0,21 | | | | |
| urodesmus mamillatus | | | | | | 0,21 | | | | |
| estämd trådformig | | | | | | | | 0,2 | | |
| RIGA | | | | | | | | | | |
| nyostomum semen | | x | | 0,06 | | 0,04 | 0,32 | 0,02 | | |
| udostaurastrum sp. | | | | | 0,15 | | | | | |
| estämda, < 7,5 µm | 0,03 | 0,03 | 0,07 | 0,66 | 0,32 | 0,31 | 0,49 | 0,3 | 0,21 | |
| estämda, 7,5-15 µm | 0,02 | 0,12 | 0,02 | 0,58 | 0,45 | 0,41 | 0,45 | 0,21 | 0,07 | |
| estämda, > 15 µm | 0,03 | 0,01 | 0,04 | 1,03 | 0,83 | 0,62 | 0,21 | 0,21 | 0,05 | |
| **tal arter 1997** | 37 | 51 | 57 | 60 | 55 | 62 | 63 | 54 | 40 | |
| **massa, olika växtplanktontaxa 1997** | | | | | | | | | | |
| grönalger | 0,04 | 0,01 | 0,99 | 1,31 | 4,4 | 2,31 | 7,97 | 0,6 | 0,1 | |
| kylalger | 0,22 | 0,52 | 0,75 | 0,7 | 0,36 | 0,26 | 0,31 | 0,93 | 0,45 | |
| nsarflagellater | 0 | 0,03 | 0,03 | 0,1 | 0,13 | 0,92 | 0,54 | 0,04 | 0 | |
| dalger | 0,1 | 0,06 | 0 | 0,13 | 0,02 | 0,13 | 0,06 | 0,04 | 1,14 | |
| elalger | 0,79 | 0,66 | 1,21 | 1,43 | 0,87 | 0,38 | 0,95 | 1,71 | 0,93 | |
| onflagellater | 0 | 0,04 | 0,04 | 0,1 | 0,01 | 0,65 | 0,66 | 0,07 | 0 | |
| nalger | 0,01 | 0,07 | 0,06 | 0,18 | 0,64 | 0,08 | 0,22 | 0,12 | 0,02 | |
| njugater | 0 | 0,03 | 0,06 | 0,73 | 0,1 | 0,53 | 0,52 | 0,34 | 0 | |
| iga | 0,08 | 0,16 | 0,13 | 2,33 | 1,75 | 1,38 | 1,47 | 0,74 | 0,33 | |
| nma: Växtplanktonbiomassa ($mm^3/l$) | 1,24 | 1,58 | 3,27 | 7,01 | 8,28 | 6,64 | 12,7 | 4,59 | 2,97 | |

**Tabell 2. Artlista och biovolymer av olika växtplanktonarter i Ellenösjön och Östersjön 1999 ($mm^3/L$)**

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| CYANOPHYCEAE ("blågrönalger") | | | | | | | |
| Anabaena solitaria | | | | | | | 0,01 |
| Anabaena spiroides | | x | | 1,63 | | | 0,13 |
| Anabaena sp. (1) (lemmermanni-typ) | | | | | 1,03 | | |
| Anabaena sp. (2) (spiroides-typ) | | | | | 0,02 | | |
| Anabaena sp. (3) (circinalis-typ, gles) | | | | 2,32 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Aphanizomenon sp. (normalbred) | | | | 0,07 | 0,27 | 0,05 | 0,18 |
| Aphanocapsa sp. | | | | 0,01 | | | x |
| Aphanothece clathrata | | | | | | | x |
| Chroococcus spp. | | | 0,01 | | 0,01 | | |
| Merismopedia sp. | | | x | | | | |
| Microcystis aeruginosa | | | 0,04 | 0,2 | 0,04 | | 0,03 |
| Microcystis incerta | | | | 0,04 | | | |
| Microcystis wesenbergi | | | | 0,08 | 0,04 | | 0,04 |
| Microcystis sp. | 0,03 | | 0,1 | | 0,1 | 0,1 | |
| Planktothrix sp. | | | | | | 0,01 | |
| Snowella spp. | 0,01 | | 0,02 | 0,02 | | 0,02 | 0,01 |
| Woronichinia compacta | | | | x | | | x |
| Woronichinia naegeliana | x | x | 0,02 | 0,04 | 0,05 | 0,08 | 0,43 |
| CRYPTOPHYCEAE (rekylalger) | | | | | | | |
| Chroomonas/Rhodomonas spp. | x | x | 0,04 | x | x | 0,01 | 0,01 |
| Cryptomonas spp. <20 µm | 0,17 | 0,36 | 0,89 | 0,03 | 0,5 | 0,04 | 0,21 |
| Cryptomonas spp. 20-40 µm | 0,14 | 0,05 | 0,62 | 0,03 | | 0,05 | 0,06 |
| Cryptomonas spp. >40 µm | | | | | 0,1 | | |
| DINOPHYCEAE (pansarflagellater) | | | | | | | |
| Ceratium furcoides | | | | | | | 0,01 |
| Ceratium hirundinella | | | | | | | 0,01 |
| Gymnodinium sp. (20-40 µm) | 0,01 | | | | | | |
| Gymnodinium sp. (>40 µm) | | x | | 0,01 | | | |
| Peridinium willei | | 0,01 | | 0,04 | | | 0,01 |
| Obestämd Peridinium/Peridinopsis | | x | 0,03 | 0,01 | 0,01 | | 0,01 |

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| CHRYSOPHYCEAE (guldalger) | | | | | | | |
| Bicosoeca sp. | x | x | 0,01 | | | | |
| Dinobryon bavaricum | x | x | | x | 0,02 | | |
| Dinobryon cylindricum | x | | | | | | |
| Dinobryon divergens | | | 0,04 | | | | |
| Dinobryon sp. | x | | 0,01 | 0,01 | x | | |
| Mallomonas akromonas | | x | 0,02 | | 0,02 | | x |
| Mallomonas alpina/tonsurata | x | | | | x | | x |
| Mallomonas caudata | | | 0,07 | 0,07 | | 0,07 | 0,25 |
| Mallomonas spp. (< 20 µm) | x | x | x | x | 0,02 | | |
| Mallomonas spp. (> 20µm) | | | 0,11 | | | | 0,02 |
| Synura spp. | 0,06 | 0,02 | 0,02 | 0,08 | 0,33 | 0,08 | 0,01 |
| DIATOMOPHYCEAE (kiselalger) | | | | | | | |
| Acanthoceros zachariasii | x | | x | 0,02 | 0,01 | | 0,01 |
| Asterionella formosa | x | x | 0,08 | x | x | x | |
| Asterionella sp. | | | | | | | x |
| Aulacoseira sp. (korta) | x | 0,02 | 0,03 | 0,05 | | 0,02 | 0,01 |
| Aulacoseira sp. (smala) | 0,21 | 1,21 | 5,64 | 3,63 | 6,22 | 1,08 | 0,19 |
| Aulacoseira granulata-typ | | | | | 0,2 | 0,14 | |
| Cyclotella spp. < 20 µm | 0,01 | 0,01 | x | 0,01 | x | x | x |
| Cyclotella spp. > 20 µm | | | | | | 0,01 | |
| Diatoma tenuis | x | 0,15 | 0,29 | 0,17 | 0,18 | | 0,01 |
| Fragilaria berolensis | 0,01 | | 0,12 | x | 0,02 | x | |
| Fragilaria crotonensis | | | x | x | | x | x |
| Fragilaria ulna | x | 0,02 | | 0,01 | x | x | |
| Rhizosolenia erinensis | | | | x | x | | |
| Rhizosolenia longiseta | x | x | 0,01 | x | | x | |
| Stephanodiscus spp. | | x | | | 0,11 | | |
| Tabellaria fenestrata | 0,01 | | 0,06 | 0,02 | | 0,02 | |
| Tabellaria flocculosa | x | 0,02 | 0,08 | | | 0,01 | |
| Obestämda Pennales | | x | | 0,01 | | | x |
| EUGLENOPHYCEAE (ögonflagellater) | | | | | | | |
| Euglena sp. (ca 130 µm) | | 0,01 | 0,02 | | 0,02 | | |
| Euglena sp. (ca 55x25 µm) | x | | | | | | |
| Euglena sp. (ca 40 µm) | | 0,03 | 0,05 | 0,02 | 0,1 | | |
| Phacus tortus | | 0,03 | | | | | |
| Phacus sp. | | | | | | | 0,06 |
| Trachelomonas spp. | x | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,04 | 0,01 | |

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| CHLOROPHYCEAE (grönalger) | | | | | | | |
| Ankistrodesmus sp. | | | | 0,01 | 0,01 | | |
| Botryococcus braunii | | | | 0,04 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Chlamydomonas-typ | x | | | | | | |
| Coelastrum sp. | x | x | | 0,01 | 0,01 | | 0,01 |
| Crucigenia sp. | | x | | | | | |
| Dictyosphaerium pulchellum | | | | | | | x |
| Elakatothrix sp./Fusola sp. | | x | | | x | | |
| Eudorina sp. | 0,01 | | 0,03 | | | | |
| Monoraphidium griffithi | | | x | | | | |
| Monoraphidium minutum | | | | | | | x |
| Monoraphidium mirabile | x | x | 0,01 | | | x | x |
| Oocystis spp. | | x | | x | | | x |
| Pediastrum boryanum | 0,02 | 0,02 | 0,08 | 0,08 | | | 0,02 |
| Pediastrum duplex | | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | | 0,01 |
| Quadrigula sp. | | | | | x | | |
| Scenedesmus acuminatus | | x | | | | | |
| Scenedesmus arcuatus | | | x | | | | |
| Scenedesmus opolensis | 0,01 | 0,01 | | 0,01 | | | |
| Scenedesmus spp. ("bicellularis"-typ) | | | | | | | x |
| Scenedesmus spp. (små) | x | 0,01 | 0,02 | x | 0,02 | x | x |
| Scenedesmus spp. (stora) | | x | 0,01 | 0,05 | 0,01 | | 0,01 |
| Selenastrum bibraianum | | 0,01 | | | | | |
| Tetrachlorella sp. | | | | | 0,01 | x | |
| Tetraedron minimum | x | | | | | | x |
| Tetraedron sp. | | | x | | | | |
| Obestämda "gröna kulor" | | | x | 0,31 | 0,03 | | x |
| | | | | | | | |
| CONJUGATOPHYCEAE (konjugater) | | | | | | | |
| Closterium acutum var. variabile | | | x | | | | |
| Closterium gracile | | | | | | | x |
| Staurastrum spp. | | 0,03 | | 0,62 | 0,21 | | 0,03 |
| Staurodesmus mamillatus | | 0,03 | | | 0,1 | 0,1 | |

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| ÖVRIGA | | | | | | | |
| Gonyostomum semen | | 0,09 | 0,04 | | | 0,06 | 0,01 |
| Pseudostaurastrum sp. | | 0,04 | | | | | |
| Obestämda, < 7,5 µm | 0,03 | 0,03 | 0,14 | 0,02 | 0,1 | 0,08 | 0,02 |
| Obestämda, 7,5-15 µm | 0,05 | 0,06 | 0,21 | 0,02 | 0,29 | 0,12 | 0,04 |
| Obestämda, > 15 µm | 0,08 | 0,18 | 0,41 | 0,1 | 0,31 | 0,21 | 0,1 |
| **Antal arter, 1999** | 38 | 46 | 47 | 50 | 46 | 33 | 51 |
| **Biomassa, olika växtplanktontaxa 1999** | | | | | | | |
| Blågrönalger | 0,04 | 0 | 0,19 | 4,41 | 1,57 | 0,27 | 0,84 |
| Rekylalger | 0,31 | 0,41 | 1,55 | 0,06 | 0,6 | 0,1 | 0,28 |
| Pansarflagellater | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,06 | 0,01 | 0 | 0,04 |
| Guldalger | 0,06 | 0,02 | 0,28 | 0,16 | 0,39 | 0,15 | 0,28 |
| Kiselalger | 0,24 | 1,43 | 6,31 | 3,92 | 6,74 | 1,28 | 0,22 |
| Ögonflagellater | 0 | 0,09 | 0,09 | 0,04 | 0,16 | 0,01 | 0,06 |
| Grönalger | 0,04 | 0,06 | 0,17 | 0,53 | 0,12 | 0,01 | 0,06 |
| Konjugater | 0 | 0,06 | 0 | 0,62 | 0,31 | 0,1 | 0,03 |
| Övriga | 0,16 | 0,4 | 0,8 | 0,14 | 0,7 | 0,47 | 0,17 |
| Summa: Växtplanktonbiomassa ($mm^3/l$) | 0,86 | 2,48 | 9,42 | 9,94 | 10,6 | 2,39 | 1,98 |

**ell 3. Populationstätheter av cladocerer och copepoder i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1997 (individer/liter)**

| | Ellenösjön | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 |
| OCERA | | | | | | | | | |
| spp. | 0,10 | | | | | | | 0,25 | |
| ina coregoni gibbera | 0,40 | 4,00 | 0,60 | | 0,10 | | 0,25 | 2,00 | |
| lna longirostris | | | | 0,50 | | | | 0,25 | |
| lina longispina | 0,10 | 2,00 | | | | | | 0,50 | 0,50 |
| daphnia quadrangula | 0,10 | | | | | | | | |
| orus sphaericus | 0,30 | | 0,40 | 5,75 | 111,92 | 52,00 | 33,60 | 42,75 | 10,25 |
| nia cristata | | | 48,00 | 6,25 | 13,56 | 10,50 | 12,00 | 24,75 | |
| nia cucullata | 0,70 | 8,00 | 4,40 | 1,25 | 9,04 | 8,50 | 15,00 | 5,50 | 1,00 |
| nia spp., hanar | | | | | | | | 6,25 | 0,75 |
| anosoma brachyurum | 0,10 | | 0,60 | 0,25 | 1,14 | 1,25 | 1,50 | | |
| odora kindti | 0,20 | 1,00 | 2,20 | 0,25 | 0,29 | 0,50 | | | |
| osida frontosa | | | 0,40 | | 0,76 | 0,25 | 0,75 | 0,25 | |
| holeberis mucronata | | | 0,20 | | | | | | |
| EPODA; CALANOIDA | | | | | | | | | |
| aptomus gracilis, adulter | | | | | 0,10 | | 0,25 | 0,50 | 0,50 |
| emora lacustris, adulter | 0,10 | | | | | | | | |
| poditer | 0,20 | | 0,20 | 0,25 | | 0,50 | 1,50 | 0,75 | 2,25 |
| lier | | 1,00 | | 2,00 | | 0,25 | 2,00 | 1,75 | 1,50 |
| EPODA; CYCLOPOIDA | | | | | | | | | |
| er och copepoditer | 6,10 | 9,00 | 38,40 | 10,50 | 105,46 | 70,00 | 117,33 | 25,75 | 6,75 |
| lier | 40,53 | 30,00 | 99,20 | 36,00 | 107,61 | 114,00 | 112,00 | 7,00 | 2,75 |
| ma: Crustacéer (ind./L) | 49 | 55 | 195 | 63 | 350 | 258 | 296 | 118 | 26 |

**Tabell 4. Populationstätheter av cladocerer och copepoder i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1999 (individer/liter)**

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| CLADOCERA | | | | | | | |
| Bosmina coregoni gibbera | 0,40 | 0,67 | 0,17 | | 1,20 | 0,20 | |
| Bosmina longirostris | | 0,17 | | | | 0,80 | |
| Bosmina longispina | 0,40 | | | 0,20 | | 0,60 | 1,20 |
| Bosmina sp. | | | | | | 0,80 | |
| Ceriodaphnia quadrangula | | | | | 0,20 | | |
| Chydorus sphaericus | 0,40 | | 0,17 | 1,20 | 17,40 | 0,60 | 0,60 |
| Daphnia cristata | | 2,50 | 2,67 | 27,20 | 51,00 | 1,20 | 15,60 |
| Daphnia cucullata | | | 2,50 | 2,20 | 5,40 | 1,00 | |
| Daphnia spp., hanar | | | | | 0,80 | 1,20 | |
| Diaphanosoma brachyurum | | | 0,17 | 0,20 | 1,00 | | 0,20 |
| Leptodora kindti | | 0,67 | 0,33 | | 0,40 | | |
| Limnosida frontosa | 0,20 | 0,17 | 0,50 | 3,00 | 0,60 | | 0,40 |
| COPEPODA; CALANOIDA | | | | | | | |
| Eudiaptomus gracilis, adulter | | | | | 0,20 | | |
| Eurytemora lacustris, adulter | | | | | 0,20 | | 0,20 |
| Limnocalanus macruurus | 0,20 | | | | | | |
| Copepoditer | 0,80 | | | | 1,80 | 0,40 | 1,20 |
| Nauplier | 0,20 | 0,33 | | 0,40 | 4,27 | 1,60 | 2,13 |
| COPEPODA; CYCLOPOIDA | | | | | | | |
| Adulter och copepoditer | 3,40 | 1,00 | 0,83 | 27,60 | 67,20 | 0,60 | 24,80 |
| Nauplier | 11,40 | 9,83 | 5,17 | 117,33 | 89,60 | 2,40 | 91,73 |
| Summa: Crustacéer (ind./L) | 17 | 15 | 13 | 179 | 241 | 11 | 138 |

**bell 5. Tätheter (individer/liter) av reliкthoppkräftan Limnocalanus macrurus, den rovlevande hinnkräftan Leptodora kindti och larver tofsmyggor, Chaoborus spp, i kvalitativa planktonhåvdrag i Ellenösjön och Östersjön 1997 (medelvärden±standardavvikelse, n=7)**

| | Ellenösjön | | | | | | | | | Ö |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 | 19 |
| nocalanus macrurus | 0,206±0,325 | 0,052±0,061 | 0,008±0,012 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,0 |
| todora kindti | 0,034±0,046 | 0,187±0,163 | 1,256±0,278 | 0,292±0,147 | 1,029±0,694 | 0,919±0,379 | 0,138±0,127 | 0,398±0,257 | 0,091±0,158 | 0,1 |
| oborus spp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,008±0,011 | 0,029±0,042 | 0,058±0,099 | 0 | 0 | 0,0 |

**Tabell 6. Tätheter (individer/liter) av relikthoppkräftan Limnocalanus macrurus, den rovlevande hinnkräftan Leptodora kindti och larver av tofsmyggor, Chaoborus spp, i kvalitativa planktonhåvdrag i Ellenösjön och Östersjön 1999 (medelvärden±standardavvikelse, n=7)**

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| Limnocalanus macrurus | 0,075±0,08 | 0,002±0,004 | 0 | 0 | 0 | 0,003±0,008 | 0,057±0,07 |
| Leptodora kindti | 0,02±0,021 | 0,682±0,572 | 0,757±0,467 | 0,543±0,343 | 0,176±0,134 | 0,008±0,008 | 0,029±0,016 |
| Chaoborus spp | 0 | 0 | 0,006±0,013 | 0 | 0,001±0,003 | 0 | 0,012±0,006 |

**ell 7. Populationstätheter av rotatorier i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1997 (individer/liter).**

| | Ellenösjön | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 28-apr-97 | 26-maj-97 | 11-jun-97 | 30-jun-97 | 23-jul-97 | 14-aug-97 | 02-sep-97 | 30-sep-97 | 20-okt-97 |
| ATORIA | | | | | | | | | |
| aeopsis fissa | | | 4,3 | 96,0 | 273,3 | 450,7 | 277,3 | | 2,7 |
| morpha ecaudis | | | | | | 2,7 | | 5,3 | |
| morpha ovalis | | | | | 4,3 | 1,0 | | | |
| nchna priodonta | 1,1 | 14,0 | 2,1 | | 2,2 | 1,0 | | | |
| ionus sp. | | | | 58,7 | 226,0 | 48,0 | 37,3 | | |
| theca mutabilis | | | | | | | | 5,3 | 2,7 |
| theca sp. (liten) | | 1,0 | 2,1 | 16,0 | 172,2 | 178,7 | 125,3 | | |
| theca sp (stor) | | | | | | | 2,7 | | |
| chilus unicornis | | 64,0 | 475,7 | 66,7 | 191,6 | | 5,3 | 2,7 | 2,7 |
| longiseta | | 6,4 | 2,1 | | 4,3 | | | | |
| opus stylifer | 1,1 | | 4,3 | | | | | | |
| ottia longispina | 3,2 | 38,4 | 44,8 | 21,3 | 8,6 | 26,7 | | 8,0 | 5,3 |
| ella cochlearis | 3,2 | 115,2 | 57,6 | 98,7 | 23,7 | 29,3 | 64,0 | 605,3 | 296,0 |
| ella cochlearis tecta | 3,2 | | 296,5 | 5400,0 | 480,0 | 301,3 | 656,0 | 170,7 | 16,0 |
| ella quadrata | 2,1 | | | | | | | | |
| oma hudsoni | | 1,0 | | | | | | | |
| rthra major | 1,1 | | 2,1 | | 8,6 | | | 29,3 | 2,7 |
| rthra remata | | | 4,3 | | | 1,0 | 18,7 | | |
| rthra vulgaris | 18,1 | 44,8 | 38,4 | 2,7 | 19,4 | 24,0 | 8,0 | 50,7 | 26,7 |
| naeta sp. (stor art) | 37,3 | 12,8 | | | | | | 26,7 | 18,7 |
| naeta sp. (liten art) | 1008,0 | 147,2 | 179,2 | 48,0 | 208,8 | 842,7 | 800,0 | 1426,7 | 58,7 |
| dinella sp. | | | | | | | | 2,7 | |
| ocerca birostris | | | | | | | | | 8,0 |
| ocerca capucina | | | | | | | | | |
| ocerca cylindrica | | | | 5,3 | 193,7 | 5,3 | 80,0 | 10,7 | |
| ocerca pusilla | 2,1 | 6,4 | 38,4 | 701,3 | 217,4 | 170,7 | 208,0 | 208,0 | 10,7 |
| ocerca sp. | | | 2,1 | | | | | 2,7 | 10,7 |
| na: Rotatorier (ind/l) | 1081 | 451 | 1154 | 6515 | 2034 | 2083 | 2283 | 2555 | 461 |

**Tabell 8. Populationstätheter av rotatorier i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1999 (individer/liter).**

| | Ellenösjön | | | | | | Östersjön |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 11-maj-99 | 15-jun-99 | 09-jul-99 | 23-aug-99 | 13-sep-99 | 11-okt-99 | 23-aug-99 |
| ROTATORIA | | | | | | | |
| Anuraeopsis fissa | 2,1 | 3,6 | 21,3 | 31,0 | 2,1 | | |
| Ascomorpha ecaudis | | | | | | | 10,7 |
| Ascomorpha ovalis | | | 5,3 | | | | |
| Asplanchna priodonta | 6,4 | 7,1 | 8,9 | | 38,4 | 2,1 | 2,1 |
| Brachionus sp. | | | | | 2,1 | 2,1 | |
| Collotheca mutabilis | | 1,8 | | | | | 6,4 |
| Collotheca sp (stor) | | | 3,6 | | | | |
| Conochilus unicornis | 6,4 | 32,0 | 17,8 | | 8,5 | | 6,4 |
| Euchlanis sp. | | | | | 2,1 | | 2,1 |
| Filinia longiseta | | | | | 2,1 | | |
| Gastropus stylifer | 4,3 | 5,3 | | | | | 10,7 |
| Kellicottia bostoniensis | | | | | | 4,3 | |
| Kellicottia longispina | 21,3 | 30,2 | 1,8 | | 6,4 | 6,4 | 10,7 |
| Keratella cochlearis | 17,1 | 376,9 | 65,8 | 16,5 | 89,6 | 12,8 | 17,1 |
| Keratella cochlearis tecta | | 83,6 | 318,2 | 502,2 | 260,3 | 6,4 | 34,1 |
| Lecane sp. | 2,1 | | | | | | |
| Ploesoma hudsoni | | 3,6 | 1,8 | | | | |
| Polyarthra major | | | | | 2,1 | | |
| Polyarthra remata | 12,8 | 28,4 | 42,7 | 8,3 | 27,7 | 6,4 | 21,3 |
| Polyarthra vulgaris | 74,7 | 90,7 | 144,0 | 6,2 | 38,4 | 34,1 | 17,1 |
| Pompholyx sp. | | | | 126,1 | 2,1 | | 2,1 |
| Synchaeta sp. (stor art) | 53,3 | 26,7 | 138,7 | 2,1 | 4,3 | 17,1 | 2,1 |
| Synchaeta sp. (liten art) | 1847,5 | 337,8 | 264,9 | 192,2 | 264,5 | 17,1 | 6,4 |
| Trichocerca cylindrica | | 1,8 | 3,6 | 16,5 | 27,7 | | 42,7 |
| Trichocerca pusilla | | 1,8 | 652,4 | 727,5 | 61,9 | 4,3 | 40,5 |
| Trichocerca sp. | 2,1 | | 10,7 | 4,1 | 6,4 | | 51,2 |
| Summa: Rotatorier/liter | 2050 | 1031 | 1701 | 1633 | 847 | 113 | 284 |