FISKERIVERKET

Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön

Stellan F. Hamrin
Teresa Soler

Sara Bergström
Jan-Erik Svensson
Rainer Wemmer
Erik Westberg

ötvattenslaboratoriet
januari 1998

National Board of Fisheries
Institute of Freshwater Research

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING 2

INLEDNING 3

Syftet med föreliggande rapport 3

Bakgrund 3

Vad händer vid en eutrofiering 4

Mörtfiskreduktion 4

METODIK 6

Hydrologi 6
Sjödata 6
Vindinducerad strömning 7

Näringsbelastning 7

Växt- och djurplankton 7
Provtagning 7
Provanalys 8

Vegetation 8
Den kvalitativa undersökningen 8
Övervattensvegetationen utbredning 8
Den kvantitativa undersökningen 8

Fisksamhälle 9
Åldersanalys 9
Födoval 9

RESULTAT 10

Hydrologi 10
Sjödata 10
Flödet i sundet 10
Vindinducerad strömning 10

Näringsbelastning 11

Växt- och djurplankton 11
Växtplankton 11
Djurplankton 11

Vegetation 12
Den kvalitativa undersökningen 12
Övervattensvegetationen 13
Den kvantitativa undersökningen 13

Fisksamhälle 13
Viktfördelning 13
Längdfördelning 14
Ålders- och tillväxtanalys 14
Födoval 15

DISKUSSION 16

Ellenösjöns förutsättningar inför en mörtfiskreduktion 16

FÖRESLAGNA ÅTGÄRDER 18

Problem 18
Extern belastning 18
Grumlighet 19
Relationen Östersjön/Ellenösjön 19

SLUTSATS 20

ERKÄNNANDEN 21

REFERENSER 22

FIGURER 24

TABELLER 56

BILAGOR 65

Sammanfattning

Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium i Drottningholm har under 1997 tillsammans med Färgelanda kommun, Melica miljökonsulter i Göteborg, Zoologiska avdelningen respektive Avdelningen för tillämpad miljövetenskap vid Göteborgs Universitet, gjort en rad undersökningar av Ellenösjön i södra Dalsland. Resultaten från undersökningen skall utgöra beslutsunderlag inför en eventuell mörtfiskreduktion i Ellenösjön.

Den hydrologiska undersökningen av Ellenösjön visar att omsättningstiden för Ellenösjön är relativt snabb (knappt två veckor). Vidare kommer vatten, framförallt under den högproduktiva sensommaren, att röra sig in i Östersjön från Ellenösjön då vatten magasineras i Ellenösjön. Dessutom utövar vinden en avsevärd kraft på vattnet och stora vattenmassor förs över från Ellenösjön till Östersjön då västlig vind råder. Sammantaget betyder de rådande hydrologiska förhållandena och den rådande vindriktningen över sjön att Ellenösjöns vattenkvalité klart påverkar Östersjöns tillstånd.

Näringstransporten till Ellenösjön är hög. Jämfört med tidigare beräkningar av sjöns fosforbelastning visar en ny beräkning utifrån förhållandet mellan flödena och fosforkoncentrationerna i Valboån att transporten kan vara mellan 30 och 80 procent högre. Ellenösjön verkar också vara kvävebegränsad under sommarmånaderna.

Resultaten från undersökningarna av växter och djur visar, liksom tidigare undersökningar, att Ellenösjön är eutrof. Siktdjupet var mycket litet och klorofyllhalterna under sommaren visar på näringsrikt vatten. Växtplanktonbiomassan var hög under hela säsongen och blågröna alger dominerade samhället under juli till september.

Djurplanktonsamhället domineras av småvuxna individer. Dock var en storvuxen rovlevande hinnkräfta tidvis mycket vanlig. Vidare är Ellenösjön mycket fiskrik och hör till de fisktätaste sjöarna i Sverige (ca 780 kg mörtfisk per hektar i sept -97).

Beståndet av undervattensvegetation var litet och glest. Trots att en stor del av bottnarna är grundare än tre meters djup (och därmed koloniserbara) nådde vegetationen knappt ned till en meters djup. Övervattensvegetationen verkar ha expanderat sedan 1988 och täcker en fjärdedel av Ellenösjöns grundare områden.

Fisksamhället består till mer än fyra femtedelar av mörtfisk och flertalet av dessa individer är småvuxna. Yngel av abborre och gös livnär sig på djurplankton. Ettårig abborre äter 50% årsyngel av gös liksom en del större djurplanktonarter medan gös av samma ålder mestadels äter fisk och då årsyngel av gös.

Ellenösjöns växt- och djursamhälle utgör ett övergött sjöekosystem. En mörtfiskrestaurering kommer troligen, förutsatt att vissa andra åtgärder genomförs, att återföra sjön till de förhållanden som rådde tidigare.

De problem som måste åtgärdas är dels den höga närsaltstransporten till Ellenösjön, dels grumligheten i Valboåns vatten. Båda problemen kan reduceras med bl a kantzoner längs med tillströmmande vattendrag.

För att förbättra Östersjöns vatten bör om möjligt i första hand en barriär skapas i sundet mellan sjöarna som åtminstone under sommarperioden hindrar Ellenösjöns vatten att driva in i Östersjön.

Inledning

Syftet med föreliggande rapport

Ellenösjön i södra Dalsland är en av många svenska sjöar som blivit övergödda. Under lång tid har näringsämnen från framför allt jordbruket tillförts sjön genom Valboån. Trots att näringsläckaget tenderar att minska har inte sjöns status förbättrats. Varje sommar förekommer blomning av blågröna alger, vilket lett till stora inskränkningar av friluftslivet i området.

Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium fick våren 1997 i uppdrag av Färgelanda kommun att undersöka om Ellenösjön kan restaureras med hjälp av mörtfiskreduktion. En sådan s k biomanipulering har utförts i bl a Finjasjön i Skåne med gott resultat. För en bedömning har sjöns djur- och växtsamhällen studerats under sommaren 1997. Sjöns hydrologiska förhållanden har också undersökts för att försöka klarlägga vattnets rörelser mellan Ellenösjön och Östersjön. En ny beräkning av fosfortransporten till Ellenösjön med utgångspunkt från förhållandet mellan flödet och fosforkoncentrationerna gjordes för åren 1994-96.

Resultaten från undersökningarna presenteras i denna rapport och därefter görs en bedömning om sjöns status kan förbättras genom utfiskning. Bidrag till bedömningen har också lämnats, dels i ett antal examensarbeten som genomförts vid Göteborgs Universitet och dels från Melica miljökonsulter i Göteborg. Denna rapport har gjorts speciellt för Färgelanda kommun. Under året kommer rapporten att publiceras i serien Fiskeriverket Rapport.

Bakgrund

Ellenösjön och Östersjön är båda näringsrika (eutrofa) sjöar och hör till Valboåns tillrinningsområde i Örekilsälvens vattensystem. Sjön har förändrats i och med jordbrukets intensifiering. Hur såg då Ellenösjön ut före eutrofieringen?

I E. Holmgrens undersökning av Ellenösjön från 15 juni 1904 syntes "klarskifvan" inte mer än till 1.25 meters djup och vattnet var brunt och grumligt. Det fanns rikligt med hinnkräftor, både stora och små. Växtligheten bestod mestadels av arter som har en bred ekologisk tolerans och förekommer i både näringsrika och näringsfattiga (oligotrofa) vatten, men oligotroft gynnade arter såsom braxengräs och notblomster beskrivs också. Holmgren påstår dessutom att det fanns siklöja i sjön. Holmgren kallar det som nu är ett sund mellan Östersjön och Ellenösjön, för en "kort å". Sundet mellan sjöarna har emellertid enligt ortsbefolkningen alltid varit "segelbar" förutom när det under flottningsepoken var fullt med timmer i sundet (Sandell, pers. komm.).

Vid en senare undersökning från 24 augusti 1933 (Johansson 1933) var siktdjupet 1.5 meter, vattnet lergrumligt och det står noterat att ingen algblomning förekom. Samma arter av undervattensväxter observerades som vid undersökningen 1904. Man bedriver gäddfiske. Vidare kan man läsa att "typiskt för sjön är mängder småvuxen braxen" och att benlöja finns i stora mängder.

Idag är sjön sommartid betydligt grumligare, dels på grund av algblomning och dels på grund av vattnet som kommer med Valboån. Den beskrivna undervattensvegetationen har nästan helt försvunnit. Siklöja saknas, men istället finns nors. Benlöjans dominans har starkt reducerats sannolikt till förmån för mört.

Vid de utsläpps- och recipientkontroller som gjordes under 1975 - 86, fann man att Valboåns huvudfåra liksom Ellenösjön och Östersjön var tydligt närsaltspåverkade (Henriksson, L. 1987). Den största andelen närsalter härrörde från åkermarker. Länsstyrelsen i Älvsborgs län utvidgade 1988 undersökningarna för att kunna fastställa sjöarnas tillstånd och hur belastningen från Valboån påverkar systemet. Man undersökte närsaltstransporter, vattendragets status och de biologiska effekterna av närsaltspåverkan. Sedermera kom undersökningarna att innefatta även klorofyll, plankton, bottenfauna och fisk i Ellenösjön och Östersjön.

De undersökningar som gjorts sedan mitten på åttiotalet (Dahlbäck 1991; Dahlbäck 1994; KM Lab 1997) visar inte på några väsentliga förändringar. De minskande transporterna av näringsämnen i Valboån till Ellenösjön beror till största delen på lägre flöden, men också på något lägre halter av näringsämnen. Ellenösjön är dock klassad som mycket näringsrik med avseende på fosfor och uppvisar höga kvävehalter. Åkermarken bidrog med 70% av totalfosfortransporten till Ellenösjön år 1990 (Dahlbäck 1991). En uppskattning (Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1995) visar att jordbruksmarkens arealförlust till vattendragen i länet var kring 16 kg kväve och 0.9 kg fosfor per hektar och år. Detta betyder att 137 ton

kväve och 7.7 ton fosfor som når Ellenösjön genom Valboån härrör från åkermark. Sjöarna belastas dessutom med humusrikt vatten från mossar i tillrinningsområdets övre delar.

Växt- och djurplanktonundersökningarna från 1990 och 1992 (Dahlbäck 1991; Dahlbäck 1994) visar att sjön är hypertrof (mycket näringsrik). Växtplanktonsamhället utgjordes av eutroft gynnade arter och dominerades helt av blågröna alger. För ett år sedan, i augusti 1996, dominerade de blågröna algerna återigen. Den observerade minskningen av klorofyllhalter berodde troligen, liksom närsalttransporterna i Valboån, på väderleksförhållanden. Djuplanktonsamhället indikerade också näringsrika förhållanden. Vid bottenfaunaundersökningen 1990 drogs samma slutsatser. Sjön är näringsrik och tydligt föroreningspåverkad.

Även Gullmarsfjorden på Västkusten är övergödd och stora delar av bottnarna är döda. Eftersom Valboån bidrar med en tredjedel (Dahlbäck 1991) av det för havet näringsbegränsande ämnet kväve som rinner ut i fjorden, är man också nationellt sett intresserad av en förbättring av vattnet i hela tillrinningsområdet. För att åtgärda problemen bildades 1991 en lokal arbetsgrupp, Samrådsgruppen för Valboån. Efter samråd mellan länstyrelsens fiskerikonsulent och Hässleholms kommun kom man fram till att undersöka förutsättningarna för att genom bl a mörtfiskreduktion förbättra Ellenösjöns tillstånd och därmed också vattenkvaliten i Örekilsälven.

Vad händer vid en eutrofiering

Under mitten på detta århundrade var det många sjöar i tättbefolkade områden och i intensiva jordbruksbygder som förändrades. Sjöar med goda bad- och fiskemöjligheter förvandlades till sjöar med dåligt siktdjup och ett mörtfiskdominerat fisksamhälle. Orsaken var en för stor tillförsel av näringsämnen från avloppsvatten men också från intensivt brukad jordbruksmark. Trots utbyggnaden av reningsverken under 70-talet var det många sjöar som inte förbättrades. Orsaken stod att finna i hur ett sjöekosystem är uppbyggt och fungerar och vad som händer vid en eutrofiering.

Det näringsämne som begränsar algernas tillväxt är främst fosfor. Till en början betyder en ökad mängd fosfor att alla organismer ökar sin biomassa. När mängden växtplankton ökar minskar ljustillgången. I och med ett minskat siktdjup kommer en rad faktorer i sjön att påverkas.

Förekomsten av undervattensväxter med fastsittande alger minskar. Undervattensväxter tar upp och binder stora mängder närsalter. De fungerar bl a som substrat för andra organismer lämpliga som föda för evertebrater och fiskar men också som skydd åt t ex djurplankton och fiskyngel. (se review: Hansson 1998)

Det försämrade siktdjupet påverkar också rovfisken som får svårt att finna bytesfisk eftersom de jagar med synen. Detta resulterar i att rovfisken inte längre kan kontrollera mängden bytesfisk. Fisksamhället går från en dominans av rovfisk till en dominans av mörtfisk genom att dessas biomassa starkt ökar. Djurplanktons medelstorlek minskar starkt på grund av predation från fisk. (se review: Hansson 1998)

Den ökade mängden alger och mörtfisk betyder också ökad ansamling av dött material som så småningom hamnar på botten. Där bryts materialet ned av syreförbrukande bakterier och syrebrist vid botten kan uppstå. Vid syrebrist kommer i sedimenten fastlagd fosfor att börja läcka ut i vattnet och än mer näring tillförs vattnet. Även fiskbeståndet i eutrofierade sjöar bidrar starkt med näring genom att främst mört äter blågrönalger på sedimentytan och på så sätt ökar transporten av fosfor till vattnet. Dessutom leder den ökande biomassan och den starkt minskande medelstorleken hos mörtfisk till ökad exkretion av fosfatfosfor till vattnet. Bentiska fiskar såsom braxen kan påverka grumligheten genom sitt födosök på bottnarna. Vid deras födosök kan undervattensväxternas etablering försvåras. Totalt sett erhålls en ökad intern belastning av näringsämnet fosfor. (se review: Hansson 1998)

En minskad tillförsel av näringsrikt vatten räcker således inte alltid till för att restaurera en sjö. Den interna belastningen (i vid mening inklusive organismer) kan behålla sjön i det eutrofa stadiet.

Mörtfiskreduktion

Vid en mörtfiskreduktion tar man helt enkelt bort stora mängder mörtfisk. I och med detta sätts en serie händelser igång.

En minskad mängd fisk leder i första hand till en mindre fiskinducerad fosforexkretion. Detta

resulterar i en minskad mängd alger. Både lägre koncentrationer av alger och en minskning av den fiskinducerade sedimentgrumlingen betyder större siktdjup och bättre betingelser för undervattensväxter. När undervattensväxterna breder ut sig skapas en positiv spiral eftersom dessa konkurrerar med algerna om näringen. De stabiliserar sedimentytan och minskar därmed grumligheten. De utgör skydd för djurplankton och bottenfauna och gynnar gädda och abborre framför mört och braxen. Eventuellt bidrar också undervattensväxternas utsöndring av vissa substanser till en negativ utveckling av blågröna alger. (se review: Hansson 1998)

De fiskar som blir kvar i sjön efter en utfiskning lever nu utan större konkurrens om födan. Detta gör att fiskynglen som föds har större chans att överleva. Man måste därför räkna med en yngelexplosion några år efter en mörtfiskreduktion. I svenska sjöar har detta främst gynnat abborre. (se review: Hansson 1998)

Metodik

Under sommaren 1997 utfördes följande undersökningar i Ellenösjön:

1) en ***hydrologisk*** undersökning av Ellenösjön och Östersjön av Rainer Wemmer (Avd. för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs univ.)

2) utökade ***vattenkemiska*** undersökningar av miljö- och hälsoskyddskontoret i Färgelanda kommun

3) en analys av ***växt-*** och ***djurplankton-samhället*** från slutet av april till slutet av oktober av Jan-Erik Svensson (Melica miljökonsulter)

4) en kartering av ***vegetationens*** utbredning av Sara Bergström (Syst. Botanik Göteborgs Univ.)

5) ***provfiske*** med trål har skett vid två tillfällen: 31/6 - 4/7 respektive 1/9 - 4/9 (FiV:s Sötvattenslaboratorium och Färgelanda kommun)

6) en ***åldersanalys*** av de dominerande ***fiskarterna*** av Erik Westberg (Zool. inst., Göteborgs Univ.)

7) en analys av ***fiskens födoval*** av Erik Westberg

Vidare har förhållandet mellan flödet och fosforkoncentrationen i Valboån (punkt 7 vid Torp) undersökts och sjöns belastning av fosfor har beräknats med utgångspunkt från detta förhållande.

Hydrologi

Sjödata

För att kunna uttala sig om de hydrologiska förhållandena i en sjö krävs tillgång till relativt noggranna lodkartor. Eftersom tillgängligt kartmaterial var inaktuellt genomfördes under 1997, vecka 24, en ny ***djuplodning av Ellenösjön*** och ***sundet*** mellan Ellenösjön och Östersjön. Ungefär var tionde lodpunkt per lodstråk handlodades med sänklod. Sjöns vattenyta avvägdes vid aktuell lodning till 65.88 m.ö.h. För att kunna upprätta lodningskartor måste de uppmätta lodningsdjupen anpassas till normalvattenståndet. Eftersom det inte fanns tillförlitliga mätningar angående vattenståndet sattes **normalvattenståndet** till 66.80 m.ö.h. Värdet är angivet på topografiska kartan över Sverige, skala 1:50 000, fältkarta: 8 B Vänersborg NO. Kartan upprättades på ljusbordet och digitaliserades med hjälp av ritprogrammet Corel Draw (Figur 1, 2 och 3).

För ***volymberäkning*** av Ellenösjön och Östersjön användes den s.k. "klipp- och vägmetoden" genom att vikten av olika djupnivåer på en djupkarta antogs vara proportionell mot djupnivåernas utbredning. Volymerna för högvattenstånd och lågvattenstånd kan uppskattas med en grafisk lösning (Figur 4 och 5). Värdena för högsta högvattenstånd och lägsta lågvattenstånd togs från förslagsritningen vattendom 1960 (Vänersborgs Tingsrätt, 1960)

Medeldjupet erhölls genom att dividera sjövolymen med sjöns yta. ***Maxdjupet*** i Ellenösjön vid normalvattenståndet är lodat. Vattenytans variation utifrån normalvattenståndet ger djupet i övrigt.

Den teoretiska ***omsättningstiden*** för vattnet i Ellenösjön och Östersjön räknades ut enligt nedan:

omsättningstid = sjövolymen / flödet

flödet = avrinningsomr. yta • avrinningen

För flödesberäkningar användes pulsdata från SMHI mellan åren 1980 och 1996. Flöden från Ellenösjöns och Östersjöns avrinningsområden (22 km^2 (tillrinningsområdet mellan tillflödet vid punkt 7 och utloppet vid punkt 8) respektive 27 km^2) (Figur 6) baserades på årsmedelflöden för att eliminera magasineringen av Ellenösjön. Flödet för Ellenösjön utgjordes av utloppsflödet från sjön (punkt 8) (Figur 7). Utloppet från Ellenösjön (punkt 8) och inloppet till Ellenösjön vid Torp (punkt 7) utgjorde flödena för Östersjön:

flöde Östersjöns avrinningsområde =

= Flöde (pkt.8 - pkt.7) • 0.55

Faktorn 0.55 är storleken av avrinningsområdet för Östersjön i förhållande till Ellenösjöns avrinningsområde.

Utifrån pulsdata för punkt 7 och 8 kan tillflödet till Ellenösjön beräknas. Tillflödena består av punkt 7, avrinningsområdet för Ellenösjön re-

spektive Östersjön (Figur 7). Utflödet sker vid punkt 8. Genom att räkna ut skillnaden mellan tillflöden och utflödet fås ett mått på Ellenösjöns magasineringsförmåga. Eftersom nivåskillnaden mellan Östersjön och Ellenösjön är försumbar förutsätts att sjöarna är ett system som hänger ihop. Delas magasineringen med den sammanlagda ytan av sjöarna fås ett värde på vattenståndsvariationen. Förändringar i vattenstånd innebär förändringar i Östersjöns volym. Delas volymförändringen igen med Östersjöns yta fås vattenflödet mellan Östersjön och Ellenösjön.

Vindinducerad strömning

När vinden blåser över en sjö utövar den en skjuvande kraft på vattenytan. Vattenmassan transporteras i vindens riktning så att vattenytan snedställes tills ett stationärt tillstånd uppnåtts. Gravitationskraften försöker i sin tur att återföra vattenytan till sitt horisontella läge. Beräkningarna här (Bilaga 1) bygger på laboratoriemätningar i en rektangulär kanal med horisontell botten (Bengtsson 1973; Jönsson 1980) och är bara en uppskattning av vindinducerad strömning. I naturen kompliceras bilden naturligtvis av sjöns geometri.

Eftersom det inte fanns tillgång till kontinuerliga vindmätningar sattes vindhastigheterna till 5, 10, 15 och 20 meter per sekund. Vindriktningar begränsas till västlig vind. Östlig vind medför samma effekt, bara vice versa. För beräkning av vattenvolymerna som förflyttas vid olika vindhastigheter användes nivåskillnaderna som antas uppstå i sundet. Snedställningen av Ellenösjöns vattenyta i sundet vid västlig vind motsvarar en ökning av $\Delta h_1/2$. Snedställningen av Östersjöns vattenyta innebär däremot en sänkning av vattenytan i sundet motsvarande $\Delta h_2/2$. Den totala nivåskillnaden Δh mellan sjöarna blir då $(\Delta h_1+\Delta h_2)/2$. På grund av gravitationskraften strävar vattenytan mot att jämna ut nivåskillnaden, dvs vattenmassor från Ellenösjön strömmar till Östersjön tills halva nivåskillnaden har utjämnats. Genom att multiplicera halva nivåskillnaden med Ellenösjöns yta fås mängden vatten som transporteras till Östersjön.

Ytvattenhastigheten är av storleksordningen två till fyra procent av vindhastigheten i tio meters höjd. Med hjälp av ytvattenhastigheten kan vattenflödet i det snedställda vattenskiktet beräknas samt tiden det tar att flytta vattenmassan:

$$\text{Flöde} = \text{Ytvattenhast.} \bullet \Delta h \bullet \text{Sundbredden}$$

$$\text{Tiden} = \text{Volym (sned)} / \text{Flöde (sned)}$$

Hänsyn till att ytvattenhastigheten avtar med djupet och blir noll vid ca. 0.3 • medeldjupet har inte tagits eftersom snedställningen av vattenytan i förhållandet till djupet är max två procent för vindhastigheter upp till 10 m/s. För vindhastigheter över 10 m/s blir värdena överskattade. På andra sidan bygger beräkningarna på ett stationärt tillstånd. För att uppnå detta krävs att vinden ligger på i ett par timmar. Sannolikheten för långvariga vindstyrkor över 10 m/s är relativ liten. Detta innebär också att snedställningen av vattenytan är överskattad för vindhastigheter över 10 m/s.

Näringsbelastning

Tidigare värden för transport av fosfor under åren 1994-96 har kompletterats med nya beräkningar. Dessa har framtagits genom att korrelera vattenflödet för en given dag med motsvarande värde för fosforkoncentrationen. För att få en användbar korrelation har avvikande värden såsom stora flöden vid tjäle och enstaka mycket höga fosforhalter (ev felanalyser) exkluderats. Sambandet har sedan utnyttjats genom att för varje flödesvärde (veckomedelvärde) beräkna motsvarande fosforkoncentration och utifrån dessa beräknade värden göra en ny transportberäkning. På så sätt fås en något noggrannare beräkning av näringsbelastningen på Ellenösjön eftersom flödesvärden för varje vecka finns tillgängliga.

Växt- och djurplankton

Provtagning

Prover för analys av växt- och djurplankton i Ellenösjön samlades in var tredje till var fjärde vecka från slutet av april till slutet av oktober med hjälp av ett två meter långt genomskinligt plaströr (diameter = 36 mm). Dessutom togs prover vid ett tillfälle (19 augusti) i Östersjön. Prover togs på noll till två meters djup. Vid varje provtagningstillfälle togs prov vid sju punkter fördelade över den del av sjöytan som var djupare än två meter. Proverna slogs samman i en hink. Det sammanslagna vattnet omblandades noga och ett samlingsprov togs ut som således representerar hela sjöns planktonsamhälle vid det aktuella provtag-

ningstillfället. Ur samma insamlade vatten togs även prover ut för analys av klorofyll, totalfosfor och totalkväve. Slutligen filtrerades en känd mängd av vattnet (4-10 liter) genom ett 45 µm planktonnät. Detta kvantitativa prov användes för att beräkna djurplanktonbiomassan.

Vid varje provtagningstillfälle togs även kvalitativa håvprover på djurplankton vid var och en av de sju punkterna. 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 stovuxna hinnkräftan *Leptodora kindti*, vilka är viktiga predatorer på många andra djurplankton. Samtliga växt- och djurplanktonprover konserverades med surgjord Lugols lösning.

Provanalys

Växtplanktonproverna analyserades med Utermöhl-teknik. Sedimenterad mängd prov var 2.5 eller 10 ml. Dominerande taxa bestämdes om möjligt till art. 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 (framför allt *Ceratium* spp., *Woronichinia naegeliana* samt vissa stora arter av *Euglena* spp., *Gymnodinium* spp. och *Peridinium* spp.) bestämdes dock genom totalräkning i 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. Rotatoriernas biomassa bestämdes med hjälp av litteraturvärden (Nauwerck, 1963). Crustacéernas biomassa bestämdes med hjälp av längdmätningar av ca 20 slumpvist utvalda individer av de vanligaste arterna per prov. Litteraturuppgifter på relationer mellan storlek och biomassa användes för att beräkna de enskilda individernas biomassa och medelbiomassan för de olika arterna i varje prov (Edmondson och Winberg, 1971). Därefter beräknades sedan den sammanlagda biomassan vid varje provtagningstillfälle.

Vegetation

Undersökningen av vegetationen i Ellenösjön genomfördes under juni och juli 1997 och innefattade både kvalitativa och kvantitativa studier. Studierna fokuserades framförallt på undervattensvegetationen. Övrig växtlighet (övervattens- och flytbladsväxter) inventerades och karterades översiktligt.

Den kvalitativa undersökningen

Sjöns strandnära zon och övriga grunda områden (< 1 m) genomsöktes till fots och med båt vid ett flertal tillfällen under juni och juli 1997. Funna växter från alla grupper (övervattens-, flytblads- och undervattensväxter) artbestämdes.

Övervattensvegetationen utbredning

Utbredningen av övervattensväxter bestämdes med hjälp av Lantmäteriets flygbilder, svartvita från 1995 (skala 1:30000) och IR-bilder från 1988 (skala 1:30000). Denna utbredning jämfördes i fält med dagens utbredning. Spridningen av övervattensvegetationen uppskattades genom jämförelse mellan flygbilderna från 1995 och de från 1988.

Den kvantitativa undersökningen

Två metoder användes för kvantitativ undersökning av undervattensvegetationen. Den första, transektmetoden, efterliknar i så stor utsträckning som möjligt den metod som användes vid inventeringen av Finjasjöns undervattensvegetation (Hamrin m fl 1993). Den andra är en krattningsmetod genomförd på djupare vatten.

<u>Transektmetoden</u>: Nio lokaler relativt jämt fördelade runt sjön valdes ut på grundval av deras lämplighet som habitat för undervattensväxter (Figur 8). Flera faktorer påverkade valet, bland annat frånvaro av övervattensvegetation, bottensubstratets hårdhet och hur brant botten sluttade. Vid varje lokal lades tre stycken 50 meter långa transekter så parallellt som möjligt med stranden på 10, 40 och 70 centimeters djup. Längs med varje transekt slumpades fem punkter vars nummer svarar mot avståndet i meter från transektens startpunkt (Bilaga 2a,

2b, 2c). På de utslumpade punkterna placerades ett PVC-rör med 30 centimeters diameter. All undervattensvegetation inom detta rörs bottenyta samlades in, artbestämdes, torkades vid 60-70 °C i tre timmar och vägdes på en analysvåg. Biomassan per m^2 för varje art funnen längs en sträcka beräknades (antalet punkter som medelvärdena baserades på är 5, n=5). Dessa värden låg sedan till grund för övriga resultat redovisade i sifferform. Fältarbetet genomfördes 14-17 juli 1997.

Krattningsmetoden; Femton punkter slumpades ut i sjön (Figur 8). Avsikten var att de skulle falla inom djupintervallet 1.0 - 3.0 meter och därmed komplettera transektmetoden på något större djup. Den då tillgängliga lodkartans djupintervall stämde dock dåligt med verkligheten. De provpunkter som föll inom fel djupintervall förflyttades därför rakt in mot eller rakt ut från närmsta strandlinje tills rätt djup påträffades. En för varje punkt likstor bottenyta, 1.5 • 0.5 m, krattades med hjälp av en 0.5 meter bred trädgårdskratta med förlängt skaft. Det upplockade materialet analyserades och eventuella växter artbestämdes. Fältarbetet genomfördes den 9-10 juni 1997.

Fisksamhälle

Eftersom en eventuell utfiskning av mört och braxen sker med trål, har provfisket också gjorts med trål. De två trålar som använts är förminskade silltrålar. De är 17 respektive 19 meter långa och den minsta maskstorleken i kalven (den del där fisken samlas i trålen) är 8 mm mellan knutarna. Sammanlagt gjordes 22 drag mellan den 30 juli och den 4 juli (Figur 9). Den första veckan i september gjordes 12 drag. Den standardiserade tiden för dragen var 10 minuter och drag som gjorts under kortare tid har multiplicerats upp till samma tid. För att få en bra bild av sjöns fisksamhälle trålades alla djup och dragen fördelades över hela sjön. Om ett drag innehöll anmärkningsvärt lite fisk upprepades draget.

För att resultaten skall gå att jämföra med andra provfisken presenteras de som fångst per 20 min. Beroende på om fångsten från de olika delarna av sjön skilt sig från varandra eller inte har de redovisats för sig eller tillsammans.

Åldersanalys

I samband med provtrålningen i början av juli plockades ett femtiotal individer ut vardera av arterna abborre, gös, braxen och mört. Ett urval gjordes för att få en jämn fördelning över förekommande längdklasser i fångsten. Alla individer vägdes och totallängden (från nosspetsen till yttersta spetsen på stjärfenan) mättes. På abborre och gös användes otoliter (sagitta) för åldersanalys medan i huvudsak fjäll användes för mört och mindre braxen. Hos större mört- och braxenexemplar kompletterades fjälläsningen med läsning av otoliter (lapillus). Otoliter från abborre och gös brändes och knäcktes på mitten före läsning i stereolupp. Otoliter från mört och braxen monterades i smältlack på objektglas och slipades till en tunn skiva (Mosegaard m fl 1989) och lästes därefter i mikroskop. Fjäll manglades mellan plastskivor för att få ett avtryck, vilka därefter lästes i en microficheläsare med 27 gångers förstoring. För jämförelse av medellängden vid given ålder används värden från Finjasjön och Ringsjön i Skåne från tiden innan man utfört en mörtfiskreducering (Hamrin m fl 1993) och dels värden från ett stort antal sjöar ur Sötvattenslaboratoriets databas. De sistnämnda sjöarna är nästan alla näringsfattiga.

Födoval

Ur det trålfångade materialet i början av juli plockades 91 gösar och 43 abborrar ut för födovalsanalys. Av detta antal var trettio stycken av vardera art årsyngel (0+). Alla fiskar vägdes och mättes (totallängd från nosspetsen till yttersta spetsen på stjärtfenan). Magarna konserverades i 70% etanol och analyserades därefter på laboratorium.

Analys av maginnehåll har gjorts med hjälp av planktonmikroskop och stereolupp. Förekommande födoobjekt har räknats och bottenfauna och hoppkräftor (copepoder) har bestämts till grupp medan hinnkräftor (cladocerer) bestämts till art. Fiskar i maginnehållet har i möjligaste mån bestämts till art och längdmätts. I de fall där långt gången nedsmältning har försvårat detta har kroppsform, otoliter och svalgben tagits till hjälp för artbestämning och en uppskattning av ursprunglig längd gjorts. Otoliter från liten abborre och gös är tämligen lika, vilket i många fall har gjort det omöjligt att skilja mellan dessa båda arters del av maginnehållet. Denna andel betecknas därför bara som fisk mindre än 50 millimeter.

Dessutom konserverades vid fisket i september magar från all gös i sprit och en andel gösyngel och abboryngel frystes för en eventuell senare analys av dessa arters födoval.

Resultat

Hydrologi

Sjödata

Nya beräkningar av Ellenösjöns och Östersjöns **volym, yta, medel- och maxdjup** vid lägsta, högsta respektive normalvattenstånd samt under sommaren 1997 presenteras i Bilaga 3. Det skiljer 3.2 meter mellan det högsta och lägsta vattenståndet i Ellenösjön och Östersjön.

Omsättningstiden är vid normalvattenstånd cirka 13 dagar för Ellenösjön och drygt 14 månader för Östersjön.

Flödet i sundet

I Figur 10 a och b visas vattenflödet (veckomedelflödena) från Ellenösjön till Östersjön. Negativa värden innebär flöde från Östersjön till Ellenösjön. Här redovisas bara värdena mellan åren 1990-96. Data att tillgå finns tillbaka till 1980 men visar samma flödesmönster. Ett undantag är åren 1987 och 1988 där flödena är mera diffusa. En anledning till detta kan vara vissa åtgärder som bl.a. utgrävning i Valboån (Svenland 1996).

Man kan tydligt urskilja en period under framför allt månaderna juli och augusti där vattnet konstant flödar över till Östersjön. Det finns också en tendens att vattenflödet ökar mot slutet av sommarmånaderna. (Figur 10a, 10b)

Flödet i sundet bestäms i huvudsak av vattenståndsförändringar i Ellenösjön, som i sin tur styr Östersjöns vattenståndsvariation. Förändringen av vattenmagasinet styrs av nederbörden, tillrinning från omgivningen, avdunstningen och avrinningen (Grip 1994). Enligt nederbördsdata från SMHI:s mätstation i Dingle (KM Lab 1997) ökar mängden nederbörd från ett minimum i april till ett maximum i oktober (normalvärden för perioden 1961-90). Månadsmedeltemperaturen för området har sitt maximum i juli enligt normalvärdena för perioden 1961-90 (KM Lab 1997). Månadsmedelflöden 1980-90 för Ellenösjöns utlopp når sitt minimum i augusti för att sedan öka långsamt (KM Lab 1997).

Tar man hänsyn till avdunstningen förändras flödesbilden något. Eventuellt blir perioden för vattenflödet från Ellenösjön till Östersjön under sommaren kortare samt flödesmängden mindre. Inflödet till Östersjön i slutet av sommarperioden kommer inte att påverkas så mycket på grund av lägre temperaturer och större regnintensitet.

Vindinducerad strömning

Sammanfattningsvis kan sägas att ju högre vindhastighet, desto mera vatten transporteras och desto högre vattenflöde fås. Tabellen nedan visar vattenvolymen (dvs den "kil" som bildas vid vattenytans snedställning, se Bilaga 1) som transporteras till Östersjön vid västlig vind. Lika mycket vatten transporteras från Östersjön till Ellenösjön vid östlig vind.

vindhastighet *m/s*	vattenvolym till Östersjön m^3
5	5 196
10	20 785
15	57 092
20	121 243

Snedställningen av Ellenösjöns och Östersjöns vattenyta kan ses i tabellerna nedan:

Ellenösjön

vindhastighet *m/s*	snedställning av vattenytan *cm*
5	0.53
10	2.14
15	5.88
20	12.48

Östersjön

vindhastighet *m/s*	snedställning av vattenytan *cm*
5	0.18
10	0.70
15	1.92
20	4.09

Snedställningen av vattenytan i Östersjön blir mindre än i Ellenösjön då medeldjupet i Östersjön är större. Detta gäller under förutsättning att snedställningen av vattenytan går fortare än vattentransporten genom sundet.

Nedan visas flödet och transporttiden för vattenmassan som rör sig från Ellenösjön till Östersjön vid en viss vindhastighet:

vindhastighet *m/s*	Flöde *m^3/s*	Tid *timmar*
5	0.13	10.8
10	0.85	6.8
15	3.22	4.9
20	8.71	3.9

Utifrån de teoretiska värdena kan man se att en västlig vind påverkar vattentransporten i sundet från Ellenösjön till Östersjön. Den dominanta vindriktningen i området är ju västlig respektive sydvästlig vind (enligt vinddata från vindstationen på Ellenöbron, vinterhalvåret 1996).

Näringsbelastning

Förhållandet mellan totalfosforkoncentrationerna och flödet i Valboån (station 7 vid Torp) kan beskrivas med en andragradsekvation (Figur 11 och 12):

fosforkonc.=47.768-4.196·flöde+ 0.370·flöde^2

Vid mycket låga flöden är fosforkoncentrationen i vattnet relativt hög. När flödet är 5.7 m^3 per sekund är fosforkoncentrationerna som lägst. Därefter stiger koncentrationerna fort med flödet.

Med hjälp av detta förhållande och flödesvärden (pulsdata) från SMHI, har fosfortillförseln per vecka till Ellenösjön beräknats för åren 1994-96 (Figur 13). Den årliga transporten jämfört med den som tidigare redovisats (KM Lab 1997) blir då 30 till 80 procent högre (Figur 14). Skillnaderna beror framförallt på enstaka tillfällen då ett mycket stort flöde tillfört sjön upp till cirka 20 gånger mer fosfor än den genomsnittliga tillförseln (Figur 13).

Vidare belastade fosfor tillgängligt för produktion (fosfatfosfor och organiskt fosfor) Ellenösjön under sommaren 1994 (maj tom augusti) med knappt 0.1 gram per kvadratmeter (totalt ca 300 kg) (Figur 15). Sommaren -95 tillfördes 0.2 gram och sommaren -96 tillfördes 0.1 gram per kvadratmeter.

Sommartid (maj tom augusti) belastas emellertid Ellenösjön med relativt låga halter av fosfor, speciellt om man bortser från de 40% som utgörs av partikulärt fosfor. Mängden biologiskt tillgängligt fosfor under sommaren 1994-96 uppgick till omkring 400 kg motsvarande drygt 0.1 g fosfor per m^2 och år

Växt- och djurplankton

Växtplankton

Biomassan av växtplankton var genomgående hög med värden över fyra mm^3/l under större delen av säsongen (Figur 16). Under våren dominerades växtplanktonsamhället av kiselalger och rekylalger. Bland kiselalgerna var trådformiga *(Aulacoseira* spp.) och kolonibildande arter *(Diatoma tenuis, Asterionella formosa)* vanliga och bland rekylalgerna släktet *Cryptomonas* spp. Tätheten av blågrönalger ökade efterhand och från och med juli dominerade de växtplanktonsamhället i Ellenösjön. Under juli var det framför allt olika arter av *Anabaena* spp. som var vanliga. Senare, under augusti och september var det *Aphanizomenon* spp. som dominerade kraftigt (Figur 17).

Det konstaterades också att knippen av *Aphanizomenon* var den viktigaste beståndsdelen i de stråk av blågrönalger som flöt omkring på Ellenösjöns yta under tidig höst. Den uppmätta växtplanktonbiomassan var också som högst, 12.7 mm^3/l, just i början av september.

Vid provtagningen i Östersjön den 19 augusti dominerades växtplanktonsamhället kraftigt av blågrönalger. *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, om än något lägre än i Ellenösjön vid motsvarande tidpunkt (Tabell 1).

Djurplankton

Crustacésamhället i Ellenösjön dominerades av cladocerer (hinnkräftor) och cyclopoida copepoder (hoppkräftor) (Tabell 2). *Daphnia cristata, Daphnia cucullata* och *Chydorus sphaericus* var de viktigaste cladocererna i de kvantitativa proverna. 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 *Eurytе-*

mora 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* i låga men mätbara populationstätheter under våren (Tabell 3). Denna art fanns även i Östersjön.

Crustacébiomassan steg under våren, sjönk under juni och steg till ett maximum under juli (Figur 18; Tabell 4 och 5). Biomassans utveckling sammanfaller framför allt med populationsutvecklingen hos *Daphnia* spp. och copepoder. Den storvuxna och rovlevande cladoceren *Leptodora kindti* (som ej inkluderats i crustacébiomassan) var vanlig under våren och sommaren (Tabell 3). Tidvis var den mycket vanlig. I det kvantitativa provet från den 11 juni var dess täthet 2.2 ind/l, och även i de kvalitativa proverna uppmättes vid flera tillfällen populationstätheter på över en ind/l. Larver av tofsmyggor, *Chaoborus* spp., påträffades i mätbara tätheter under sensommaren (Tabell 3).

Flertalet crustacéarter i Ellenösjön är småvuxna (Tabell 6). Hos de dominerande arterna noterades en medelstorlek över 1.0 mm endast vid ett provtagningstillfälle, nämligen för *Daphnia cucullata* den 11 juni. I övrigt ligger de uppmätta medelstorlekarna hos de potentiellt största arterna, *D. cucullata, D. cristata* och cyclopoida copepoder, avsevärt under 1 mm.

Många arter av rotatorier identifierades, totalt 26 st i Ellenösjön (Tabell 7). Rotatoriebiomassan var genomgående hög men den utvecklades oregelbundet under säsongen med flera olika arter som viktiga inslag (Figur 19; Tabell 8). Vanligen dominerade någon art av *Asplanchna priodonta, Conochilus unicornis, Keratella* spp., *Synchaeta* spp. eller *Trichocerca* spp..

Vid provtagningen i Östersjön den 19 augusti var crustacébiomassan hög (2.9 mm^3/l) medan rotatoriebiomassan var något lägre än i Ellenösjön (0.17 mm^3/l) (Tabell 4 resp. 8). Det fanns inga påtagliga skillnader mellan sjöarna i djurplanktonsamhällets sammansättning. *Chydorus sphaericus, Daphnia* spp. och cyclopoida copepoder var de viktigaste inslagen även i de kvantitativa proverna från Östersjön och de dominerande arterna var ungefär likstora i de båda sjöarna (Tabell 2-6).

Vegetation

Den kvalitativa undersökningen

Samtliga arter som påträffades vid den kvalitativa undersökningen av sjöns strandnära och grunda områden redovisas i Bilaga 4. Många av arterna indikerar näringsrika förhållanden, exempelvis vattenpest (*Elodea canadensis*), jättegröe (*Glyceria maxima*) och blomvass (*Butomus umbellatus*). Det fanns även arter som enligt litteraturen (bl. a. Mossberg 1992) egentligen indikerar ett relativt näringsfattigt och klart vatten, till exempel strandpryl (*Litorella uniflora*), topplösa (*Lysimachia thyrsiflora*) och vit näckros (*Nymphea alba*).

Sjutton arter av undervattensväxter hittades. Majoriteten av dessa är mycket småväxta, till exempel nålsäv (*Eleocharis acicularis*), lånke (*Callitriche* sp.), ävjebrodd (*Limosella aquatica*) och slamkryporna (*Elatine* spp.) är endast ett par centimeter höga och mycket klena. De större och grövre arterna representerades av de fem natearterna som räknas till undervattensväxter (alla exklusive gäddnate - *Potamogeton natans*) samt hårslinga (*Myriophyllum alterniflorum*). Kransalg (*Nitella* sp.) var en av de något mindre undervattensväxter som påträffades. Dessa har inte rötter utan tar all sin näring ur det fria vattnet. De konkurrerar därmed direkt med växtplankton om näringen.

Undervattensväxtligheten var relativt jämnt fördelad runt hela Ellenösjön (Figur 20). De flesta platser där det fanns undervattensvegetation var utsatta för någon slags yttre störning, exempelvis betning, djurtramp, tillflödande vatten, båt- eller kanotuppläggningsplats. Ett stort bestånd (ca 25×15 m) av ålnate (*Potamogeton perfoliatum*) och hårslinga (*Myriophyllum alterniflorum*) som sträckte sig från utflödets norra del mot nordost och in mot den norra stranden verkar dock vara ett undantag från de störda lokalerna.

Ellenösjön har relativt stora bottenytor med potential för etablering av undervattensväxter, d.v.s. grunda (< 3 m) och fria från övervattensvegetation, men undervattensväxternas djuputbredning är starkt begränsad. Det största uppmätta djupet för undervattensväxter var 95 cm (ålnate) den 15 juli 1997 och vattenståndet var då 80 centimeter under medelvattenståndet. De flesta undervattensväxter kan växa betydligt djupare, ofta ner till djup under två meter. Det är egentligen inte relevant att relatera undervattensvegetationens utbredning till

medelvattenståndet över året eftersom vattenståndsfluktuationerna är stora (>1.5 m).

Övervattensvegetationen

Övervattensvegetationen täcker ca 23% av sjöns grundare områden (< 3 m). Det växer övervattensväxter runt i stort sett hela sjön, även om vassarna på flera sträckor endast sträcker sig ett fåtal meter ut i sjön. Dagens utbredning redovisas i Figur 21. Relativt långa sträckor ser på denna översiktliga bild ut att vara utan övervattensväxter, vilket beror på att vassarna där var tunnare än tio meter (< 1mm på kartan). De dominerande arterna är bladvass (*Phragmites australis*) och säv (*Schoenoplectus lacustris*) och den maximala djuputbredningen ca 120 cm, uppmätt när vattenståndet var ca en meter under medelvattenståndet.

Övervattensvegetationen ser vid tolkning av flygbilder ut att ha expanderat något sedan 1988, framförallt i de grunda och skyddade vikarna.

Den kvantitativa undersökningen

Tabell 9 redovisar resultat från transektmetoden i form av biomassan per m^2 ± standardavvikelsen (SD) för varje art och djupintervall inom respektive lokal. Växtligheten, mätt i biomassa per m^2, varierade kraftigt längs med en transekt. Biomassan för samtliga funna arter längs transekterna blir på grund av detta svåranalyserade.

De flesta arter funna vid transektmetoden måste nog betecknas som enstaka individer eller mycket glesa bestånd. Undantag är nålsäv (*Eleocharis acicularis*), som på flera 10 och 40 cm-transekter bildade mattor, och ett fåtal mindre glesa blandbestånd av undervattensväxande natearter. Det större beståndet av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) och hårslinga (*Myriophyllum alterniflorum*) vid utflödet kan även det betecknas som relativt tätt. Figur 20 ger en översiktlig bild av var i sjön de större arterna av undervattensvegetation (nate och hårslinga) bildade synbara bestånd. Figuren visar således bara bestånd, mer eller mindre täta, och platser där samma arter fanns som enstaka och glest växande individer redovisas därför inte, trots att detta var vanligare.

Inte någon art fanns representerad på alla djupintervall och exempel på detta visas i Figur 22. Nålsäv (*Eleocharis acicularis*) var den enda art som detekterades på alla lokaler. Endast 27% av punkterna var över huvud taget bevuxna med undervattensväxter. Övriga iakttagelser från varje lokal redovisas därför i Bilaga 2a-c under respektive lokalbeskrivning.

Resultat från transektmetoden visade vidare att biomassan minskar redan mellan 40 och 70 cm djup (Figur 23), vilket antagligen är en produkt av att siktdjupet 1994-96 endast var 0.8 meter i medeltal (KM Lab 1997).

Inga egentliga undervattensväxter hittades med hjälp av krattningsmetoden på djup mellan en och tre meter. På två punkter, 9 och 13 (Bilaga 2a-c), växte dock flytbladsväxter och deras undervattensblad kom upp vid krattningen. Detta antyder att metoden skulle registerat även undervattensvegetation på punkterna om det hade funnits.

Fisksamhälle

Viktfördelning

Fångsten i både juli och september dominerades viktmässigt helt av braxen och mört och de utgjorde vid båda tillfällena mer än 80% av fångsten (Figur 24-27).

I början av juli fångades i genomsnitt 39 kg fisk per ansträngning (fångst/20 minuter) (Figur 24). Fångsterna i den östra och centrala delen av sjön var något större än i den västra. Över två tredjedelar av fångsten utgjordes av braxen (Figur 26). Resten av fångsten utgjordes till största delen av gös och mört. I den västra bassängen utgjordes en tredjedel av fångsten av gös och i den centrala och östra delen av sjön dominerade mört näst efter braxen.

Övriga arter som fångades var gädda (2%), benlöja (1%), björkna (1%), abborre (1%), gers, ål och nors. Mörtfisk (braxen, mört, björkna och benlöja) dominerade alltså med avseende på vikten (82%) och rovfisken (gös, gädda, abborre och ål) utgjorde endast 17% av den totala fångsten (22 drag á 20 minuter).

Fångsten i två av dragen dominerades av andra arter än braxen. Dessa drogs i den västra delen av sjön på över sex meters djup och gös och gädda dominerade här fångsten.

Under den första veckan i september var medelfångsten 146 kg per ansträngning (Figur

25). Också här gjordes de största fångsterna i den östra och centrala delen av sjö (i genomsnitt 150 kg per ansträngning) medan fångsterna i den västra delen var något mindre (medelfångst 126 kg per ansträngning). Precis som i juli dominerade braxen följt av mört och utgjorde mer än tre fjärdedelar av fångsten viktmässigt (Figur 27). I två drag, ett i den östra och ett i den centrala delen av Ellenösjön, utgjorde mört mer än hälften av fångsten. Övriga fångade arter var abborre (3%), gös (3%), benlöja (2%), björkna (1%), gers (1%), gädda, ål och nors. Således utgjorde mörtfiskar 92% av den totala fångsten (12 drag á 20 minuter) och rovfiskar endast 7%.

Som framgår ovan var fångsterna i september betydligt högre än i juli. Med all säkerhet berodde detta på att trålen i juli gick något för högt i vattnet. I juli var sjunktimmer och sönderrivna trålar dessutom ett stort problem. Fisket i september fungerade optimalt. Med all säkerhet är därför septembers värden de mest representativa vad gäller fångstens storlek.

Trålfångsterna visade att Ellenösjön hör till de fisktätaste sjöarna i Sverige med ca 780 kg mörtfisk per hektar (sept -97). Finjasjön före restaureringen huserade 500 kg/ha (Hamrin m fl 1993).

Värt att nämna är att så gott som samtliga större braxenindivider liksom i Ringsjön före utfiskningen hade mer eller mindre öppna röda sår. Detta tyder på att individerna var i dålig kondition.

Längdfördelning

Fisk i storleksklassen mindre än 100 millimeter dominerade antalsmässigt fisksamhället i Ellenösjön (72% i juli och 60% i september) (Figur 28 och 29; Figur 31-34). Fisk i denna storleksklass bestod i juli till tre fjärdedelar av gös (Figur 30). I september bestod denna storleksklass till hälften av braxen medan mört och abborre utgjorde varsin femtedel av fångsten. De dominerande arterna i storleksklassen 100-150 millimeter var i juli mört och benlöja (63 respektive 26%) och i september mört (74%). Fisk större än 150 mm bestod nästan enbart av braxen (84% i juli och 61% i september). I september utgjorde mört en fjärdedel av denna storleksklass.

Antalsmässigt dominerades **mört**samhället framförallt av storleksklasser mellan 110 och 140 millimeter samt mellan 60 och 90 millimeter (Figur 31).

Braxenbeståndet i juli dominerades antalsmässigt av fisk i storleksklassen 280 respektive 350 mm medan 70 millimeter stora braxnar dominerade i september (Figur 31).

Till antalet dominerade årsyngel av **abborre** både i juli och september (kring 35 mm respektive 70 mm) (Figur 32).

Göspopulationen i Ellenösjön dominerades liksom abborre av årsyngel som i juli var 30-35 mm långa och i september kring 80 mm (Figur 32).

Ålders- och tillväxtanalys

Medellängden hos **mört** (Figur 35) upp till 5+ var låg och skiljer sig inte nämnvärt vare sig från Ringsjön eller Finjasjön före restaurering (Figur 36). Vid denna ålder har mörten uppnått en längd av ungefär 150 mm i de tre sjöarna. Därefter avtar längdökningen markant mellan åldersklasserna både i Ellenösjön och Finjasjön.

Braxen i Ellenösjön har vid sju års ålder uppnått en längd av endast 300 mm varefter längdökningen mellan åldersklasserna nästan helt avstannar (Figur 35). Få analyserade exemplar hade nått en längd över 400 mm och dessa hade samtliga en ålder över 20 år. Detta skall jämföras med braxen i Finjasjön som uppnådde en längd av nästan 600 mm vid 16 års ålder (Figur 36).

Abborren i Ellenösjön uppvisar en relativt dålig tillväxt de första åren (Figur 35). Som 3+ har abborren i Ellenösjön dock en medellängd av 150, vilket kan jämföras med 125 mm respektive 102 mm hos abborrarna i samma årsklass i Finjasjön och Ringsjön före restaureringarna (Figur 36). Få fiskar över 150 mm och äldre än 3+ fångades vid provtrålningen i juli, vilket gör det svårt att göra några jämförelser för äldre fisk.

Gösen i Ellenösjön har en längdökning mellan åldersklasserna som är normal jämfört med andra svenska sjöar (Sonesten 1991) (Figur 35), men långsammare än i t ex Ringsjön och Vombsjön. Detta innebär att det tar mellan sex och sju år för en gös att uppnå längden 500 mm och den ungefärliga vikten av ett kilo.

Födoval

Årsynglen (individer mindre än 50 mm) av **abborre** i Ellenösjön livnärde sig uteslutande på djurplankton (Figur 37). Största delen av födan utgjordes av hoppkräftor (cyclopoida copepoder) följt av två olika arter av hinnkräftor av släktet *Daphnia*. Endast en liten del av födointaget bestod av större djurplankton såsom *Leptodora kindti* och *Limnosida frontosa*. Redan hos ettåriga abborrar (50-100 mm) bestod födan anmärkningsvärt nog till stor del av fisk (50%). Den fisk som gick att artbestämma i maginnehållet utgjordes helt av årsyngel av gös. De stora djurplanktonarterna *L. kindti* och *L. frontosa* utgör en större andel jämfört med årsynglen medan andelen hoppkräftor är mindre. Analyserade abborrar större än 100 mm, dvs äldre än två år, har enbart ätit fisk. Den fisk som gick att artbestämma i maginnehållet utgjordes till största delen av årsyngel av gös men även av abborre större än 50 millimeter.

Årsyngel av **gös** (individer mindre än 50 mm) livnär sig liksom abborrynglen helt av djurplankton (Figur 37). Cyclopoida copepoder utgör mer än hälften av maginnehållet. *Daphnia* spp. och *Leptodora kindti* utgör också ett betydande inslag i dieten. I gös äldre än 0+ består födan enbart av fisk. Gös i storleksklassen 70-150 mm (ett år gamla) har uteslutande ätit årsyngel av företrädesvis gös. För större storleksklasser minskar successivt andelen årsyngel i dieten men fortsätter att utgöra ett stort inslag. Först då gösen är större än 500 mm utgör fisk längre än 50 millimeter största delen av födan. Gers är den enda art förutom gösyngel som ingår i födan hos alla storleksklasser av gös över 150 millimeter. Medellängden hos konsumerad gers är omkring 60 millimeter. I övrigt utgörs födan av braxen och mört i längdintervallet 70-100 mm, dvs ett- och tvååriga individer.

Diskussion

Ellenösjöns förutsättningar inför en mörtfiskreduktion

För att en mörtfiskreduktion skall vara framgångsrik måste två förutsättningar uppfyllas (Hamrin m fl 1993). Dels måste den externa belastningen av fosfor reduceras till <0.5 g/m^2•år vid en omsättningstid på omkring 1 år, dels måste ekosystemets struktur och funktion regleras av mörtfisken. I förundersökningen av Finjasjön visade sig hypoteserna angående ekosystemets struktur och funktion stämma och reduktionen blev också lyckad. Här ställs samma antaganden upp för Ellenösjön nämligen att mörtfisksamhället styr dess ekosystem. Om så är fallet skall antaganden nedan vara riktiga: Den externa belastningen kommenteras i avsnittet *Problem* nedan.

1) andelen rovfisk skall vara liten i relation till andelen mörtfisk
2) mörtpopulationen skall vara stor och domineras av småvuxna individer
3) djuplanktonbeståndet skall vara småvuxet
4) växtplanktonsamhället skall vara stort och domineras av blågrönalger
5) bottendjurssamhället skall vara kraftigt nedbetat och helt domineras av fjädermygglarver och glattmaskar (chironomider och oligochaeter)
6) vegetationen skall domineras av strandnära övervattensväxter (ex bladvass) medan undervattensväxter skulle saknas nästan helt
7) fosforhalterna skall vara höga under den period fisken är aktiv

Trålfångsterna visade att Ellenösjön hör till de fisktätaste sjöarna i Sverige med ca 780 kg fisk/hektar (sept -97). Ellenösjöns fisksamhälle domineras helt av braxen och mört. I juli utgjorde mörtfisksamhället 80% och i september 90% av fångsterna. Andelen är något större än den i Finjasjön före restaureringen (75%).

Mörtfisksamhället dominerades antalsmässigt av småvuxna individer. Mört i storleksklassen 110 millimeter dominerade i september och braxenpopulationen utgjordes mestadels av individer kring 70 millimeter. Mörtens storlek och tillväxt liknar den för mörten i Finjasjön.

Jämfört med Finjasjön är braxenpopulationen i Ellenösjön däremot extremt småvuxen. De individer som översteg en längd på 400 mm var alla över 20 år gamla. I Finjasjön var 16-åriga braxnar nästan 200 mm längre.

Crustacésamhället dominerades av småvuxna individer (cyklopoida copepoder, *Daphnia cucullata* och *D. cristata*) vars medelstorlek endast vid ett tillfälle översteg 1.0 millimeter. Som mest fanns 350 individer per liter i slutet av juli. Den storvuxna arten *Daphnia galeata* saknades helt.

Växtplanktonbiomassan var genomgående hög och i slutet av sommaren översteg den 12 mm^3/l. Den dominerande artgruppen under sommaren var blågröna alger och då främst *Anabaena* spp. och *Aphanizomenon* spp. Övriga artgruppers biomassa understeg två mm^3/l. Sedan slutet på 80-talet har klorofyllhalterna under somrarna varierat kring 40 mg/l men tenderar nu minska. Halterna visar dock på ett stort växtplanktonsamhälle.

Bottendjurssamhället i Ellenösjön i mars 1990 dominerades antalsmässigt av fjädermyggor (*Chironomidae*) och glattmaskar (*Oligochaeta*) (81%) (Figur 38 och 39) (KM Lab 1990). Dock förekom även visst inslag av andra arter. Musslor fångades överhuvudtaget inte i undersökningen men förekom sparsamt vid provtrålningarna 1997. Bottenfaunans våtvikt uppgick i genomsnitt till 4.5 g/m^2 (Jmfr Vombsjön 1996: 49 g/m^2) och på samma yta fanns i genomsnitt 1450 individer (Vombsjön 1996: 13.000 ind/m^2).

Undervattensvegetationens täthet är låg och ojämn i Ellenösjön. Av flertalet arter (17 st) hittades endast enstaka exemplar. Artantalet var dock mer än dubbelt så stort jämfört med hur många som hittades i Finjasjön (8 st) före utfiskningen (Hamrin m fl 1993). Trots att Ellenösjön har stora grunda ytor (66% av sjöns botten är grundare än tre meter) finns ingen växtlighet på djup större än 95 cm. Övervattensvegetationen täckte 23% av Ellenösjöns grundare områden (<3 meter) och ser dessutom ut att expandera jämfört med 1988.

Totalfosforhalterna tycks vid vegetationssäsongens början vara relativt låga (totalfosfor 36 µg/l) för att därefter stiga under sommarens lopp (KM Lab 1997b) (Figur 40). Fosfatfosforhalterna däremot varierar under säsongen med

enstaka värden nära noll (12 juni -97). Totalkvävehalterna överstiger i stort sett 1 mg/l under hela sommaren, medan nitratkvävehalterna sjunker från relativt höga värden under våren (0.5 mg/l) till låga värden (< 5 µg/l) i juli. Detta innebär att Ellenösjöns produktion regleras av såväl fosfor som kväve under sommaren.

Sammantaget visar Ellenösjöns växt- och djursamhälle på ett övergött ekosystem med höga närsalthalter. Detta tyder på att en mörtfiskreduktion ur denna synpunkt har goda möjligheter att lyckas. En förutsättning är dock att den externa närsaltbelastningen minskas (se avsnitt Föreslagna åtgärder, *Problem*).

Föreslagna åtgärder

Förutsättningarna ***inom sjön*** för att uppnå ett lyckat resultat efter ett reduktionsfiske är följande (Hansson 1998):

1. Minst 75% av mörtfiskens biomassa måste fiskas upp.

2. Utfiskningen bör ske inom ett eller högst två år.

3. Kraftfulla åtgärder bör sättas in för att reducera mängden braxen

4. Rekrytering av yngel bör försvåras t ex genom gynnande av rovfisk

5. Förbättra betingelserna för etablering av undervattensväxter.

6. Fosforhalten i sjön skall vara lägre än 200 µg/l.

7. Engagemang i arbetet!

Samtliga dessa krav är enligt vår mening uppfyllda eller kan med rimliga insatser uppfyllas. Situationen i Ellenösjön är således sådan att en utfiskning är rimlig. Dock förutsätter detta att de frågeställningar som finns under rubriken *Problem* kan lösas på ett tillfredsställande sätt (se nedan).

Om en utfiskning äger rum är det väsentligt att beräkna fiskets omfattning i tid. Vid utfiskningen av Finjasjön med 2 båtar, 3 fiskare och en effektiv landningsorganisation uppgick fångsten per dag inledningsvis till 3 ton. Vi utgår från att den initiala fångsten kan uppgå till 4 ton, vilket innebär att vi förutsätter en något lägre fiskeeffektivitet i Ellenösjön än i Finjasjön i förhållande till fiskbeståndets storlek. Med denna effektivitet (1.6 % av fiskbeståndet per dag) tar det omkring 90 dagar att reducera beståndet till 25 % av den ursprungliga nivån. Vid normal arbetstid innebär detta en total fisketid på omkring 18 veckor eller 4 månader. Det bör således inte vara något problem med att utföra utfiskningen under en säsong.

För att förhindra att mörtfisken "rymmer" till Östersjön är det nödvändigt att under utfiskningsperioden konstruera ett absolut vandringshinder i sundet mellan sjöarna liksom i Valboåns inflöde i Ellenösjön.

För att gynna rovfiskens utveckling bör allt fiske på gös, abborre och gädda upphöra fr.o.m. utfiskningen tills dess att siktdjupet uppnått det önskade värdet.

Som tidigare framgått är betingelserna för en utbredning av undervattensväxter utmärkta i Ellenösjön med undantag för grumligheten. Mer än hälften av sjöns botten är grundare än tre meter. Dessutom utgör Ellenösjöns sediment ett bra substrat (Barko & Smart 1987) för undervattensvegetation p g a dess höga halt (90%) av oorganiskt material (Dahlbäck 1991). För att ytterligare gynna undervattensväxternas expansion bör vattenståndet under våren och försommaren vara så lågt som möjligt. Eventuell betning från t ex gäss och svan bör förhindras.

Fosforhalten i sjön har inte någon gång under de senaste åren överstigit 120 µg/l. Trenden är sedan slutet på 80-talet sjunkande fosforhalter. Med tanke på detta har Ellenösjön också här goda förutsättningar för en lyckad reduktion.

Problem

Extern belastning

Den ursprungliga belastningen av fosfor till Ellenösjön var ca 0.8 g/m^2•år vilket motsvarar en tillförsel på ca 2.5 ton/år (Dahlbäck 1991). Dagens tillförsel (1996) av fosfor genom Valboån på mellan 4.2 g/m^2•år (9 ton/år; KM Lab 1997) och 7 g/m^2•år (12 ton/år; från förhållandet fosfor/flöde) är därmed minst fem gånger större. Andelen partikulärt fosfor i Valboån varierade under 1994-96 mellan 43 och 57 procent. En stor andel av fosforn som transporteras till Ellenösjön är alltså inte tillgänglig för produktion. Som jämförelse kan nämnas att i Finjasjön uppgick den maximala belastningen till drygt 2 g fosfor/m^2•år för att vid utfiskningens start ha reducerats till 0.4 g/m^2•år.

Om näringstransporten till sjön inte minskar kommer restaureringens positiva effekter att bli kortvariga. De återkopplingsmekanismer som styrker det grumliga stadiet dominerat av växtplankton kommer att förbli starka. Växtplanktonens konkurrensfördel är i det närmaste obrytbar vid höga näringskoncentrationer i vattnet.

Det är därför nödvändigt att starkt reducera den externa närsaltbelastningen för att kunna nå ett långsiktigt resultat. Bedömningen för Ellenösjön kompliceras av dels att siktdjupet

också begränsas av oorganisk grumling (lerpartiklar), dels av att större delen av den externa belastningen sker under vinterhalvåret. Då omsättningstiden i sjön är mycket kort påverkar denna belastning inte sjön under vegetationsperioden (fr början av tom augusti). Belastningen under denna period uppgår för närvarande till omkring 0.1 - 0.2 g fosfor/m^2, vilket kopplat till den även under sommaren relativt korta omsättningstiden är ett förhållandevis bra värde.

För att minska risken för blågrönalgblom är det nödvändigt att reducera fosfortillförseln mer än kvävetillförseln. Detta innebär att åtgärderna inom avrinningsområdet i stort i första hand bör inriktas på etablerandet av kantzoner och inte på skapandet av våtmarker. Detta torde också vara den billigaste och snabbaste lösningen.

För att kunna bedöma de långsiktiga effekterna av en utfiskning är det önskvärt att dammexperiment med fysikaliska förhållanden motsvarande Ellenösjöns kan utföras.

Grumlighet

Hur stor inverkan en mörtfiskreduktion skulle få på Ellenösjöns kraftigt grumlade vatten är omöjligt att säga. I förundersökningarna inför reduktionsfisket i Finjasjön och Ringsjön finns inga uppgifter på grumlighet. Om grumligheten kvarstår, trots att mängden alger minskar, kommer inte en mörtfiskreduktion att få en ihållande effekt.

Grumligheten beror troligen på två saker av vilka bara den ena är möjlig att förbättra inom en snar framtid. Dels måste det grumliga vatten som tillförs Ellenösjön genom Valboån förbättras. Svenlands rapport från 1996 visar att det arbetet redan påbörjats. Den viktigaste åtgärden för minskad grumlighet är sannolikt skapandet av kantzoner.

Det andra problemet är Ellenösjöns låga medeldjup på 2.9 meter vilket gör att sjön lätt grumlas upp vid blåst. Vågor påverkar hela vattenpelaren och då slammas bottensediment upp. För att minska denna faktor är det väsentligt att om möjligt skapa/vidmakthålla det vindskydd som högvuxen skog kan erbjuda. Det är dessutom viktigt att underlätta etablerandet av under- och påvattensvegetation i sjön.

Det bör observeras att siktdjup större än omkring 1.5 m inte kan förväntas i Ellenösjön. Tidigare undersökningar tyder på att detta siktdjup var förhärskande omkring sekelskiftet. Detta faktum innebär en viss begränsning av möjligheterna för ett lyckat resultat i Ellenösjön.

Relationen Östersjön/Ellenösjön

Den **hydrologiska** undersökningen av Ellenösjön visar att nivåskillnaden mellan Östersjön och Ellenösjön är försumbar och att vatten fritt kan strömma mellan sjöarna. Östersjöns tillstånd kan därför påverkas av Ellenösjöns. Sommartid, framförallt i juli och augusti, är påverkan extra stor eftersom Ellenösjöns vattenmagasin då fylls på med påföljden att vatten strömmar till Östersjön. Algblomningen sammanfaller dessutom med perioden för vattentransport från Ellenösjön till Östersjön. Den rådande västliga vindriktningen transporterar också stora mängder vatten från Ellenösjön till Östersjön. En förbättring av Ellenösjön kommer därför att påverka Östersjön i samma riktning.

Det har diskuterats att skilja Östersjön från Ellenösjön genom att skapa en barriär. En sådan åtgärd hade för Östersjöns del med all säkerhet varit av mycket stor betydelse och hade till en rimlig kostnad kunnat skapa en djup, oligotrof sjö med mycket klart vatten. En sådan åtgärd skulle också gynna Ellenösjön genom att reducera omsättningstiden ytterligare och förhindra indrift av blågrönalger från Östersjön.

Å andra sidan innebär en sådan åtgärd att vattenståndet i nedströms belägna avsnitt, vattendrag och kustavsnitt ökar något. Man bör dessutom förvissa sig om att t ex gösen för sin överlevnad inte är beroende av Östersjön under ex. vinterperioden, då risken för syrebrist i Ellenösjön är som störst. Dock tycks syrevärdena i Ellenösjön inte vara speciellt låga ens under vintern.

Sammanfattningsvis är det vår bedömning att ett skapande av en barriär mellan sjöarna sannolikt är till nytta för systemet som helhet och att förutsättningarna för en sådan åtgärd bör undersökas vidare.

Slutsats

Vi bedömer att en utfiskning av mörtfiskbeståndet med minst 75% väsentligt kan förbättra förhållandena i Ellenösjön och Östersjön. På grund av den naturliga relativt höga grumligheten i Ellenösjön kommer siktdjupet i denna sjö inte att överstiga 1.5 - 2.0 meter, vilket något reducerar effekten av utfiskningen. Grumligheten och den snabba vattenomsättningen i sjön försvårar en bedömning av effekterna av utfiskningen, eftersom vi saknar erfarenhet av mörtfiskreduktion i denna sjötyp.

Med nuvarande höga fosforbelastning kommer en mörtfiskreduktion inte att få bestående effekter, varför en senareläggning av utfiskningen ur denna synpunkt vore önskvärd. Det vore också av värde att kunna genomföra experimentella studier i dammar med Ellenösjöns grumlighet och omsättningstid och med olika täthet av mörtfisk. I väntan på en utfiskning borde man intensifiera arbetet med att skapa kantzoner vid Valboåns stränder i enlighet med det förslag som finns framtaget (Alternativ 1).

Om kommunen är beredd att vid behov upprepa en utfiskning är det emellertid också möjligt att nu göra ett första försök samtidigt som arbetet med att avlasta sjön genom skapandet av kantzoner intensifieras. Om detta arbete blir framgångsrikt är det möjligt att belastningen på sjön kan reduceras så mycket att en ny utfiskning inte behövs (Alternativ 2).

Vilket alternativ som väljs är naturligtvis en ekonomisk fråga och beror på olika resursers utbytbarhet och användningstider. Utan sådana restriktioner vore sannolikt det optimala att satsa stora resurser på att snabbt skapa effektiva kantzoner förutsatt att detta är praktiskt genomförbart med hänsyn till bl.a. jordbrukarnas samarbetsmöjligheter. Det är möjligt att Ellenösjön efter en kraftig reduktion av mängden tillförd fosfor på egen hand skulle kunna återhämta sig inom rimlig tid, men detta kan inte bedömas för närvarande.

Beträffande Östersjön vore sannolikt det optimala att skapa en barriär till Ellenösjön, som under perioden maj t.o.m. september förhindrade intransport av vatten från Ellenösjön. Östersjöns stora djup och ringa tillrinningsområde gör att siktdjupet i denna sjö snabbt skulle kunna öka till flera meter. Negativa effekter av en sådan åtgärd vore ett något högre högvattenstånd i Ellenösjön och i nedströms belägna delar av Valboån samt sannolikt försämrad miljö för gös i Östersjön. Å andra sidan skulle förutsättningarna för annan fisk som öring, siklöja, nors, sik och möjligen röding förbättras i Östersjön.

Erkännanden

Projektet har bekostats och initierats av Färgelanda kommun genom Jan Sandell och Sven Tillgren, som dessutom på ett mycket engagerat sätt kontinuerligt deltagit i verksamheten.

Provfisket i juli och september har utförts av Marie Eriksson, Stellan F. Hamrin, Teresa Soler och anställda vid Färgelanda kommun. Vi vill tacka alla som hjälpt till och då framför allt Marie Eriksson och förman Juhani Wallenius och hans medhjälpare Jan-Åke, Erling, Jocke, Håkan, Leif, Maria, Kent, Hans, Carl-Gustav, Bror, Paul, Magnus och Bengt med flera.

Referenser

Barko, J. W. & R. M. Smart, 1985. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. Ecology, 67: 1328-1340.

Bengtsson, L. 1973. Modellstudier av cirkulationsprocesser i sjöar.

Dahlbäck, J. 1991. Ellenösjön - Östersjön. Tillstånd och närsaltbelastning 1985-1990. Länsstyrelsen, Älvsborgs län 1991:5. Rapport, K M Lab.

Dahlbäck, J. 1994. Undersökningar i Valboåns avrinningsområde 1991-1993. Färgelanda - Samrådsgruppen för Valboån. Rapport, KM Lab.

Edmondson, W.T. och G.G. Winberg. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook No 17. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Grip, H. och A. Rhode 1994. Vattnets väg från regn till bäck.

Hamrin, S. F., H. Annadotter, A. Persson, P. Romare, T. Soler och J. Strand 1993. Sjörestaurering genom mörtfiskreduktion. En förstudie. Finjasjön år 1992. Limnologiska avd., Lund. Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium, Drottningholm.

Hansson, L-A. 1998. Biomanipulering som restaureringsmetod för eutrofierade sjöar - en kunskapssammanställning. Naturvårdsverket. Rapport, under tryckning.

Henriksson, L. 1987. Utvärderingen av recipientkontrollen i Färgelanda kommun 1975-86.

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

Johansson, J. E. 1933. Uppgifter om Ellenösjön. Sjöarkivet, Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium.

Jönsson, L. 1980. Recipienthydraulik, Lund 1980.

KM Lab 1990. Bottenfaunaundersökning i Ellenösjön och Östersjön 1990.

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

KM Lab 1997b. Laboratorierapport. Stencil.

Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1995. Jordbruksåar i Älvsborgs län, en undersökning av vattenkvalitén. Meddelande 1995:3.

Mosegaard, H., M. Appelberg och C. Ångström-Klevbom 1989. Skillnader i åldersbestämning från fjäll och otoliter hos mört. Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3:19-27.

Mossberg, B., L. Stenberg, och S. Ericsson, 1992. Den nordiska floran. Sjätte tryckningen. Wahlström och Widstrand.

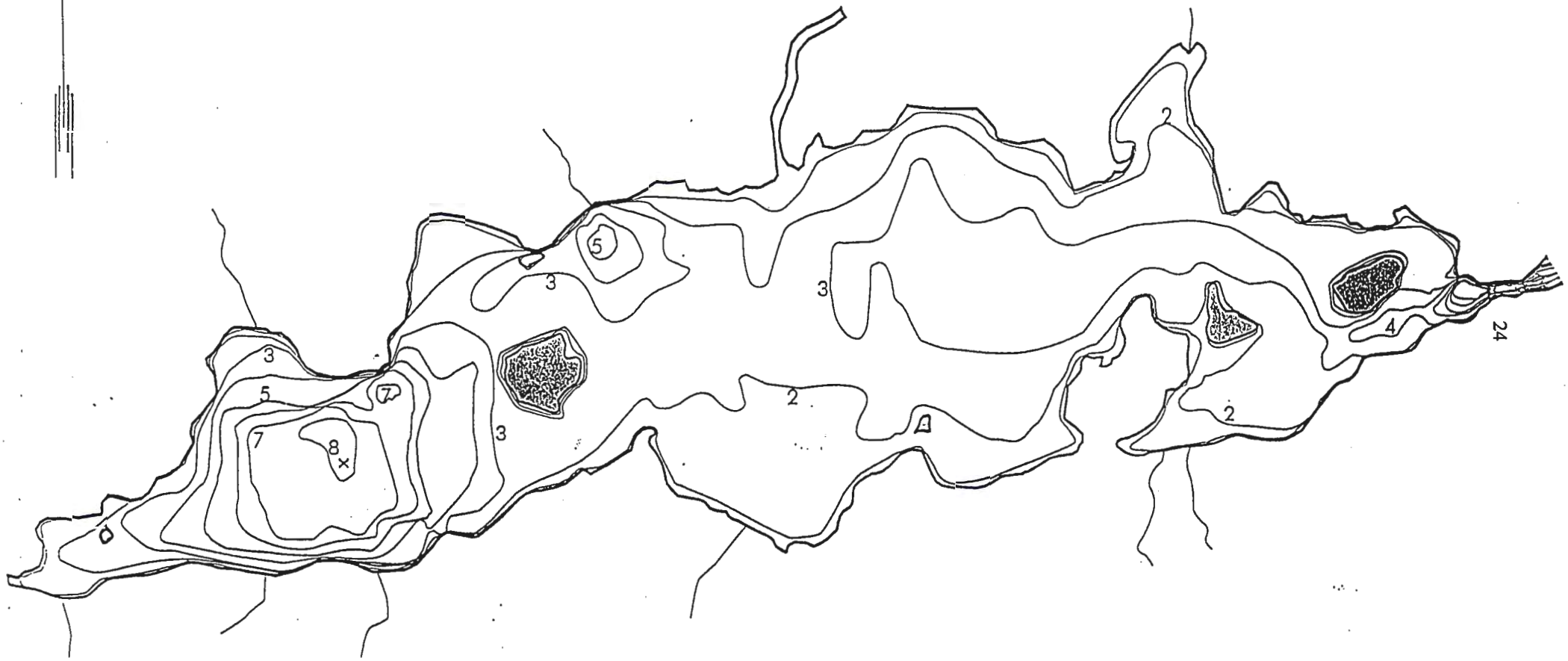
Nauwerck, A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. Symbol. Bot. Upsaliensis 17(5): 1-163.

Sonesten, L.. 1991. Gösens biologi - en litteratursammanställning. Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1:1-89.

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

Vänersborg Tingsrätt, 1960. Bro över Elnesjön. Vattendom Nr. 30, AM 23/1960,Dom A49/1960.

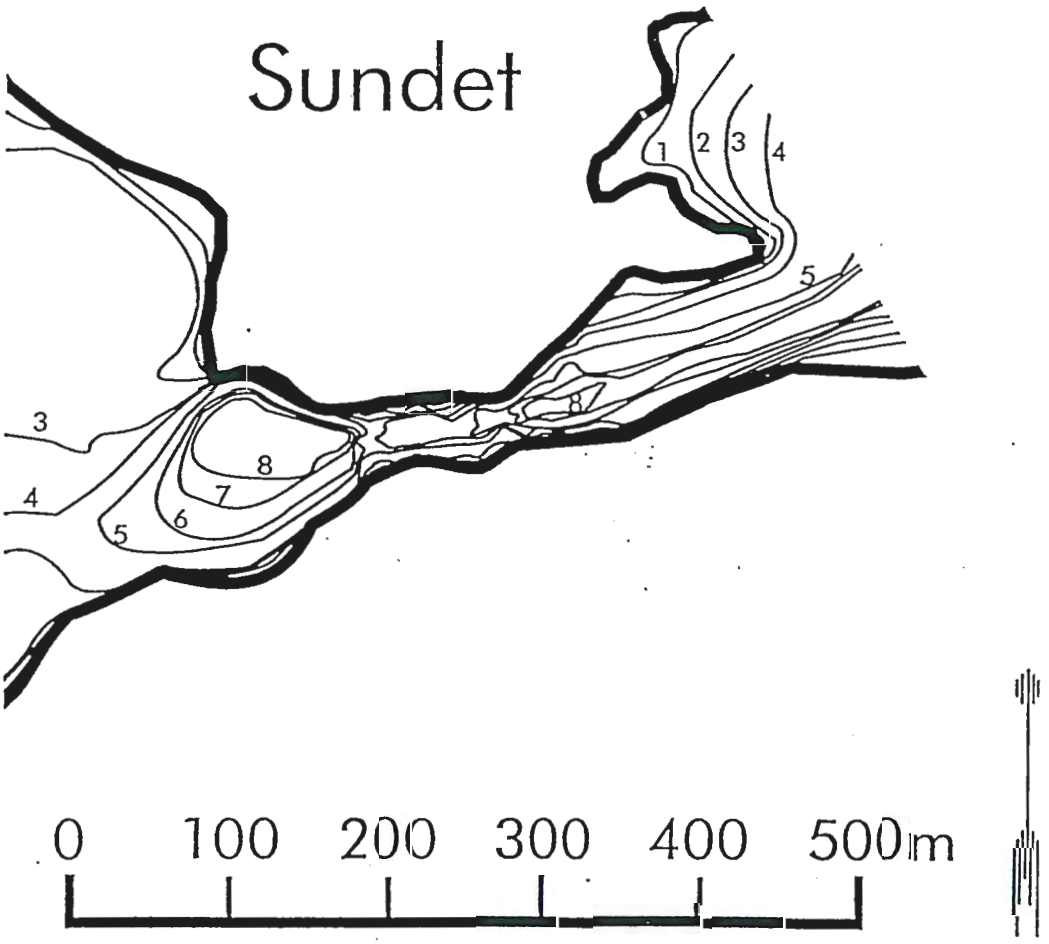
Ellenösjön



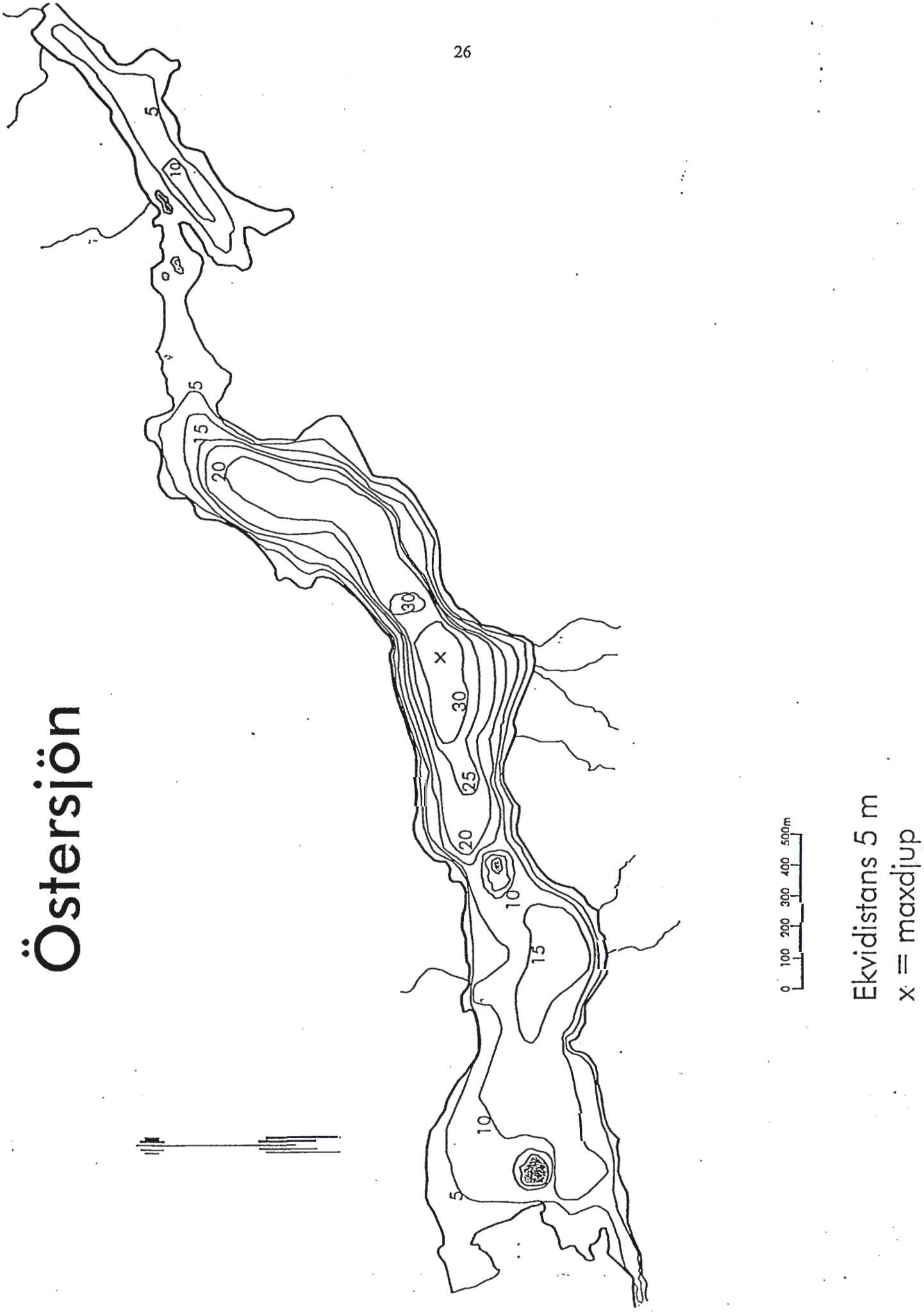
0 100 200 300 400 500m

Ekvidistans 1 m
Vattenyta 66,8 m.ö.h.
X = 8,5 m

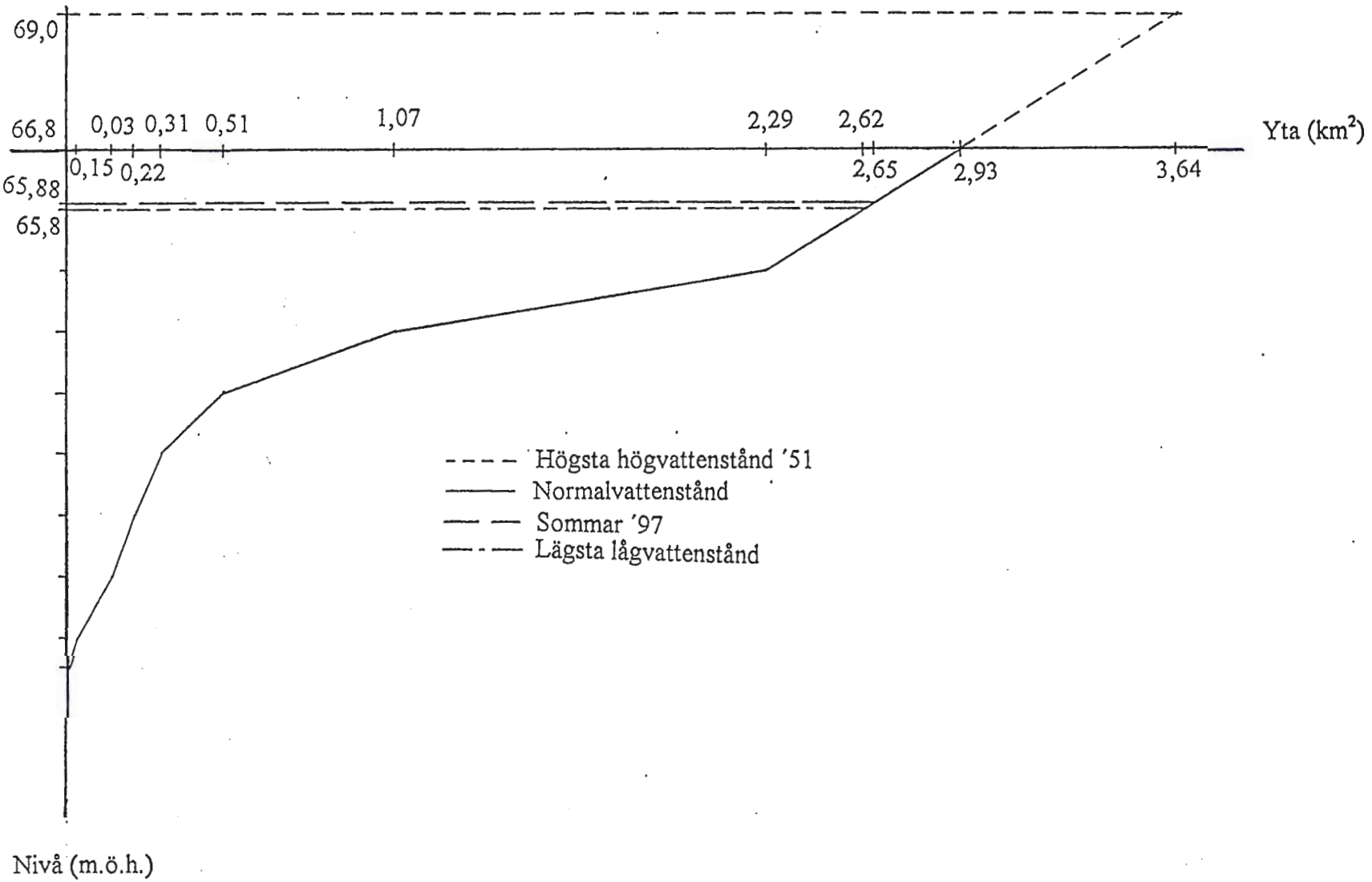
Figur 1. Djupkarta över Ellenösjön.



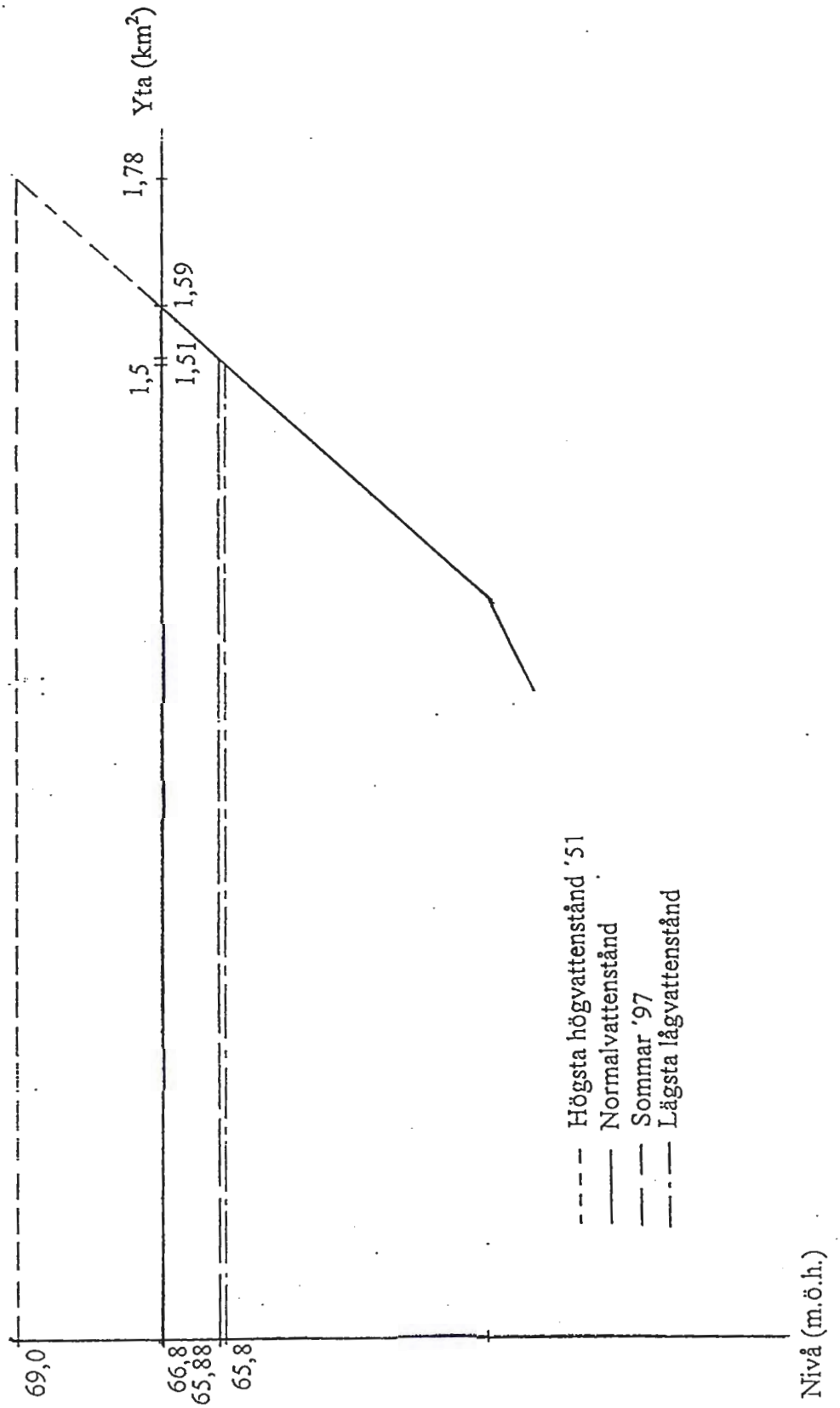
Figur 2. Djupkarta över sundet mellan Ellenösjön och Östersjön.



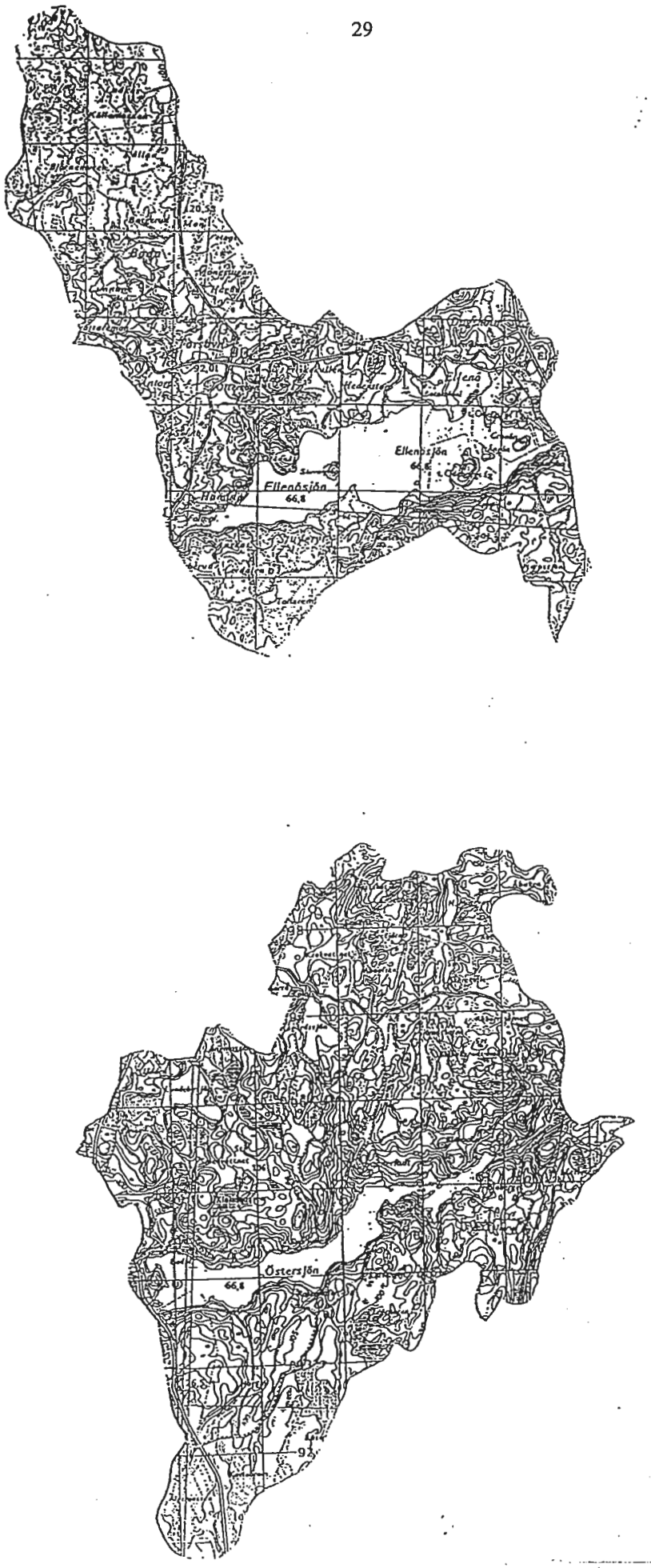
Figur 3. Djupkarta över Östersjön.



Figur 4. Skiss över vattenståndet i Ellenösjön.

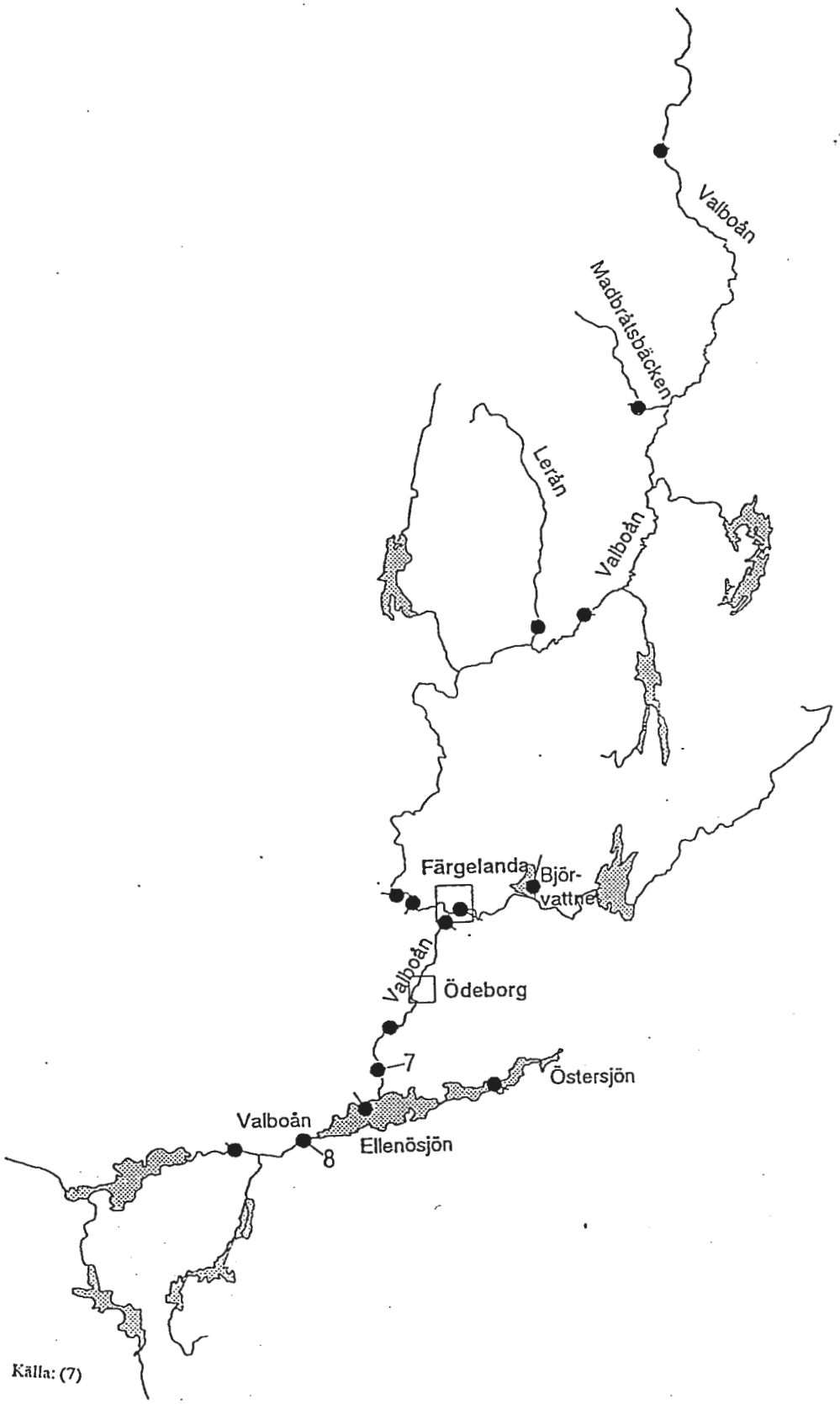


Figur 5. Skiss över vattenstånden i Östersjön.

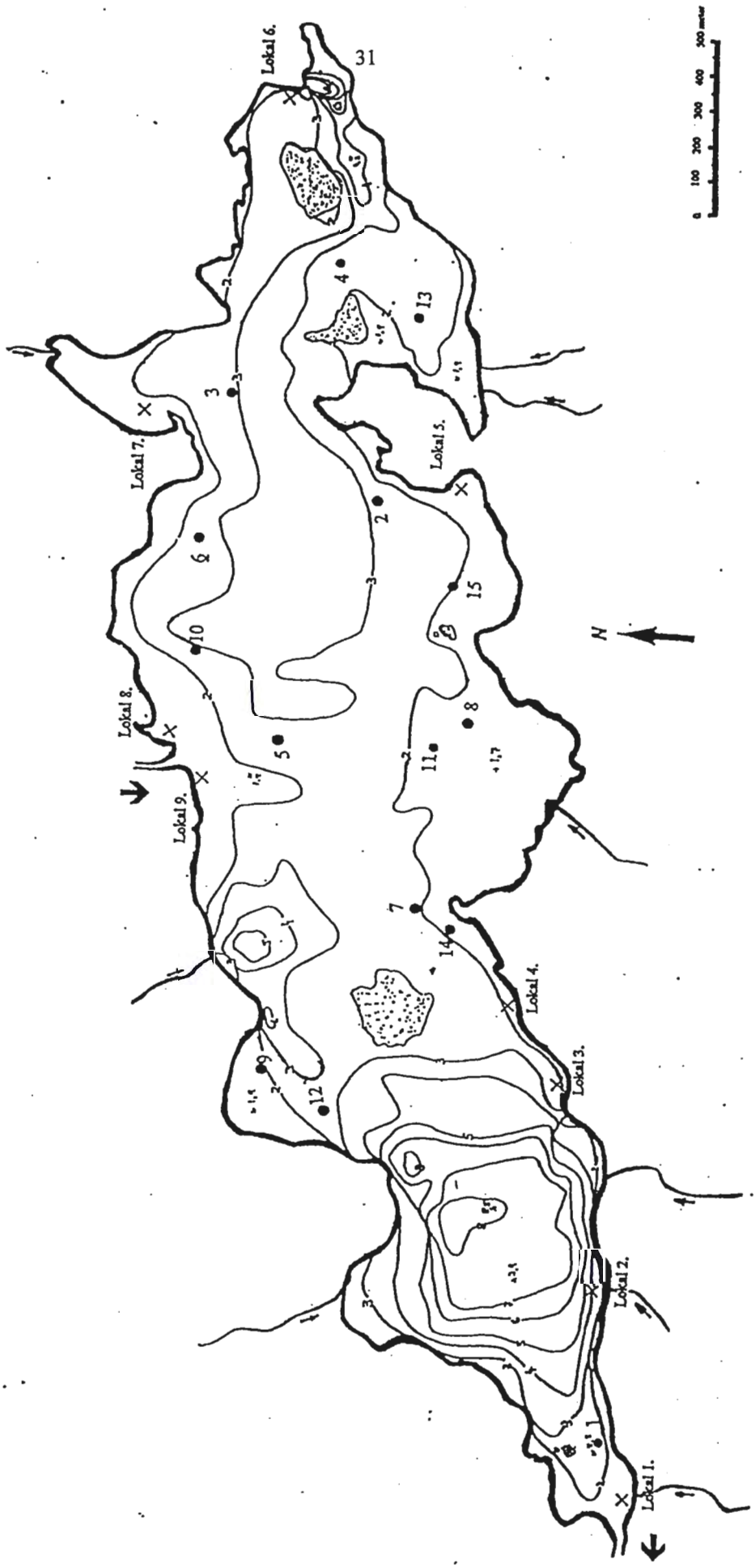


Figur 6. Karta över avrinningsområdena för Ellenösjön (mellan punkt 7 vid Torp och punkt 8 (utflödet)) och Östersjön som använts till flödesberäkningar (topografiska kartan över Sverige, skala 1:50 000, fältkarta: 8 B Vänersborg NO).

Valboåns vattensystem

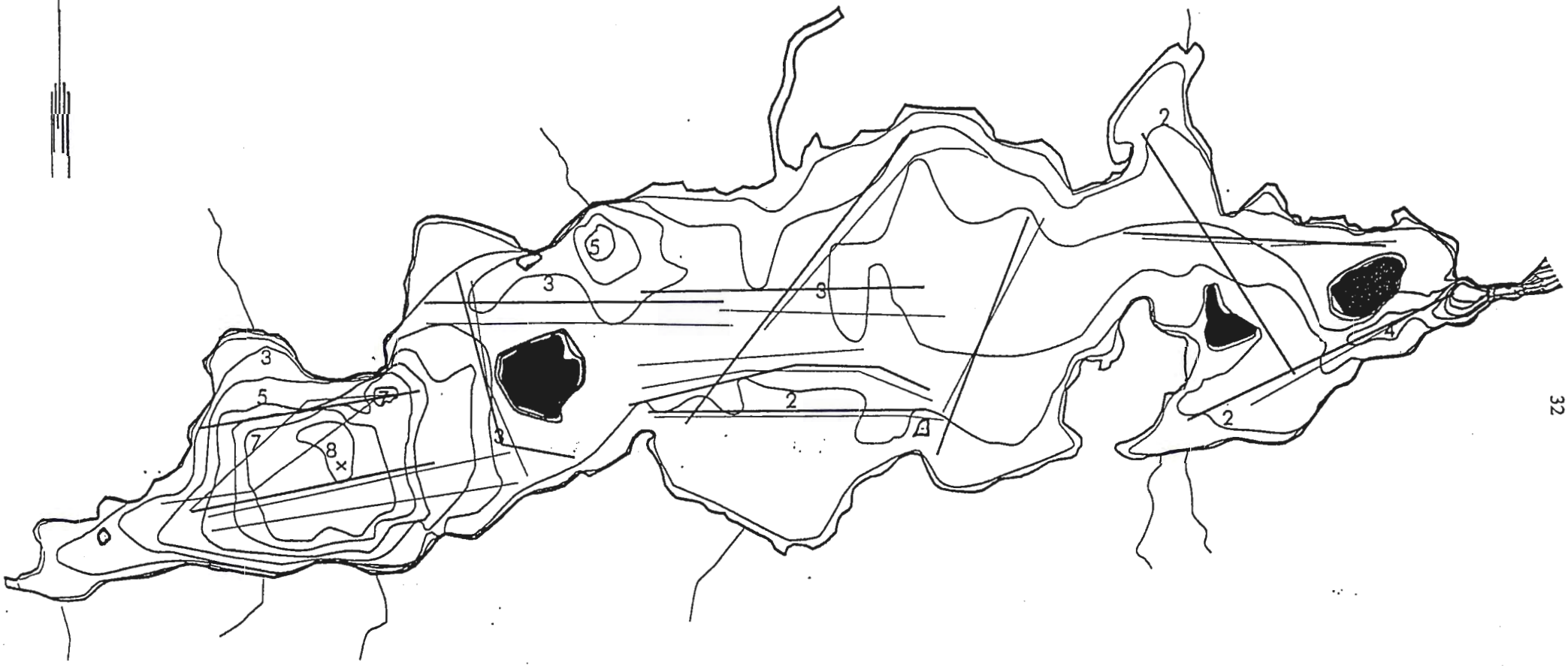


Figur 7. Punkt 7 vid Torp och punkt 8 (utflödet). Källa KM Lab 1997



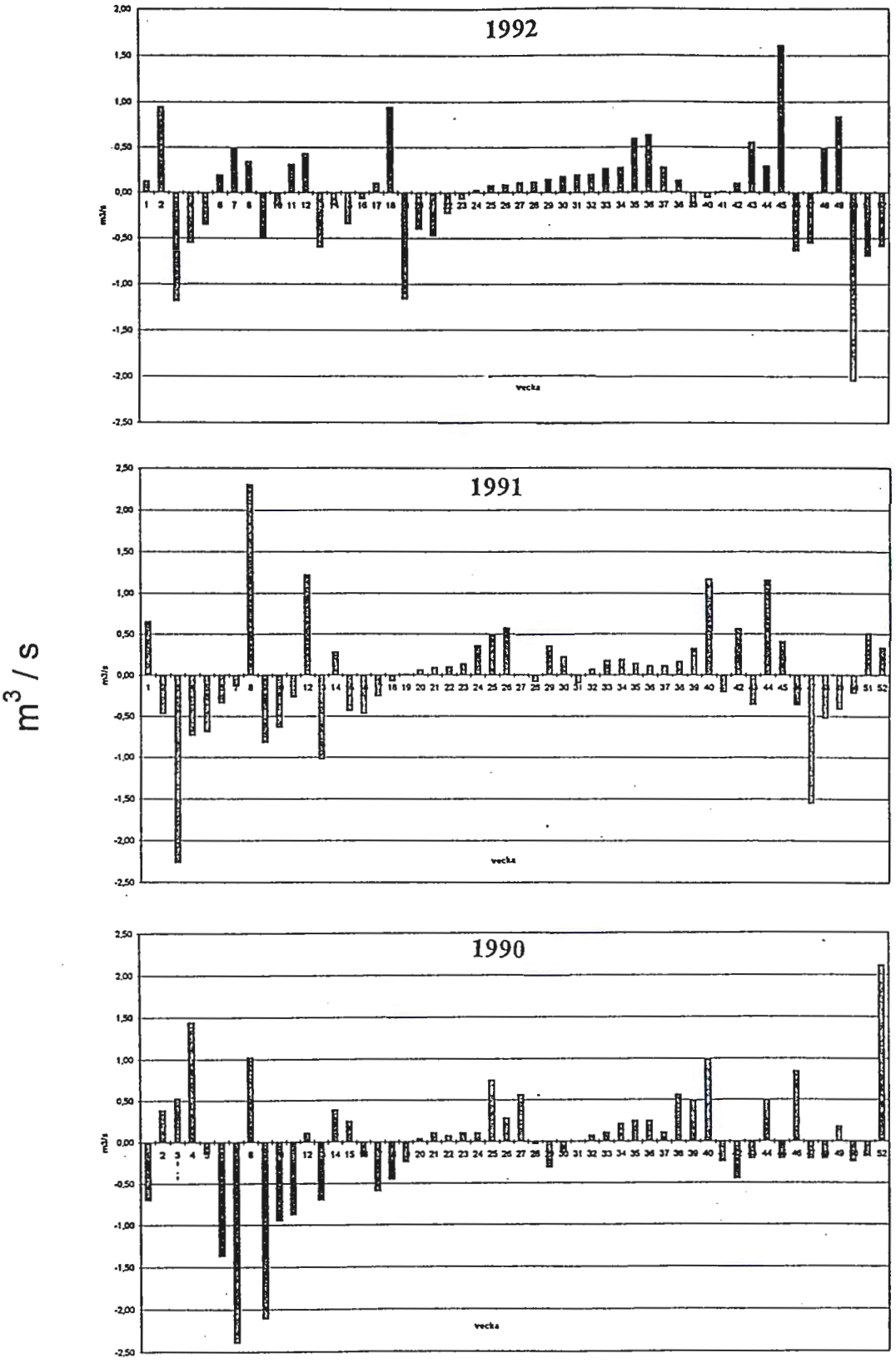
Figur 8. Kraftningsmetodens provpunkter (•) samt transektmetodens lokaler (×).

Ellenösjön

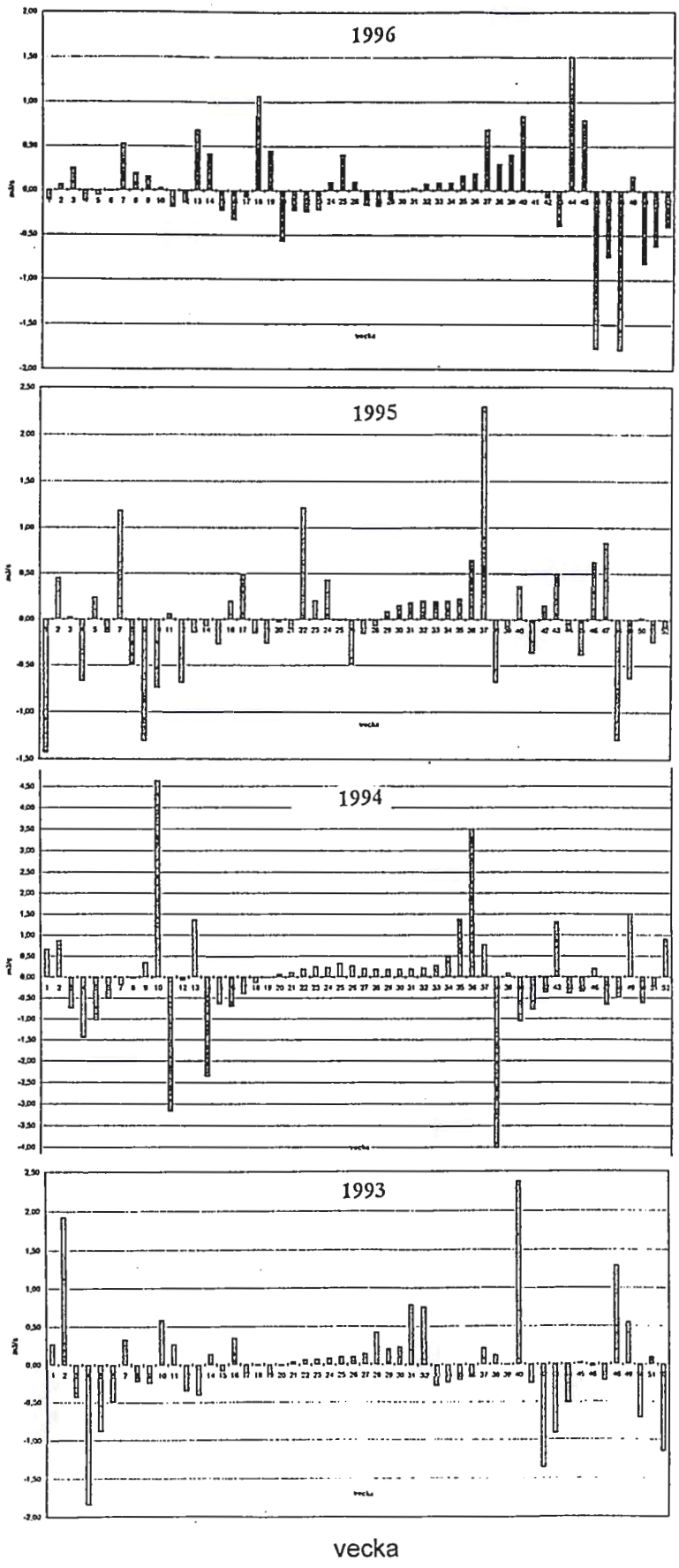


Ekvidistans 1 m
Vattenyta 66,8 m.ö.h.
X = 8,5 m

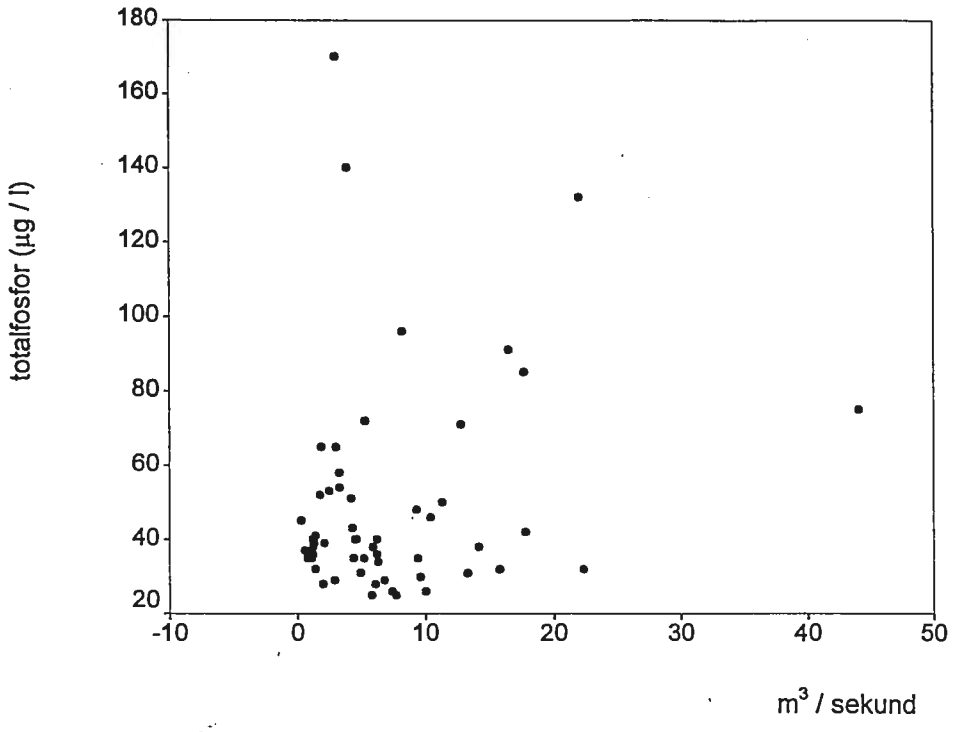
Figur 9. Lokaler för trålning i Ellenösjön 30/6-4/7 (tunnare linje) respektive 1/9-4/9 (tjockare linje) 1997.



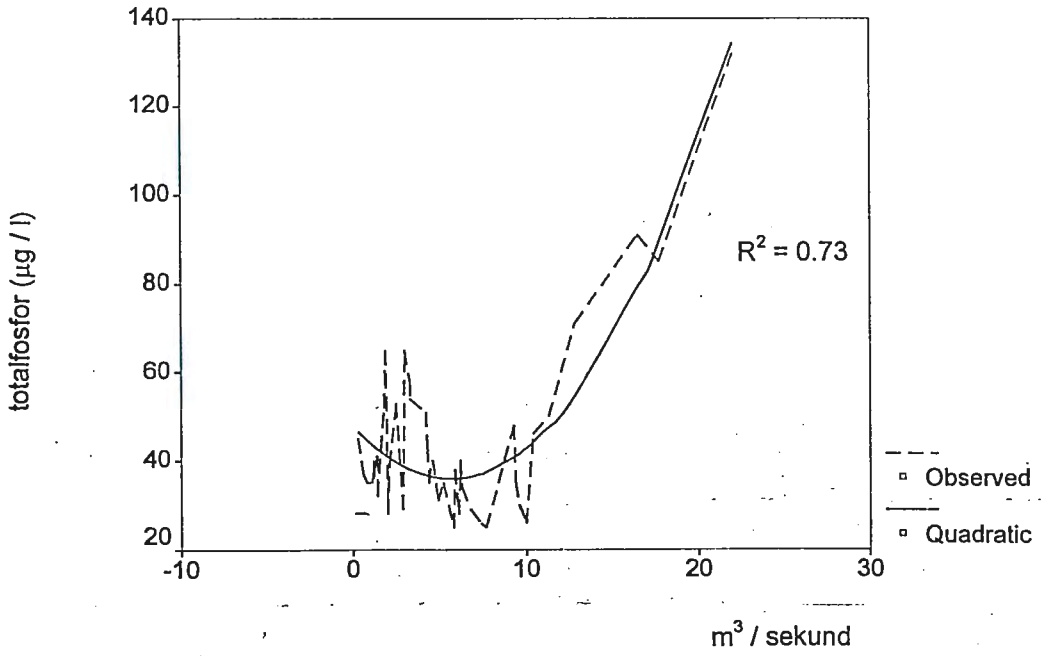
Figur 10a. Veckomedelflödena (m^3/s) från Ellenösjön till Östersjön under 1990-92. Negativa värden innebär flöde från Östersjön till Ellenösjön.



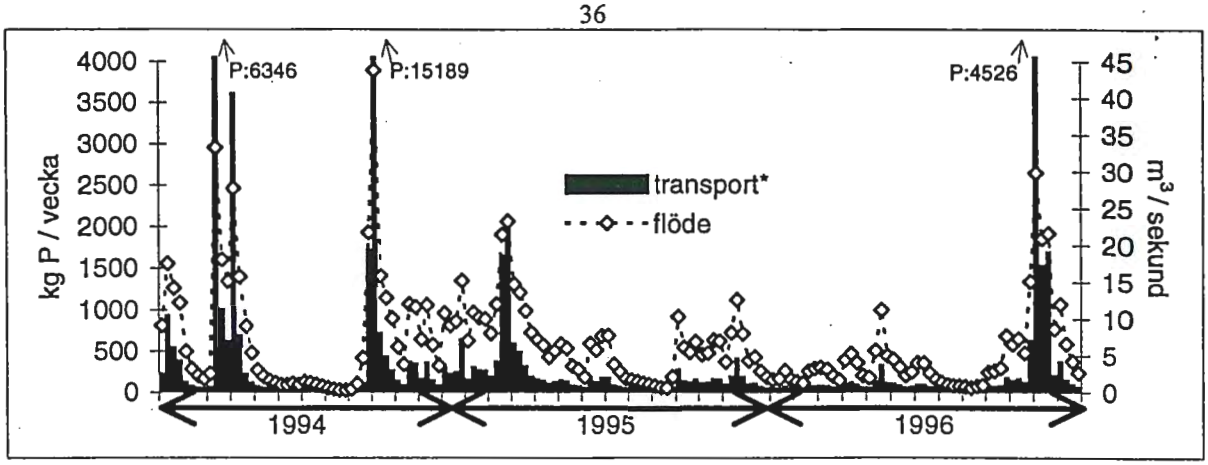
Figur 10b. Veckomedelflödena (m^3/s) från Ellenösjön till Östersjön under 1993-96. Negativa värden innebär flöde från Östersjön till Ellenösjön.



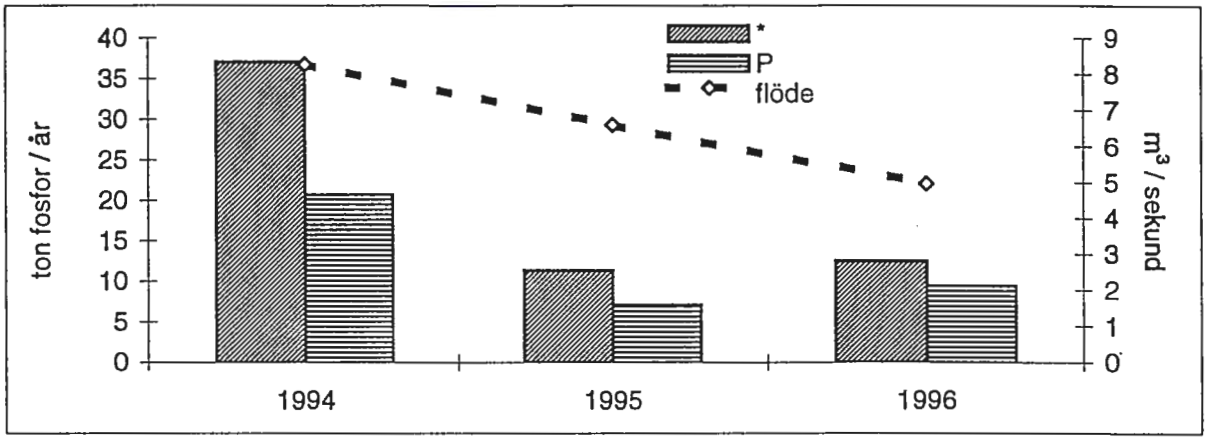
Figur 11. Förhållandet mellan totalfosforkoncentrationerna (µg/l) och flödet (m^3/s) i Valboån (station 7 vid Torp; KM Lab 1997)



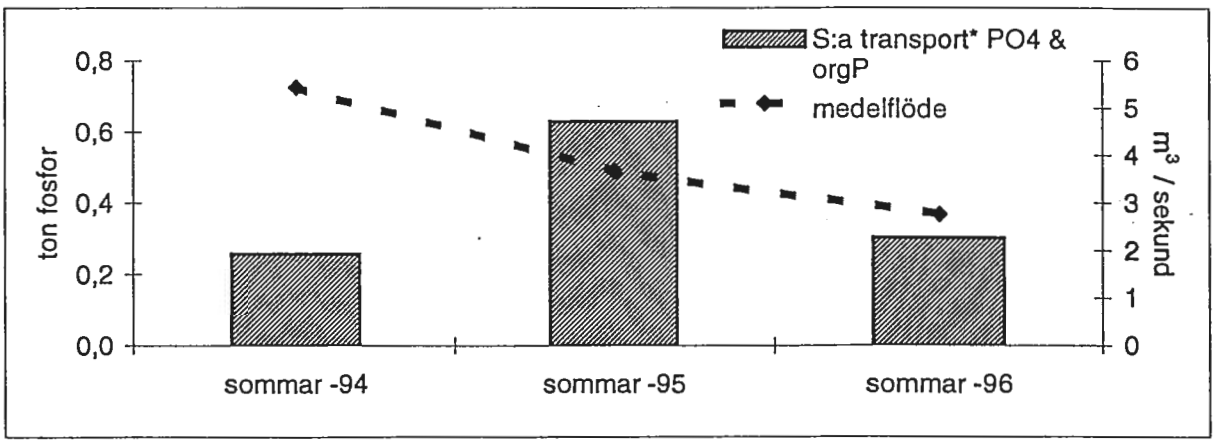
Figur 12. Förhållandet mellan totalfosforkoncentrationerna (µg/l) och flödet (m^3/s) i Valboån (station 7, Torp; KM Lab 1997) beskrivs här som en adragradsekvation ($y = 47.768 + (-4.196 \cdot \text{flödet}) + (0.370 \cdot \text{flödet}^2)$). Enstaka extremt höga värden har exkluderats.



Figur 13. Veckotransporten av fosfor (kg P/vecka) och veckomedelflödet (m^3/s, pulsdata fr SMHI, stn 7, Torp) till Ellenösjön under åren 1994-96 . Fosfortransporten är beräknad utifrån förhållandet* mellan flödet och fosforkoncentrationerna.

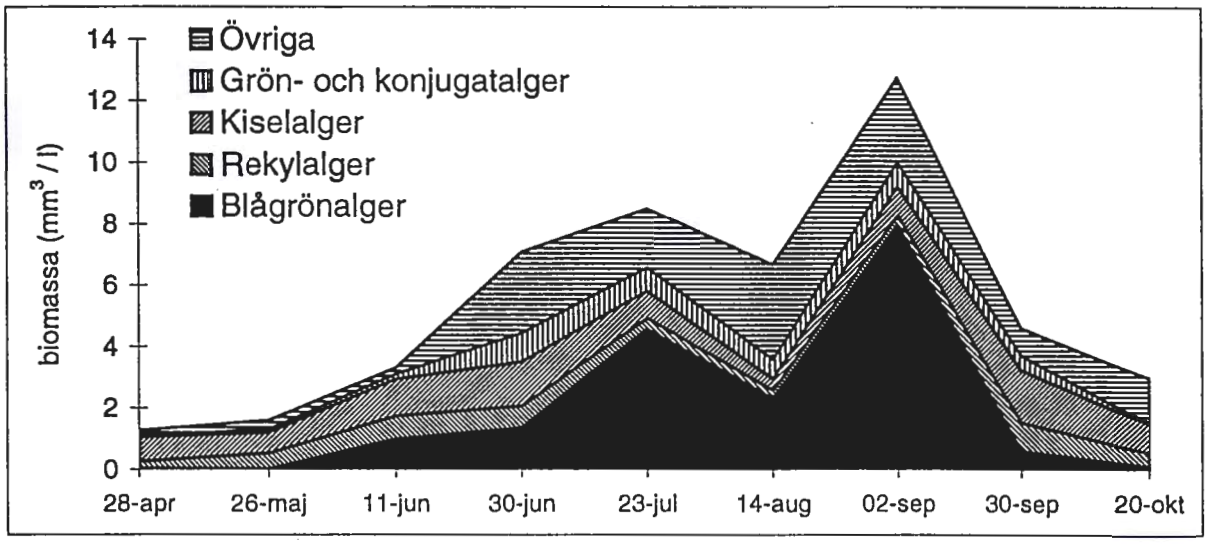


Figur 14. Den årliga fosfortransporten till Ellenösjön under åren 1994-96 (stn 7, Torp). Värden är beräknade utifrån förhållandet* mellan fosforkoncentrationen och flödet respektive värden fr KM Lab 1997.

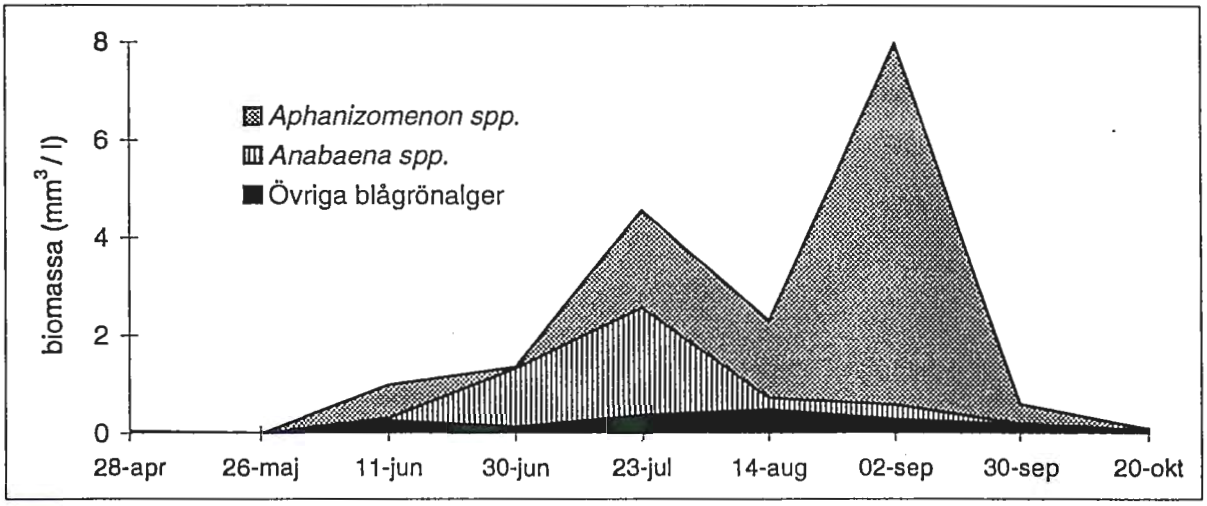


Figur 15. Transporten av produktionstillgängligt fosfor (ton PO_4- och organiskt fosfor) till Ellenösjön fr o m maj tom augusti 1994-96 respektive medelflödet (m^3/s) under samma period. Fosfortransporten är beräknad utifrån förhållandet* mellan flödet och fosforkoncentrationerna.

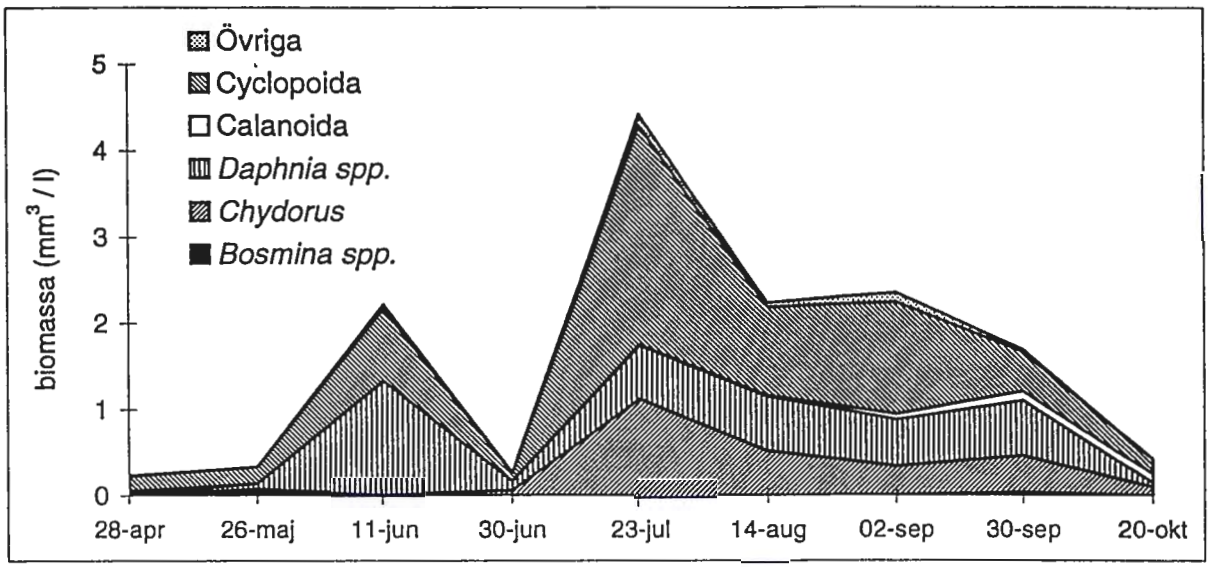
* se Metodik, avsnitt Näringsbelastning



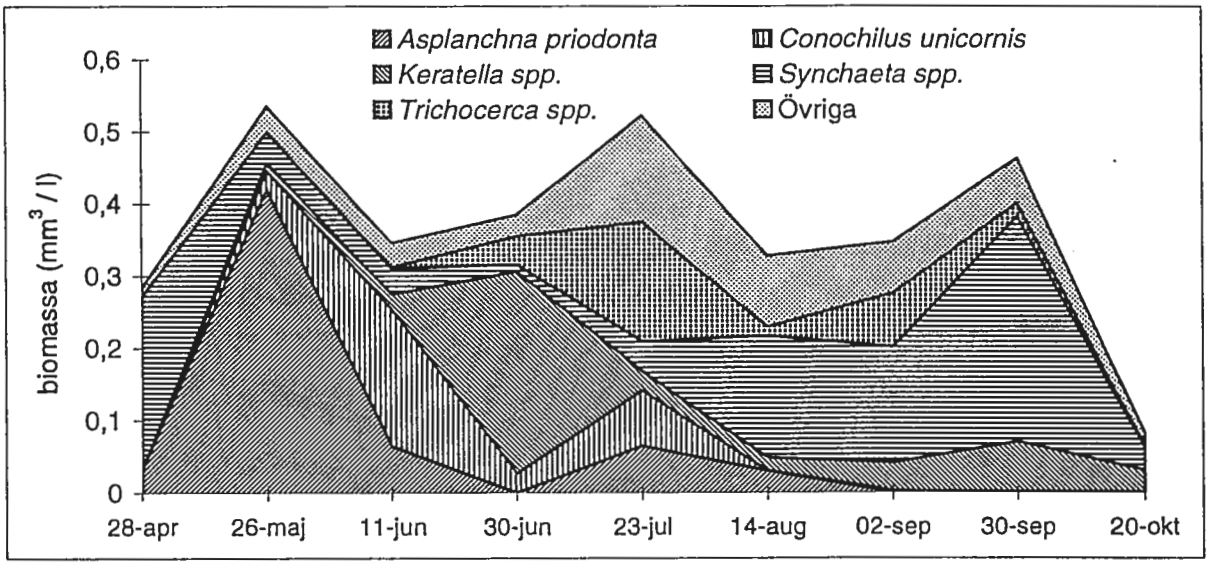
Figur 16. Växtplanktonbiomassans utveckling och fördelning på olika grupper i Ellenösjön under 1997.



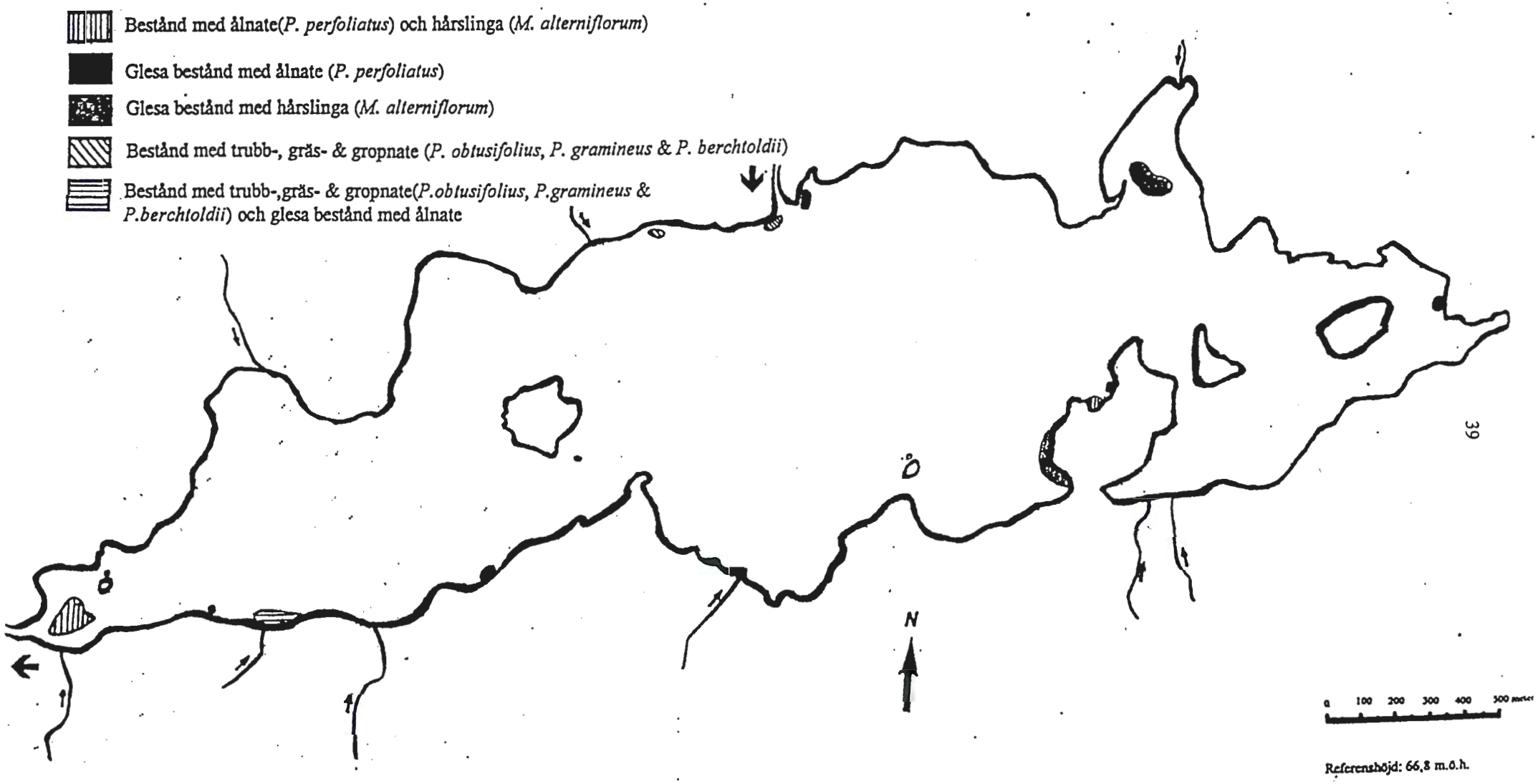
Figur 17. Utvecklingen av blågröna alger i Ellenösjön 1997.



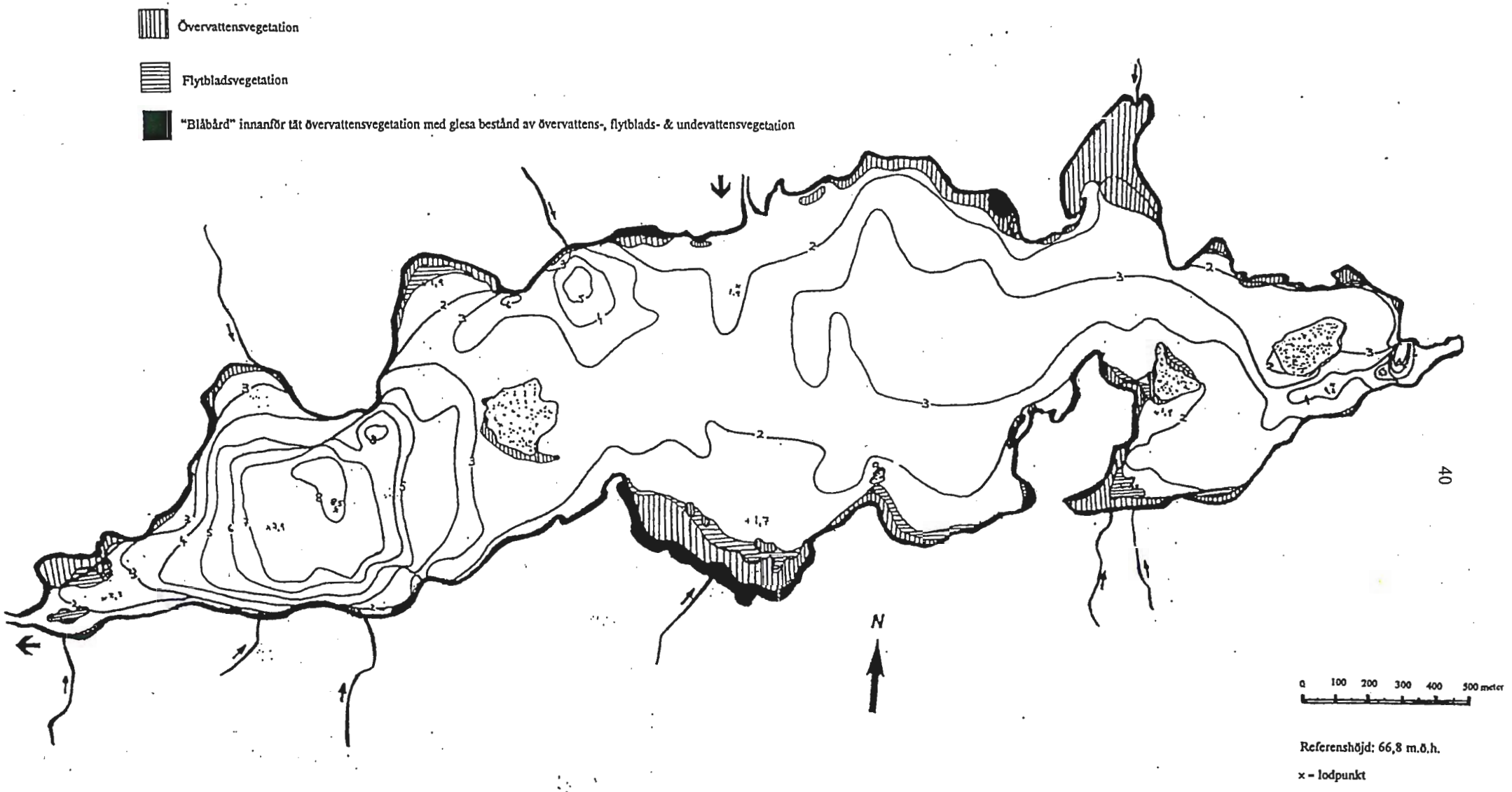
Figur 18. Crustacébiomassans utveckling och fördelning på olika släkten i Ellenösjön 1997.



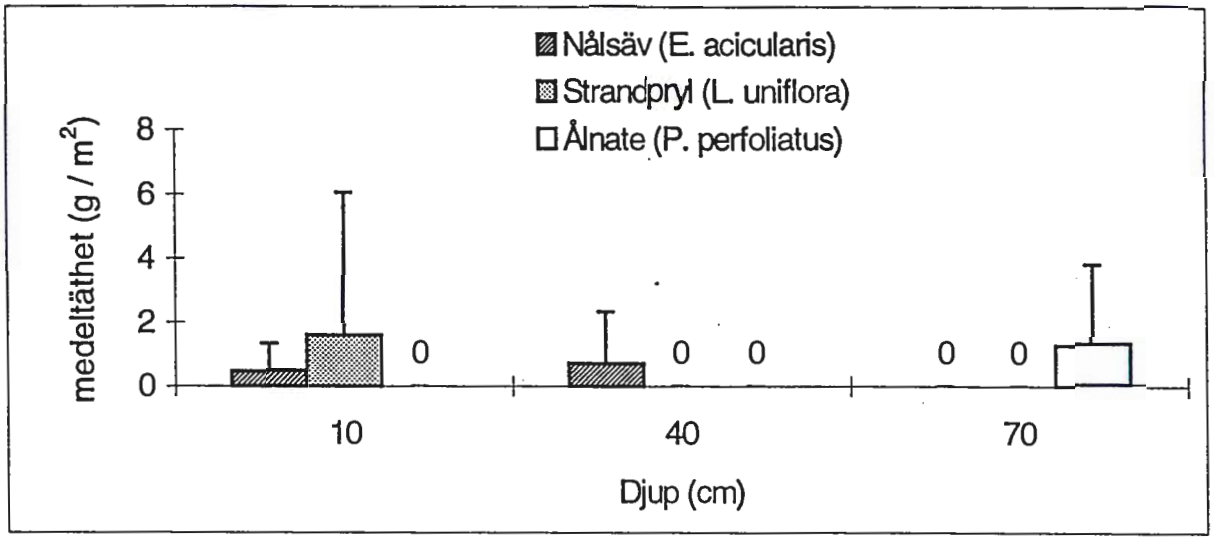
Figur 19. Rotatoriebiomassans utveckling och fördelning på olika släkten i Ellenösjön 1997.



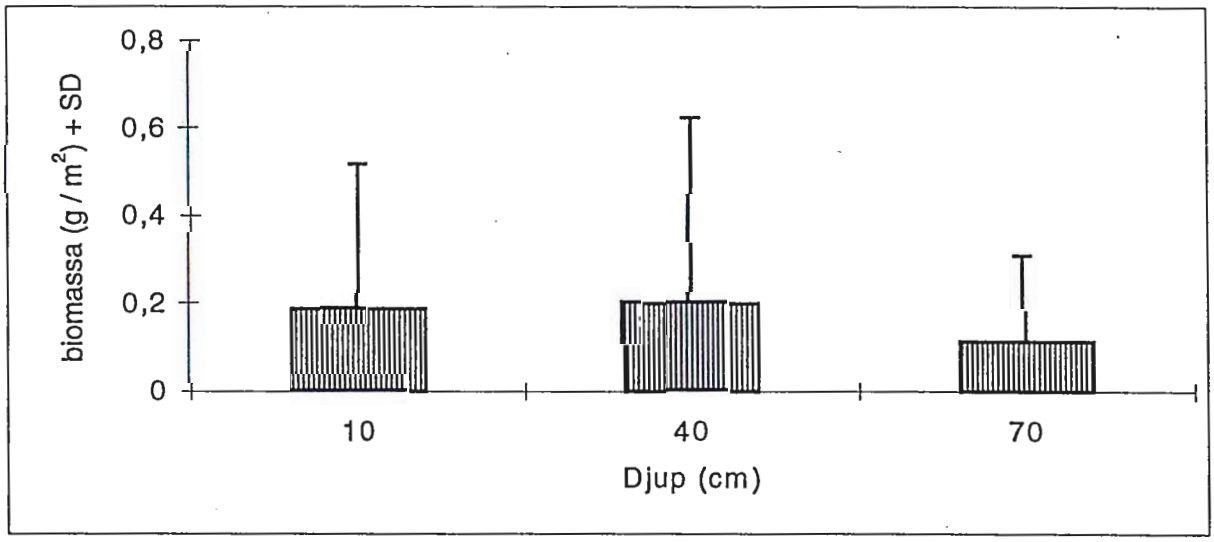
Figur 20. Översiktlig beskrivning av undervattensväxtbeståndens utbredning.



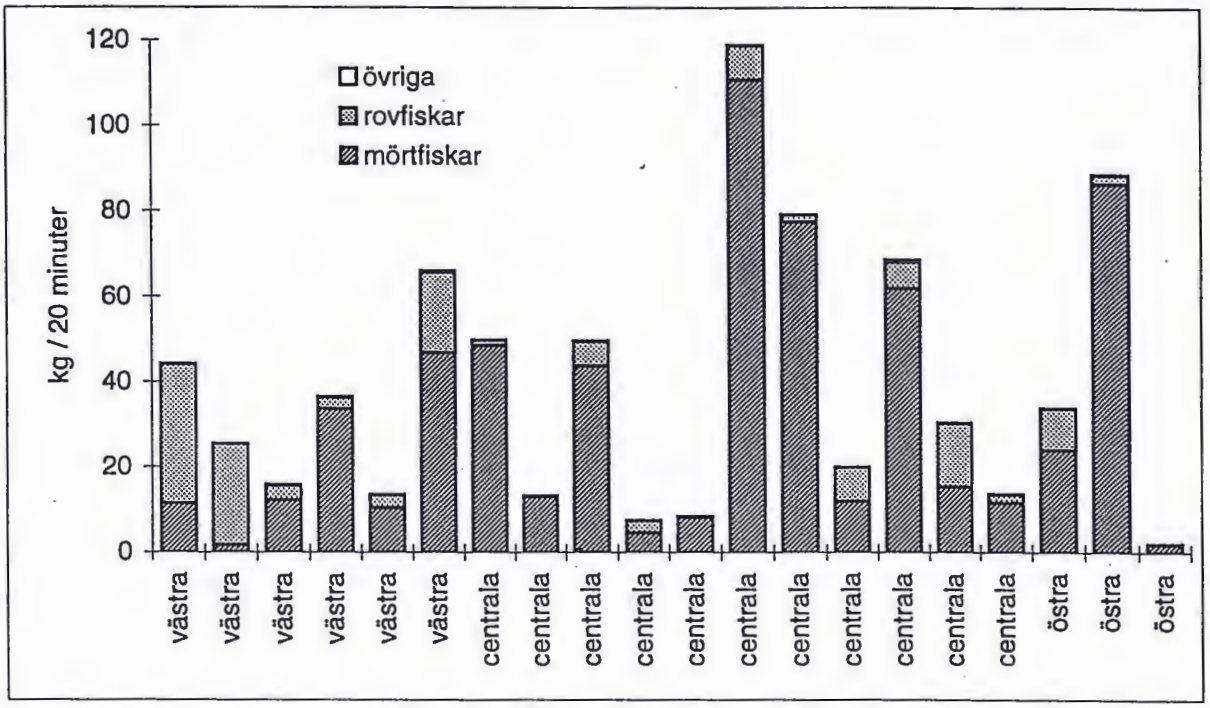
Figur 21. Översiktlig beskrivning av övervattens- och flytbladsvegetationens utbredning i Ellenösjön 1997.



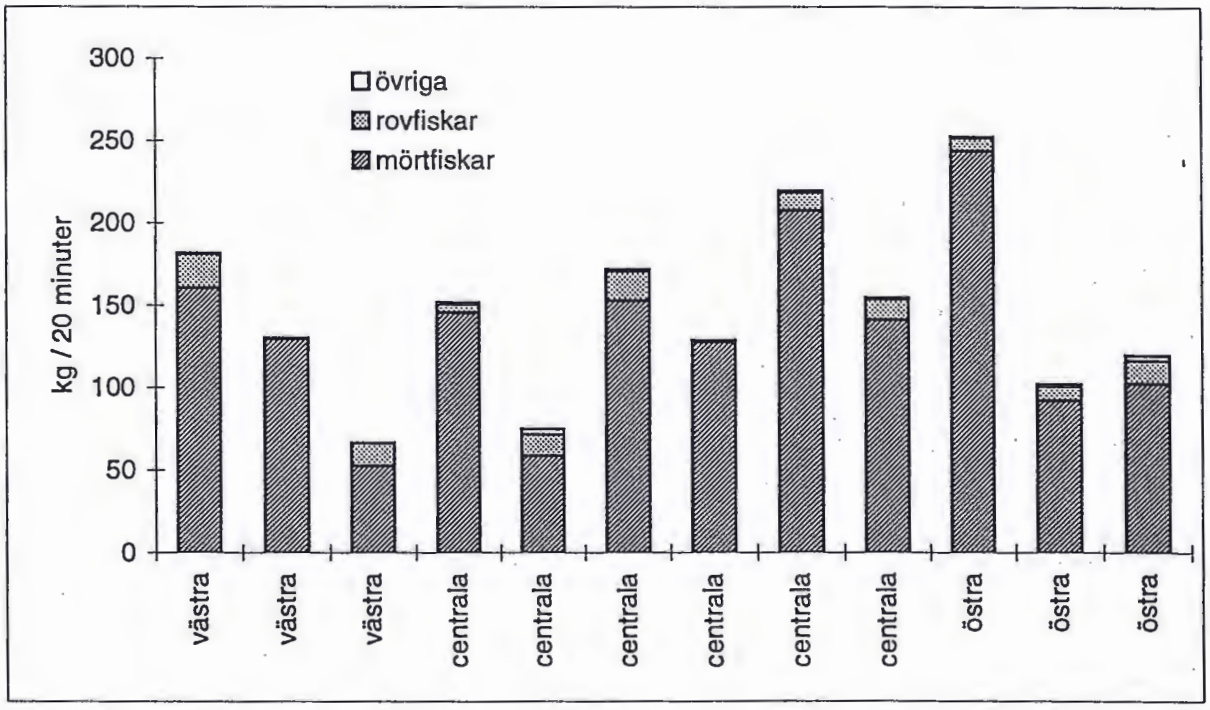
Figur 22. Tre arters (nålsäv - *Eleocharis acicularis*, strandpryl - *Litorella uniflora* och ålnate - *Potamogeton perfoliatus*) biomassa (g/m^2; medelvärde + SD, n = 9) på respektive djupintervall, beräknat utifrån biomassan per m^2 på varje transekt (Tabell 8). Nålsäv fanns på både 10 cm och 40 cm intervallen, strandpryl och ålnaten endast på 10 respektive 70 cm intervallet. Siffran noll betecknar således djupintervall där arten inte påträffades.



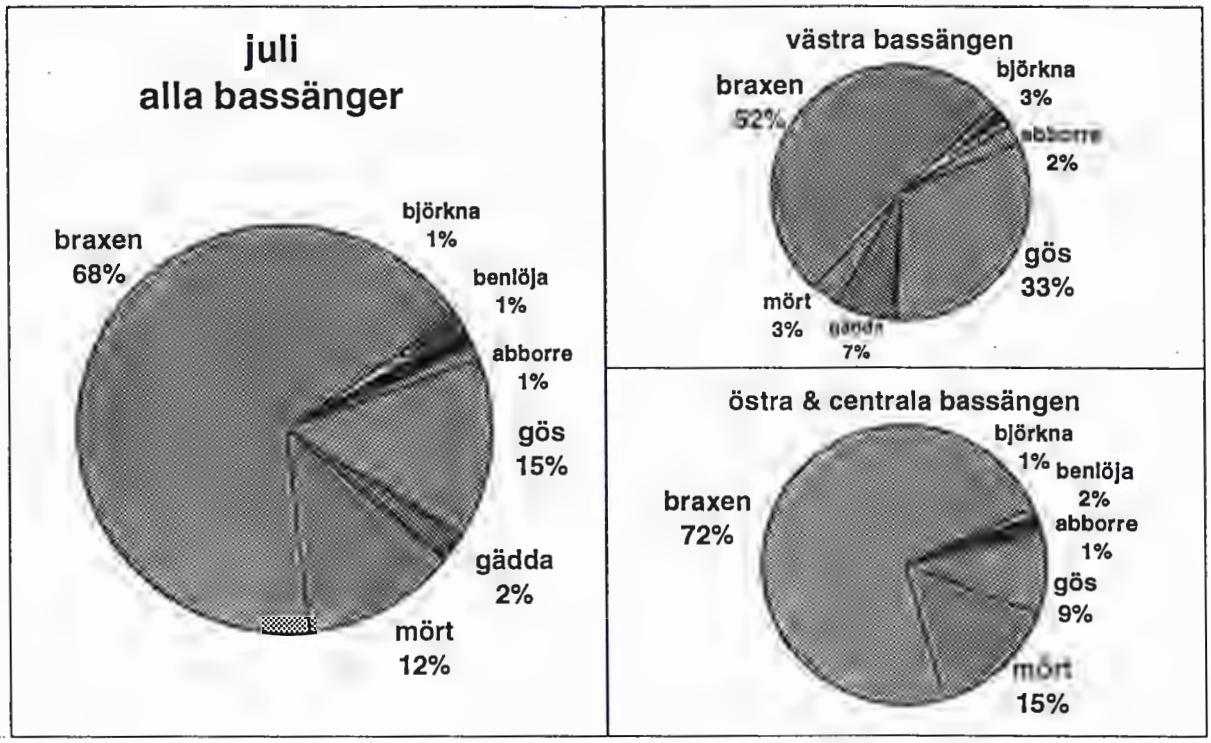
Figur 23. Totala biomassan av undervattensvegetationen på tre olika djup vid nio utvalda lokaler (g/m^2, medelvärde + SD, n = 9).



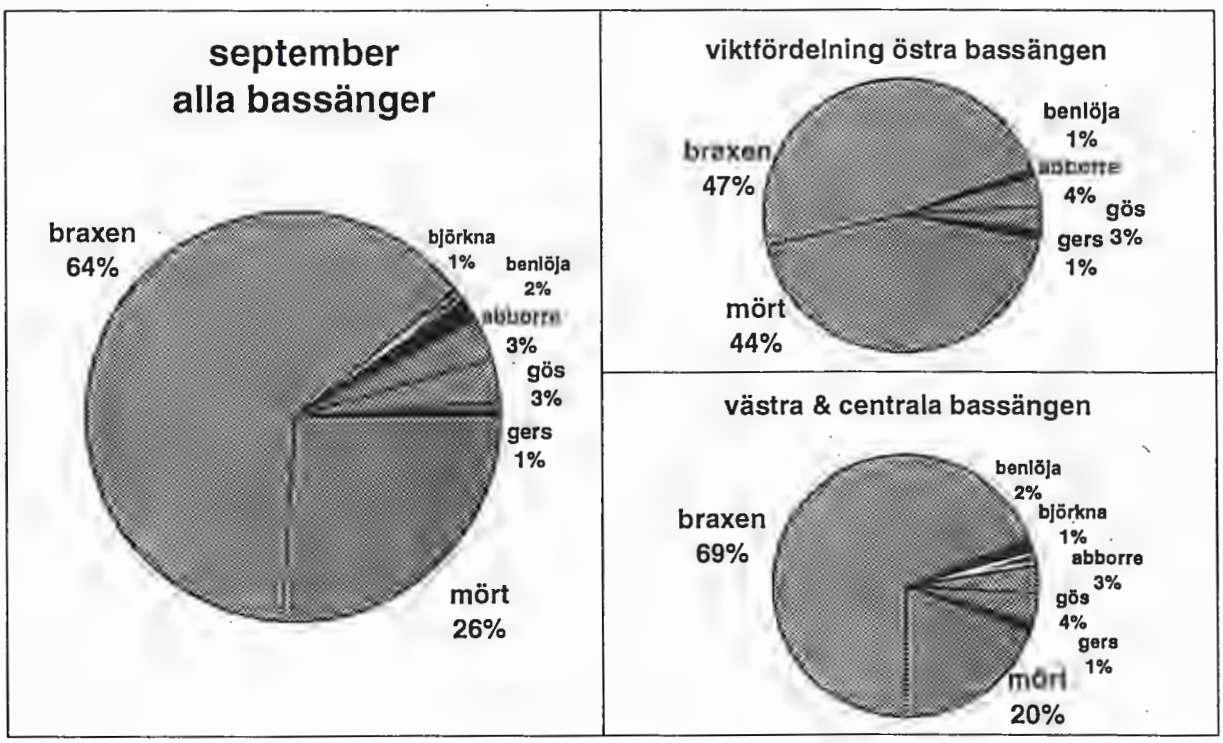
Figur 24. Trålfångsten (kg/20 minuter) i den västra, centrala och östra delen av Ellenösjön i juli (30/6 - 4/7) 1997. Mörtfiskar: mört, braxen, björkna, benlöja. Rovfiskar: abborre, gös, gädda, ål. Övriga: gers, nors.



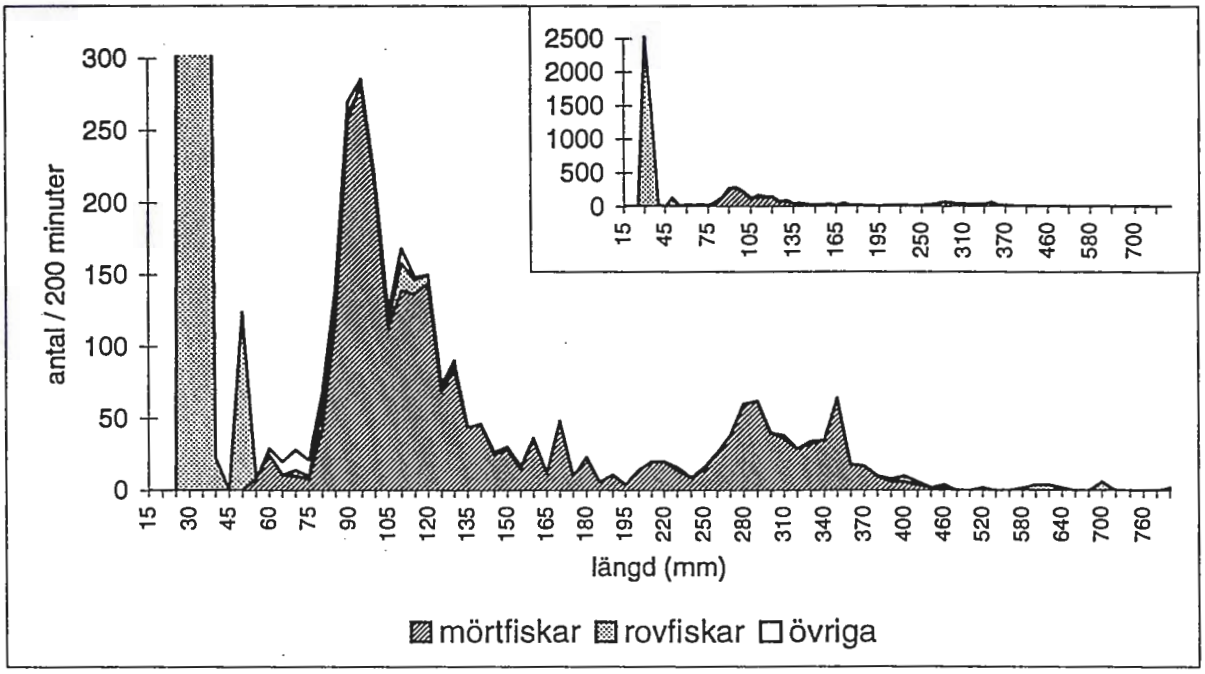
Figur 25. Trålfångsten (kg/20 minuter) i den västra, centrala och östra delen av Ellenösjön i september (1/9 - 4/9) 1997. Mörtfiskar: mört, braxen, björkna, benlöja. Rovfiskar: abborre, gös, gädda, ål. Övriga: gers, nors.



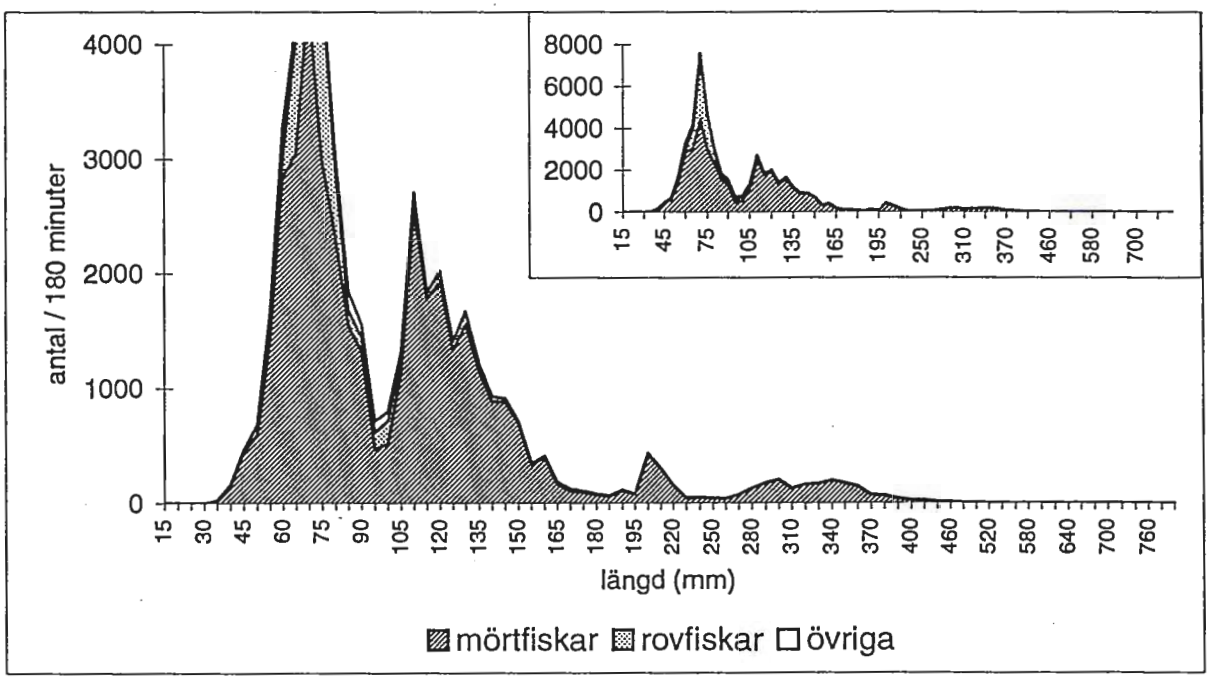
Figur 26. Viktfördelning av trålfångsten (%) i Ellenösjön i juli (30/6 - 4/7) 1997.



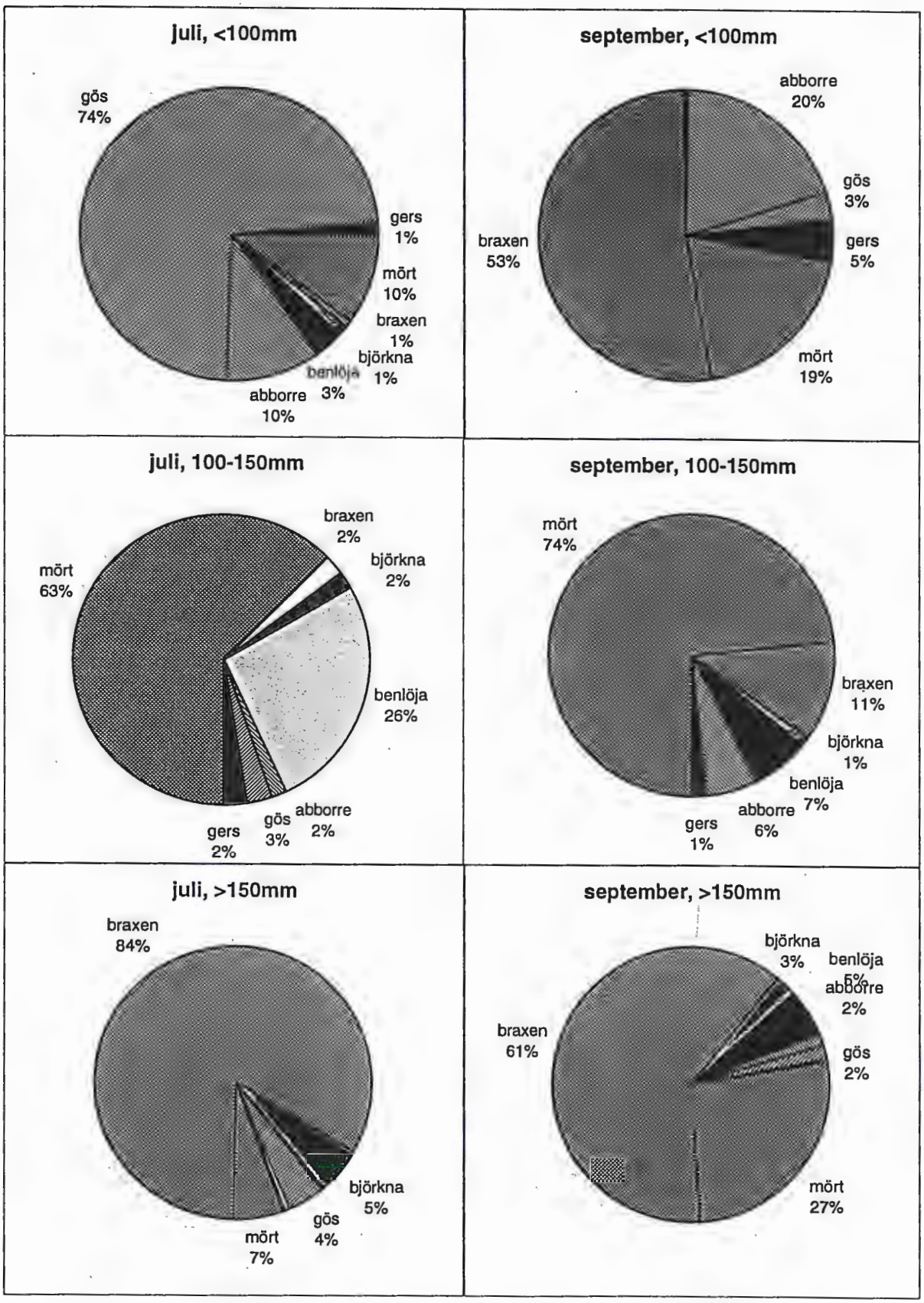
Figur 27. Viktfördelning av trålfångsten (%) i Ellenösjön i september (1/9-4/9) 1997.



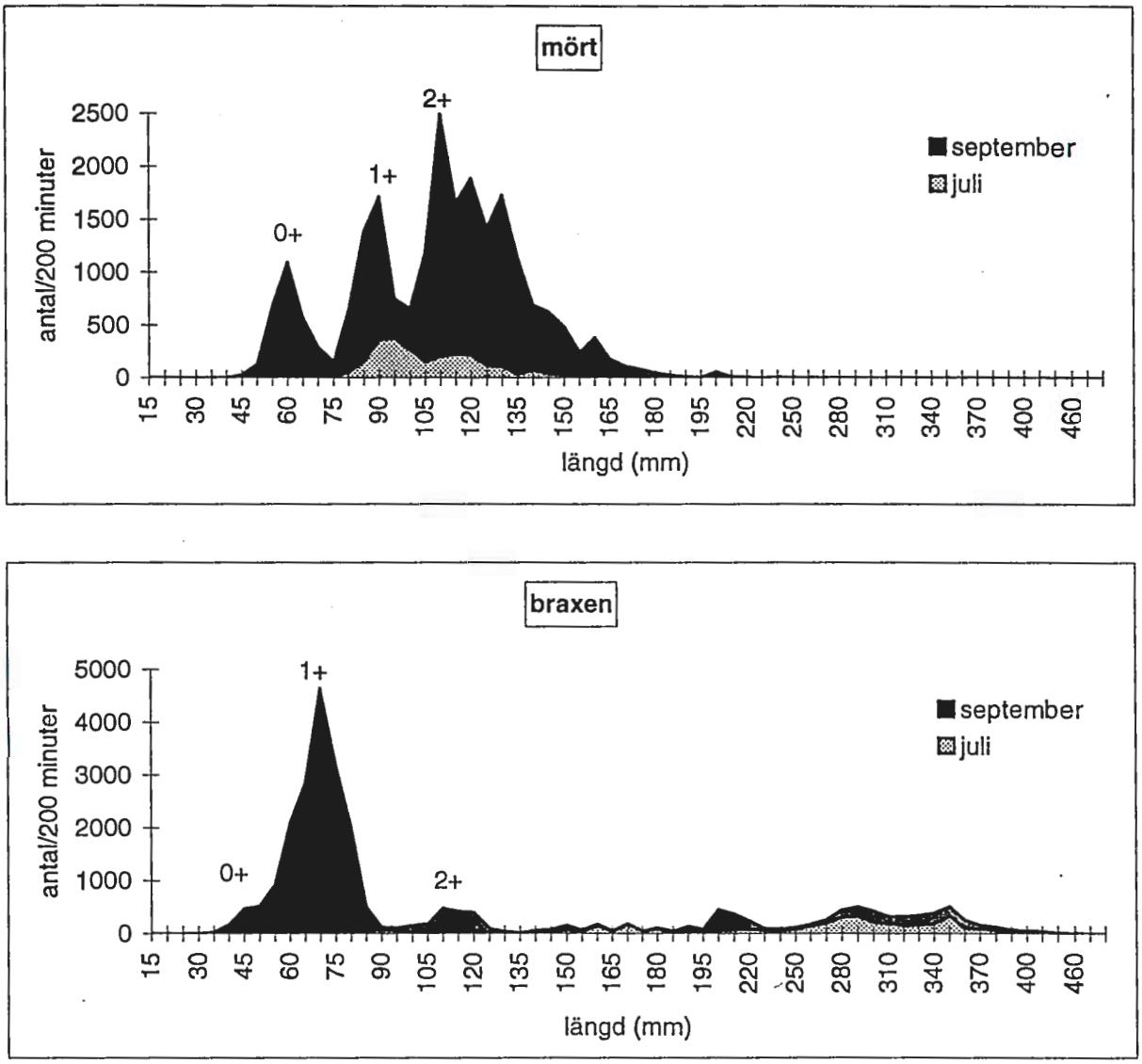
Figur 28. Längdfördelning av trålfångsten i Ellenösjön i juli (30/6 - 4/7) 1997.
Mörtfiskar: mört, braxen, björkna, benlöja. Rovfiskar: abborre, gös, gädda, ål. Övriga: gers, nors.



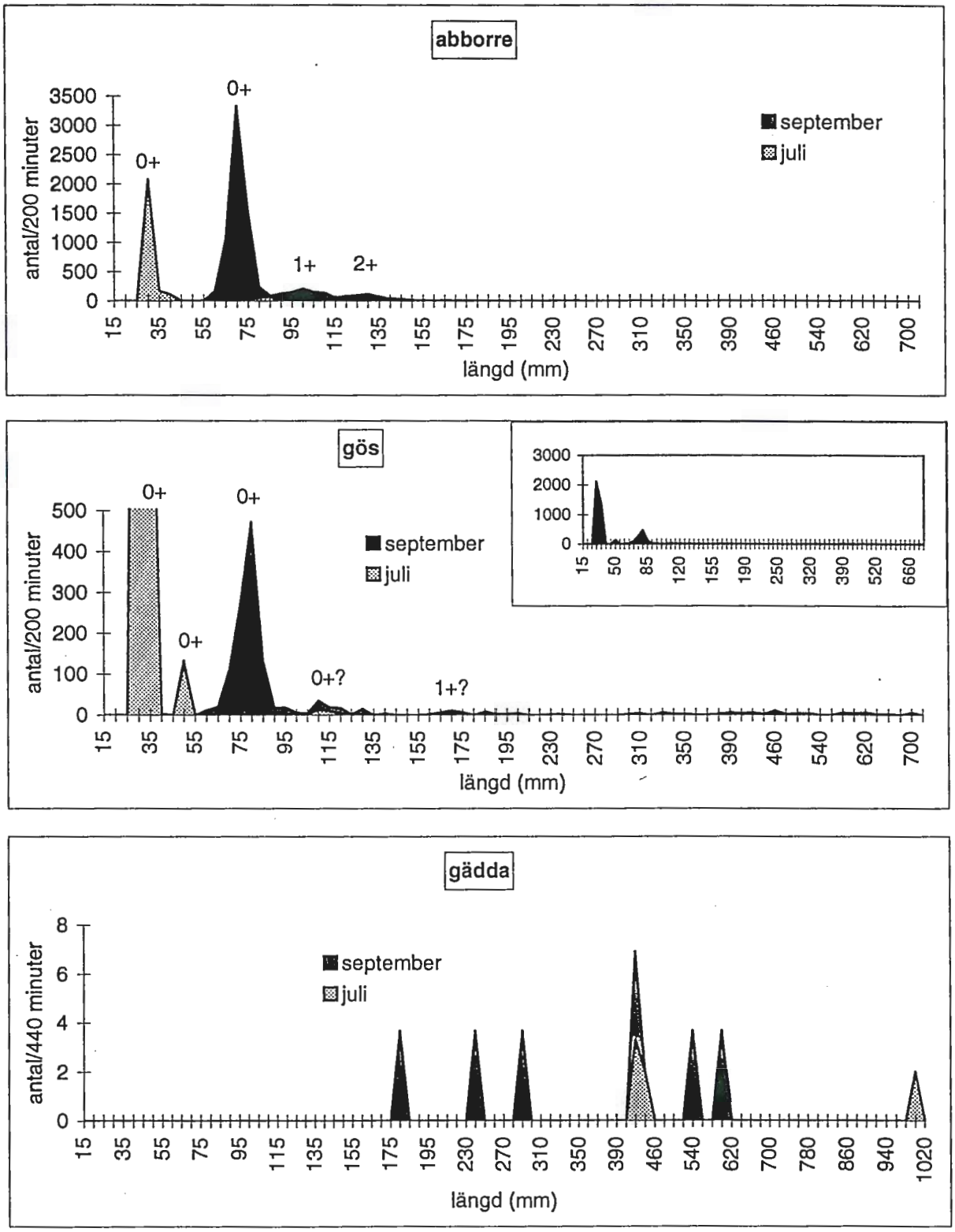
Figur 29. Längdfördelning av trålfångsten i Ellenösjön i september (1/9 - 4/9) 1997.
Mörtfiskar: mört, braxen, björkna, benlöja. Rovfiskar: abborre, gös, gädda, ål. Övriga: gers, nors.



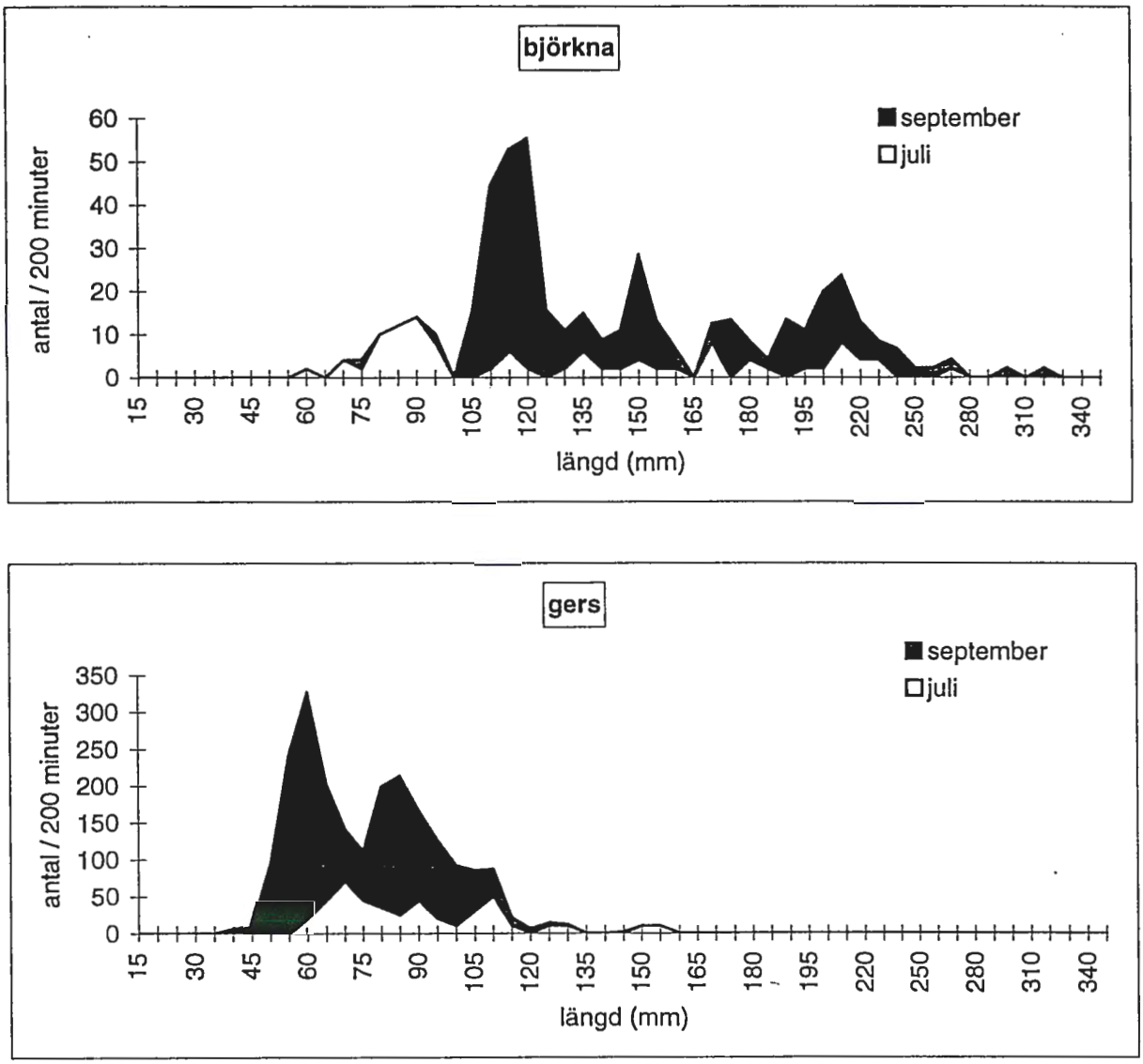
Figur 30. Den relativa fördelningen av den trålade fisken i storleksklasserna <100, 100-150 och >150 mm i Ellenösjön i juli (30/6 - 4/7) och september (1/9 - 4/9) 1997.



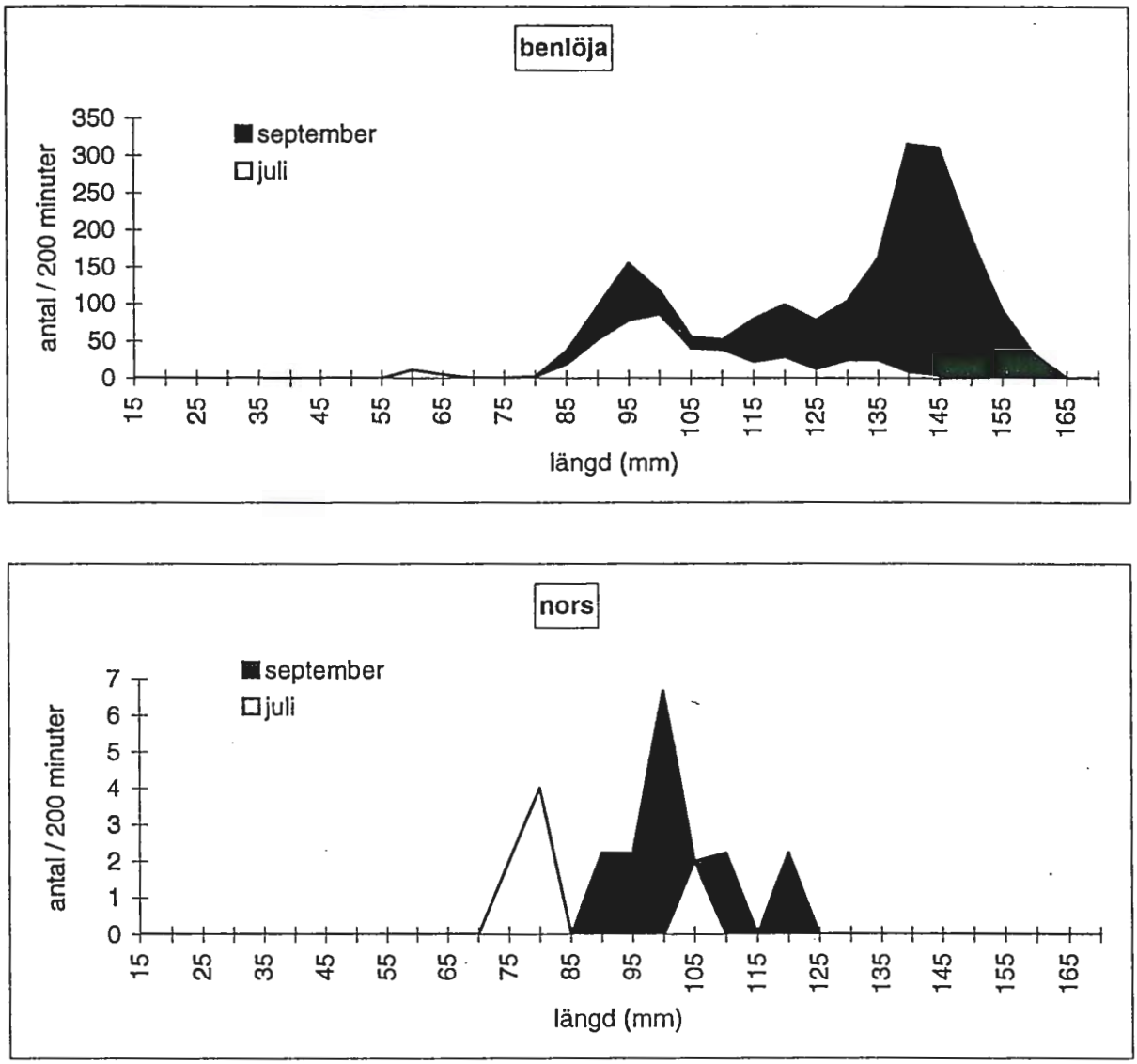
Figur 31. Längdfördelning av mört och braxen i Ellenösjön i juli (30/6-4/7) och september (1/9-4/9) 1997. Antalet mört och braxen i juli är i figuren två respektive fem gånger så högt. Fiskens ålder: 0+ = årsyngel, 1+ = drygt 1 år etc.



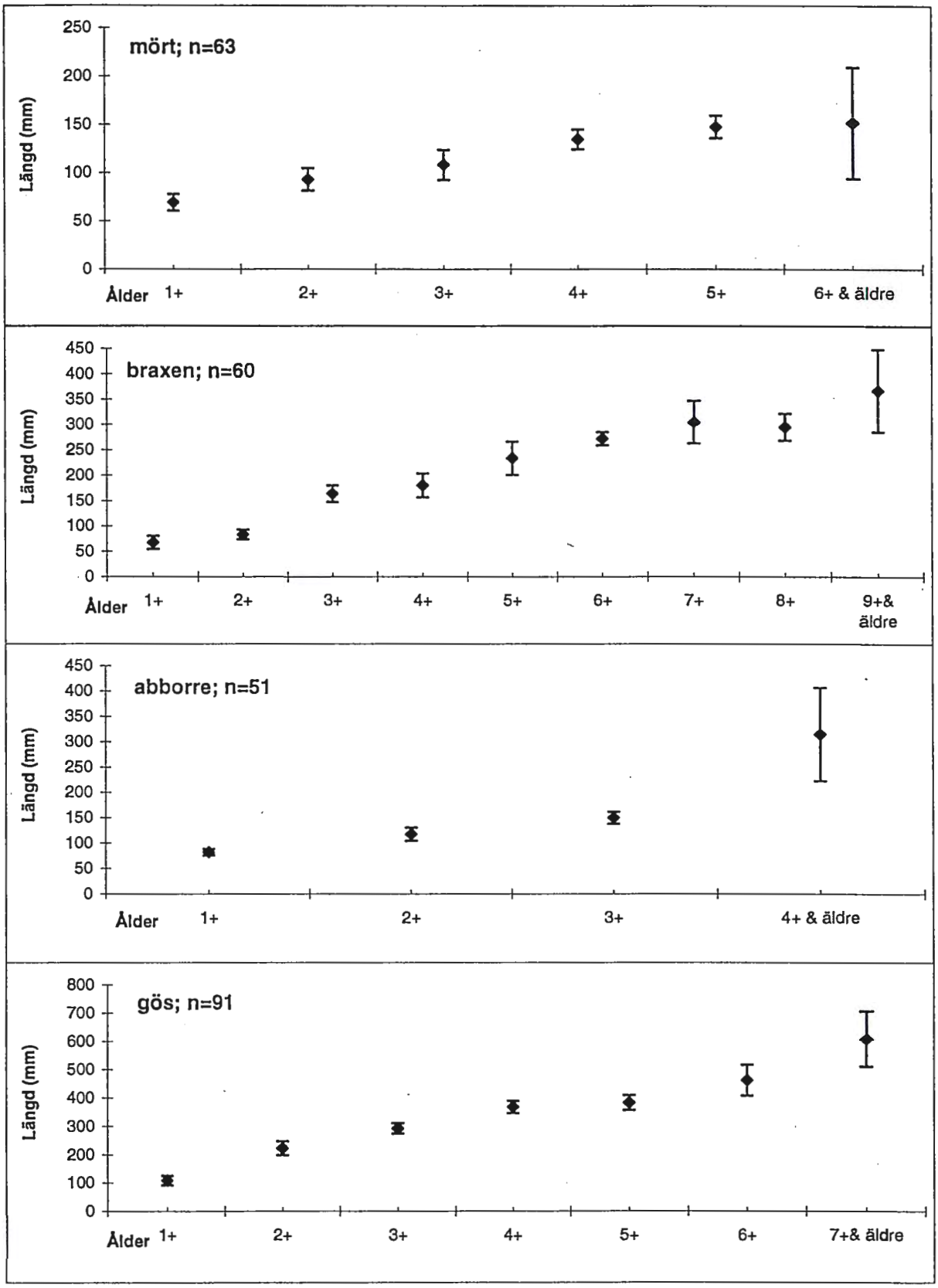
Figur 32. Rovfiskens längdfördelning (abborre, gös och gädda) i Ellenösjön i juli (30/6/4/7) och september (1/9-4/9) 1997. Antalet abborre i juli är i figuren fem gånger så högt. Fiskens ålder: 0+ = årsyngel, 1+ = drygt 1 år etc.



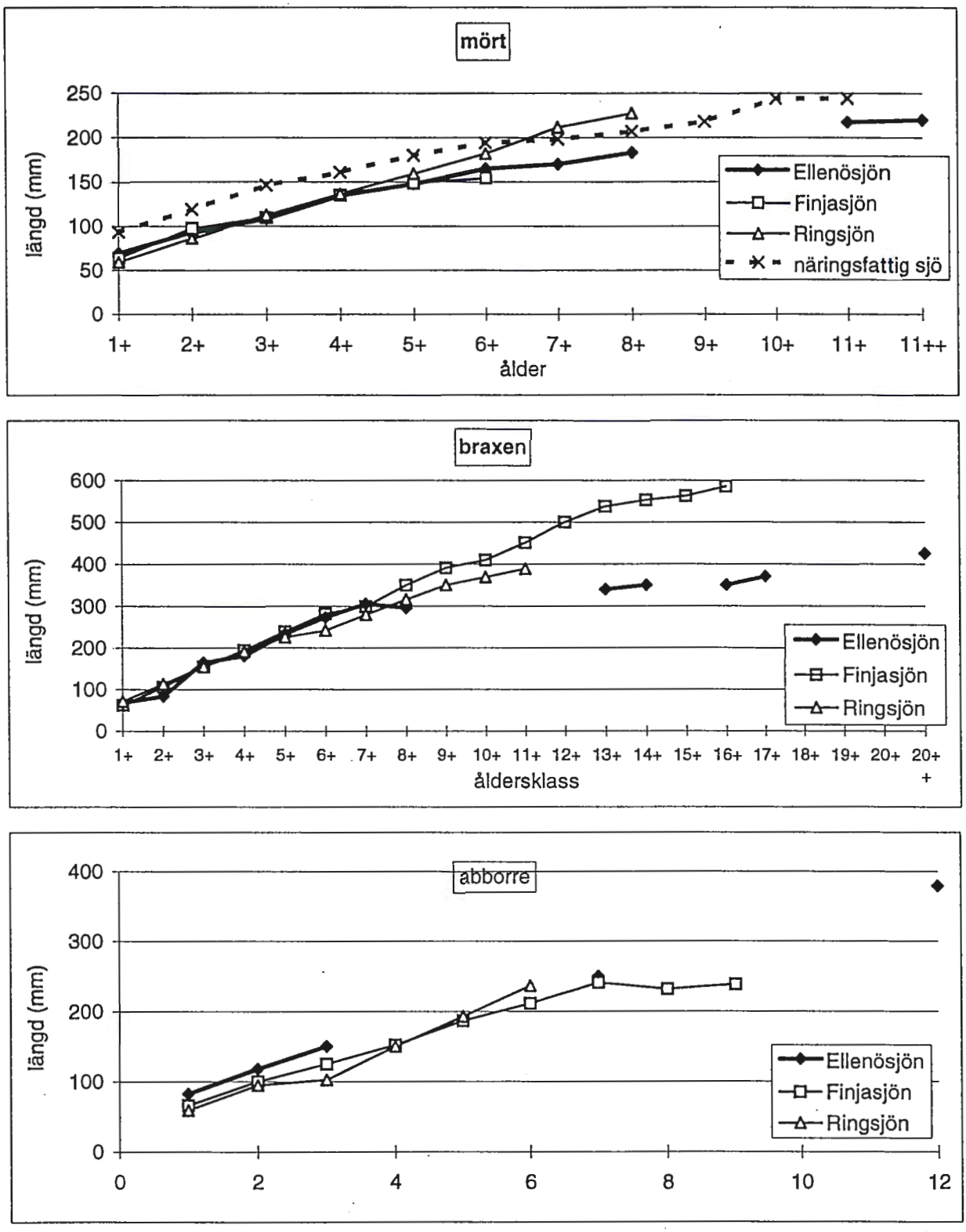
Figur 33. Bentiska fiskarters längdfördelning (björkna och gers) i Ellenösjön i juli (30/6-4/7) och september (1-4/9) 1997. Antalet gers i juli är i figuren fem gånger så högt.



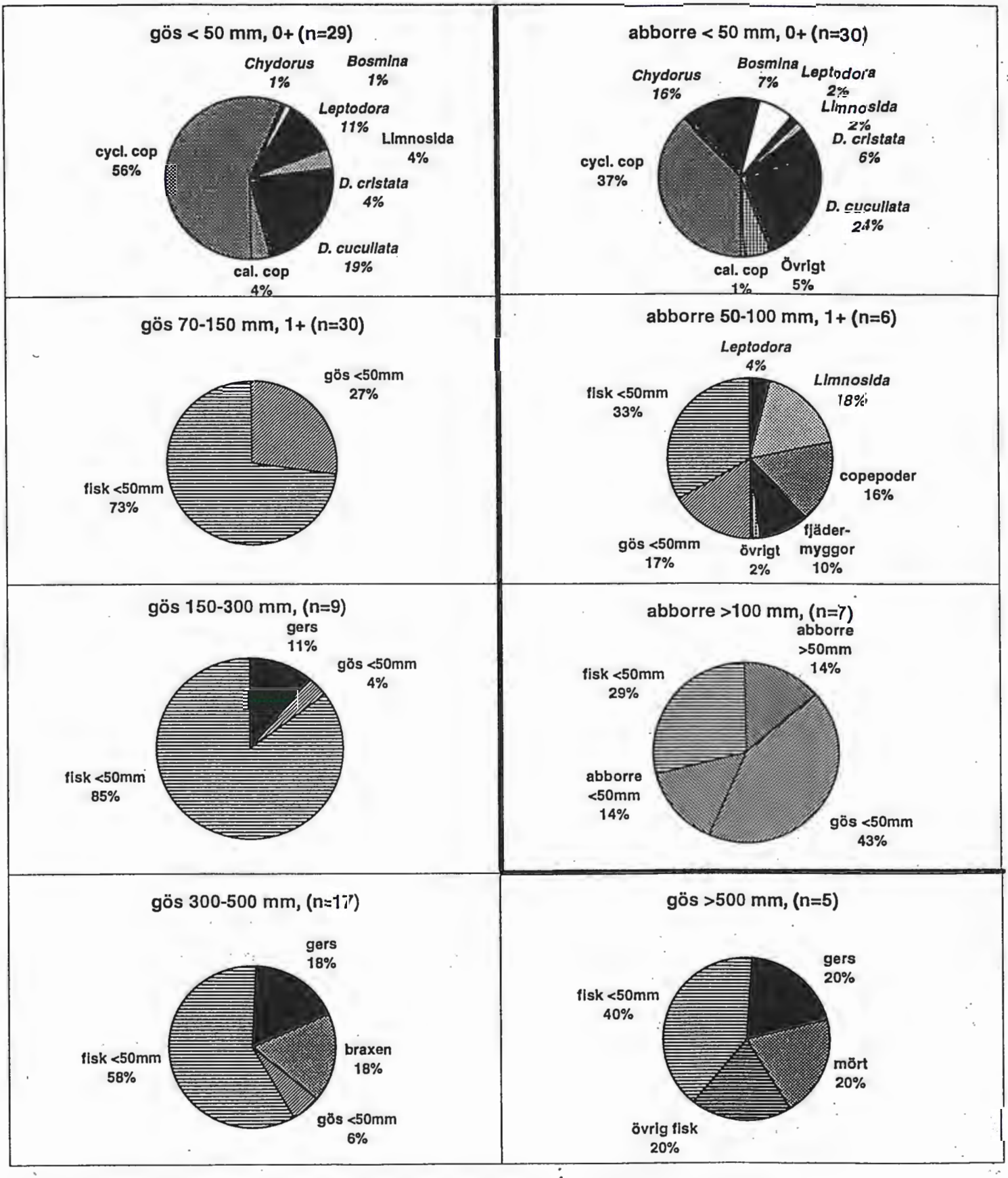
Figur 34. De pelagiska fiskarternas längdfördelning (benlöja & nors) i Ellenösjön i juli (30/6-4/7) och september (1-4/9) 1997.



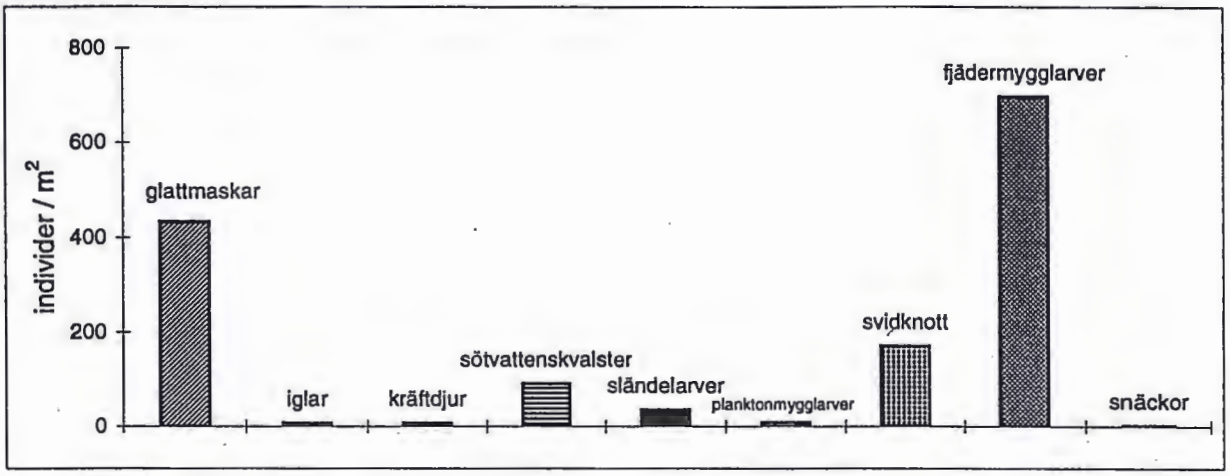
Figur 35. Medellängd (± 1 SD) vid given ålder för mört, braxen, abborre och gös i Ellenösjön (30/6-4/7 1997).



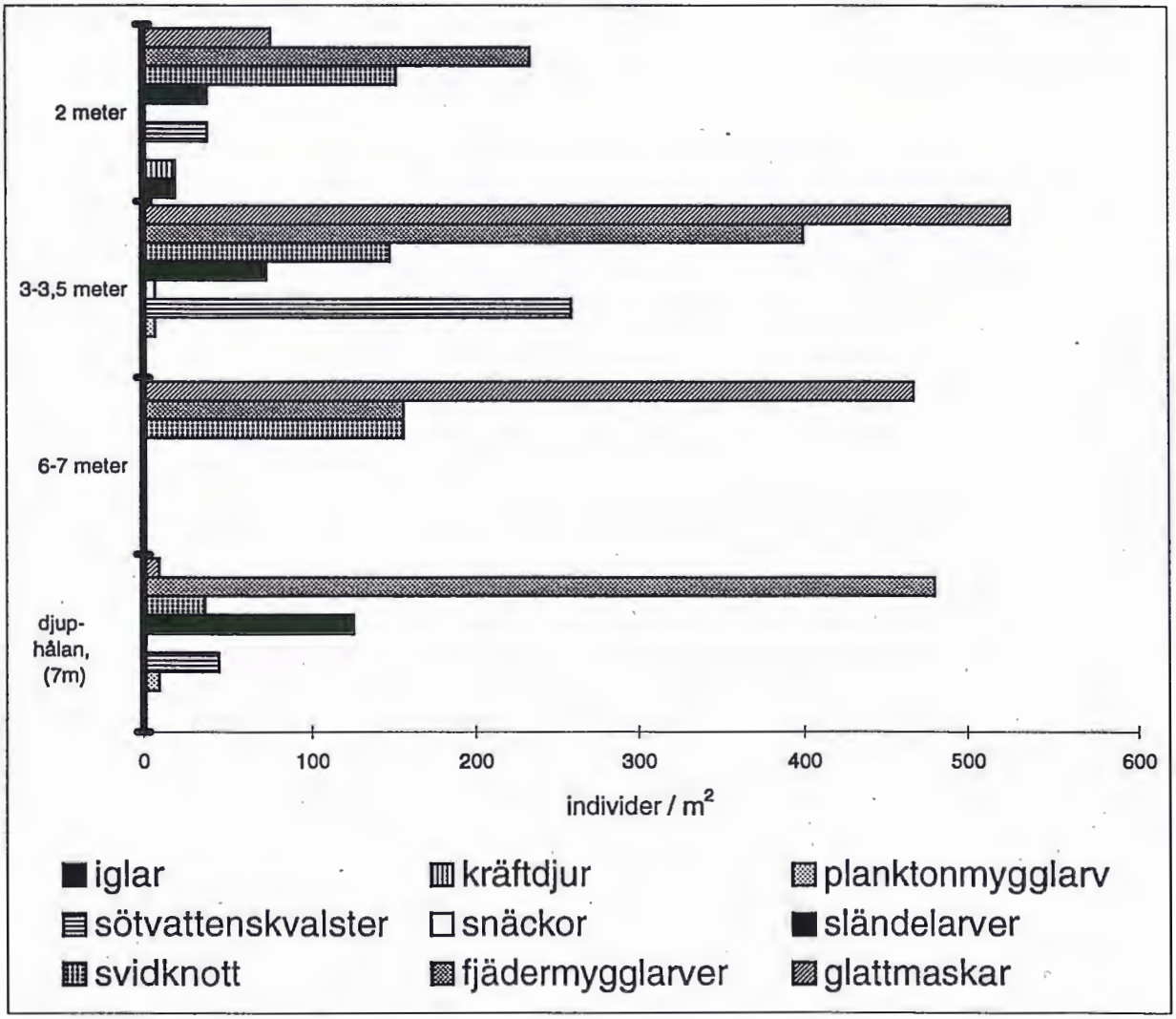
Figur 36. Åldersklassernas medellängder för mört, braxen och abborre i Ellenösjön, Finjasjön, Ringsjön och ett genomsnitt av näringsfattiga sjöar i Sverige. Finjasjöns och Ringsjöns värden är från tiden före restaureringarna (Hamrin m fl 1993).



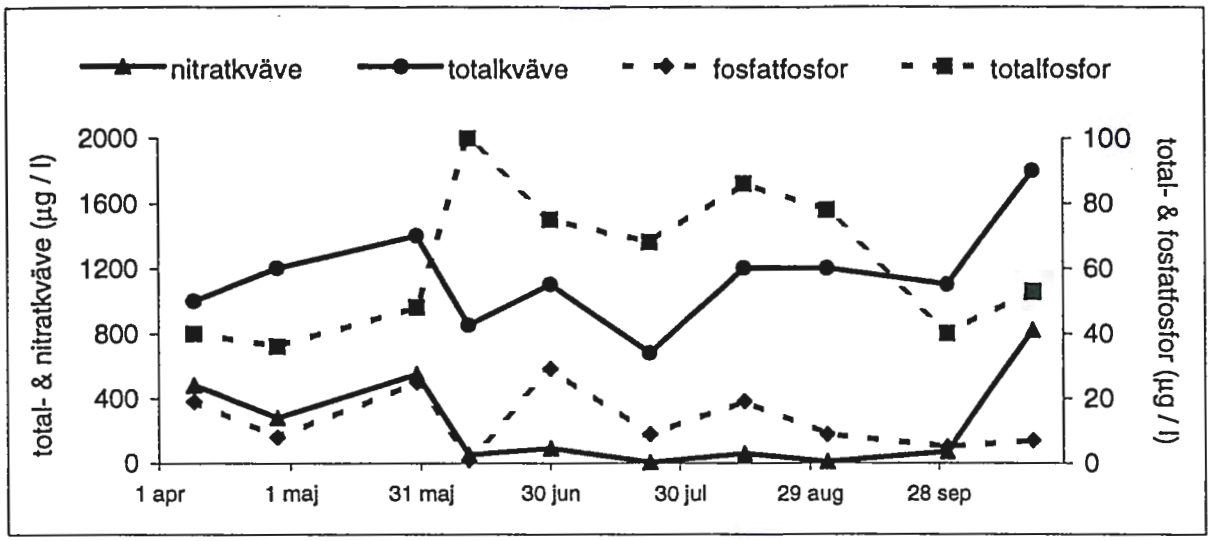
Figur 37. Födoval (%) hos gös och abborre i Ellenösjön i juli (30/6 - 4/7) 1997.



Figur 38. Bottenfaunans abundans (individer/m^2) i Ellenösjön 13-14/3 1990.
Källa: KM Lab 1990



Figur 39. Djupfördelningen av bottenfaunan i Ellenösjön 13-14/3 1990 (individer/m^2).
Källa: KM Lab 1990



Figur 40. Halter av fosfat- och totalfosfor respektive nitrat- och totalkväve i Ellenösjöns ytvatten under 1997 (KM Lab 1997b).

Tabell 1. Biomassa hos olika växtplanktongrupper i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1997 (mm^3/l)

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Cyanophyta, blågrönalger	0,036	0,009	0,991	1,357	4,564	2,311	7,977	0,602	0,096	4,319
Anabaena spp.	0,001	0,000	0,051	1,186	2,194	0,233	0,297	0,017	0,000	0,212
Aphanizomenon spp.	0,000	0,000	0,678	0,035	2,000	1,586	7,395	0,400	0,025	0,623
Cryptophyta, rekylalger	0,224	0,527	0,745	0,705	0,366	0,266	0,311	0,928	0,454	0,149
Dinophyta, pansarflagellater	0,003	0,027	0,028	0,097	0,131	0,930	0,541	0,043	0,000	0,059
Chrysophyta, guldalger	0,117	0,068	0,007	0,123	0,017	0,135	0,059	0,043	1,133	0,010
Bacillariophyta, kiselalger	0,790	0,660	1,208	1,439	0,883	0,389	0,943	1,710	0,930	0,079
Aulacosiera spp.	0,143	0,302	0,608	0,675	0,589	0,118	0,157	1,429	0,898	0,018
Euglenophyta, ögonalger	0,001	0,039	0,044	0,098	0,016	0,654	0,678	0,077	0,005	0,034
Chlorophyceae, grönalger	0,018	0,088	0,098	0,211	0,657	0,097	0,240	0,133	0,026	0,074
Conjugatophyceae, konjugater	0,000	0,026	0,061	0,731	0,107	0,523	0,521	0,342	0,001	0,158
Övriga	0,082	0,166	0,130	2,331	1,759	1,377	1,466	0,730	0,339	0,000
Summa: Växtplanktonbiomassa (mm^3/l)	1,27	1,61	3,31	7,09	8,50	6,68	12,74	4,61	2,98	4,88

Tabell 2. Populationstätheter av cladocerer och copepoder i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1997 (ind/l)

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
CLADOCERA										
Alona spp.	0,10							0,25		
Bosmina coregoni gibbera	0,40	4,00	0,60		0,10		0,25	2,00		4,00
Bosmina longirostris				0,50				0,25		
Bosmina longispina	0,10	2,00						0,50	0,50	
Ceriodaphnia quadrangula	0,10									
Chydorus sphaericus	0,30		0,40	5,75	111,92	52,00	33,60	42,75	10,25	26,67
Daphnia cristata			48,00	6,25	13,56	10,50	12,00	24,75		32,00
Daphnia cucullata	0,70	8,00	4,40	1,25	9,04	8,50	15,00	5,50	1,00	16,00
Daphnia spp., hanar								6,25	0,75	
Diaphanosoma brachyurum	0,10		0,60	0,25	1,14	1,25	1,50			13,33
Leptodora kindti	0,20	1,00	2,20	0,25	0,29	0,50				
Limnosida frontosa			0,40		0,76	0,25	0,75	0,25		
Scapholeberis mucronata			0,20							
COPEPODA; CALANOIDA										
Eudiaptomus gracilis, adulter					0,10		0,25	0,50	0,50	1,33
Eurytemora lacustris, adulter	0,10									
Copepoditer	0,20		0,20	0,25		0,50	1,50	0,75	2,25	4,00
Nauplier		1,00		2,00		0,25	2,00	1,75	1,50	9,33
COPEPODA; CYCLOPOIDA										
Adulter och copepoditer	6,10	9,00	38,40	10,50	105,46	70,00	117,33	25,75	6,75	32,00
Nauplier	40,53	30,00	99,20	36,00	107,61	114,00	112,00	7,00	2,75	46,67
Summa: Crustacéer (ind/l)	49	55	195	63	350	258	296	118	26	185

Tabell 3. 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 1997 (medelvärden ± standard-avvikelse, n=7)

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Limnocalanus macrurus	0,21±0,33	0,05±0,06	0,01±0,01	0	0	0	0	0	0	0,05±0,08
Leptodora kindti	0,03±0,05	0,19±0,16	1,26±0,28	0,29±0,15	1,03±0,69	0,92±0,38	0,14±0,13	0,40±0,26	0,09±0,15	0,16±0,15
Chaoborus spp.	0	0	0	0	0,01±0,01	0,03±0,04	0,06±0,10	0	0	0,02±0,02

Tabell 4. Biomassa hos de viktigaste crustacégrupperna i Ellenösjön och Östersjön (mm^3/l).

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Bosmina spp.	0,0114	0,078	0,0144	0,0041	0,0008	0	0,0043	0,0376	0	0,0751
Chydorus	0,003	0	0,004	0,0575	1,1192	0,52	0,336	0,4275	0,1025	0,2667
Daphnia spp.	0,017	0,0621	1,3094	0,1049	0,6168	0,6283	0,5388	0,6386	0,05	1,4628
Calanoida copepoder	0,0209	0,0005	0,0012	0,0028	0,0132	0,0092	0,0652	0,1025	0,1002	0,1353
Cyclopoida copepoder	0,1726	0,1957	0,8374	0,0921	2,5408	1,0312	1,3017	0,4612	0,171	0,4413
Övriga	0,0105	0	0,0494	0,0112	0,1219	0,0516	0,1113	0,025	0	0,5283
Summa: Crustacébiomassa (mm^3/l)	0,2354	0,3363	2,2158	0,2726	4,4127	2,2403	2,3573	1,6924	0,4237	2,9095

Tabell 5. Procentuell fördelning av crustacébiomassan i Ellenösjön och Östersjön.

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Bosmina spp.	4,8	23,2	0,6	1,5	0	0	0,2	2,2	0	2,6
Chydorus	1,3	0	0,2	21,1	25,4	23,2	14,3	25,3	24,2	9,2
Daphnia spp.	7,2	18,5	59,1	38,5	14	28	22,9	37,7	11,8	50,3
Calanoida copepoder	8,9	0,1	0,1	1	0,3	0,4	2,8	6,1	23,6	4,7
Cyclopoida copepoder	73,3	58,2	37,8	33,8	57,6	46	55,2	27,3	40,4	15,2
Övriga	4,5	0	2,2	4,1	2,8	2,3	4,7	1,5	0	18,2

Tabell 6. De vanligaste crustacéernas storlek (mm) i Ellenösjön och Östersjön 1997.

		Ellenösjön									Östersjön
		28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Bosmina spp.	Medellängd	0,456	0,346	0,460	0,287	0,293		0,403	0,360		0,419
	Stdav	0,060	0,084	0,118	0,043	0,000		0,000	0,063		0,046
	n	5	6	3	2	1		1	11		3
Chydorus sphaericus	Medellängd	0,272		0,311	0,253	0,242	0,253	0,261	0,254	0,275	0,254
	Stdav	0,007		0,026	0,037	0,026	0,040	0,033	0,040	0,041	0,035
	n	3		2	19	20	20	21	35	23	20
Daphnia cristata	Medellängd			0,712	0,604	0,714	0,851	0,813	0,678		0,826
	Stdav			0,142	0,173	0,125	0,145	0,072	0,121		0,137
	n			23	12	22	21	20	25		23
Daphnia cucullata	Medellängd	0,744	0,527	1,061	0,602	0,821	0,782	0,601	0,653	0,875	0,729
	Stdav	0,173	0,057	0,224	0,145	0,263	0,228	0,139	0,214	0,192	0,268
	n	7	6	12	3	21	20	20	12	4	11
Diaphanosoma brachyurum	Medellängd	0,390		0,760	0,744	0,667	0,632	0,651			0,695
	Stdav	0,000		0,109	0,000	0,105	0,096	0,078			0,121
	n	1		3	1	12	5	6			10
Cyclopoida,	Medellängd	0,721	0,676	0,622	0,455	0,703	0,562	0,521	0,638	0,708	0,550
adulter + copepoditer	Stdav	0,154	0,119	0,241	0,093	0,166	0,173	0,128	0,137	0,191	0,167
	n	35	9	21	24	20	27	44	32	23	24
Cyclopoida, nauplier	Medellängd	0,211	0,200	0,179	0,197	0,154	0,161	0,177	0,220	0,207	0,144
	Stdav	0,052	0,063	0,057	0,066	0,046	0,053	0,049	0,051	0,077	0,033
	n	38	36	52	33	20	43	41	17	11	24

Tabell 7. Populationstätheter av rotatorier (ind/l) i Ellenösjöns och Östersjöns ytvatten 1997.

	Ellenösjön									Östersjön
	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
ROTATORIA										
Anureopsis fissa			4,3	96,0	273,3	450,7	277,3		2,7	125,3
Ascomorpha ecaudis						2,7		5,3		
Ascomorpha ovalis					4,3	1,0				5,3
Asplanchna priodonta	1,1	14,0	2,1		2,2	1,0				
Brachionus sp.				58,7	226,0	48,0	37,3			32,0
Collotheca mutabilis								5,3	2,7	2,7
Collotheca sp. (liten)		1,0	2,1	16,0	172,2	178,7	125,3			
Collotheca sp. (stor)							2,7			
Conochilus unicornis		64,0	475,7	66,7	191,6		5,3	2,7	2,7	2,7
Filinia longiseta		6,4	2,1		4,3					
Gastropus stylifer	1,1		4,3							
Kellicottia longispina	3,2	38,4	44,8	21,3	8,6	26,7		8,0	5,3	
Keratella cochlearis	3,2	115,2	57,6	98,7	23,7	29,3	64,0	605,3	296,0	152,0
Keratella cochlearis tecta	3,2		296,5	5400,0	480,0	301,3	656,0	170,7	16,0	40,0
Keratella quadrata	2,1									
Ploesoma hudsoni		1,0								
Polyarthra major	1,1		2,1		8,6			29,3	2,7	18,7
Polyarthra remata			4,3			1,0	18,7			2,7
Polyarthra vulgaris	18,1	44,8	38,4	2,7	19,4	24,0	8,0	50,7	26,7	24,0
Synchaeta sp. (stor art)	37,3	12,8						26,7	18,7	
Synchaeta sp. (liten art)	1008,0	147,2	179,2	48,0	208,8	842,7	800,0	1426,7	58,7	29,3
Testudinella sp.								2,7		
Trichocerca birostris									8,0	
Trichocerca capucina										2,7
Trichocerca cylindrica				5,3	193,7	5,3	80,0	10,7		120,0
Trichocerca pusilla	2,1	6,4	38,4	701,3	217,4	170,7	208,0	208,0	10,7	5,3
Trichocerca sp.			2,1					2,7	10,7	2,7
Summa: Rotatorier (ind/l)	1081	451	1154	6515	2034	2083	2283	2555	461	565

Tabell 8. Biomassa hos rotatorier (mm^3/l) i Ellenösjön och Östersjön 1997.

	Ellenösjön									Östersjön
ROTATORIA	28-apr	26-maj	11-jun	30-jun	23-jul	14-aug	02-sep	30-sep	20-okt	19-aug
Anureopsis fissa			0,00021	0,0048	0,01367	0,02253	0,01067		0,00013	0,0062667
Ascomorpha ecaudis						0,0008		0,0016		
Ascomorpha ovalis					0,00129	0,0003				0,0016
Asplanchna priodonta	0,032	0,42	0,064		0,06457	0,03				
Brachionus sp.				0,0176	0,0678	0,0144	0,0112			0,0096
Collotheca mutabilis								0,00133	0,00067	0,0006667
Collotheca sp. (liten)		0,00025	0,00053	0,004	0,04305	0,04467	0,03133			
Collotheca sp. (stor)							0,00107			
Conochilus unicornis		0,0256	0,19029	0,02667	0,07662		0,00213	0,00107	0,00107	0,0010667
Filinia longiseta		0,00192	0,00064		0,00129					
Gastropus stylifer	0,00043		0,00171							
Kellicottia longispina	0,00032	0,00384	0,00448	0,00213	0,00086	0,00267		0,0008	0,00053	
Keratella cochlearis	0,00032	0,01152	0,00576	0,00987	0,00237	0,00293	0,0064	0,06053	0,0296	0,0152
Keratella cochlearis tecta	0,00016		0,01483	0,27	0,024	0,01507	0,0328	0,00853	0,0008	0,002
Keratella quadrata	0,00021									
Ploesoma hudsoni		0,005								
Polyarthra major	0,00107		0,00213		0,00861			0,02933	0,00267	0,0186667
Polyarthra remata			0,00213			0,0005	0,00933			0,0013333
Polyarthra vulgaris	0,00997	0,02464	0,02112	0,00147	0,01065	0,0132	0,0044	0,02787	0,01467	0,0132
Synchaeta sp. (stor art)	0,03733	0,0128						0,02667	0,01867	
Synchaeta sp. (liten art)	0,2016	0,02944	0,03584	0,0096	0,04175	0,16853	0,16	0,28533	0,01173	0,0058667
Testudinella sp.								0,00133		
Trichocerca birostris									0,0008	
Trichocerca capucina										0,0013333
Trichocerca cylindrica				0,00427	0,15496	0,00427	0,064	0,00853		0,096
Trichocerca pusilla	0,00011	0,00032	0,00192	0,03507	0,01087	0,00853	0,0104	0,0104	0,00053	0,0002667
Trichocerca sp.			0,00011					0,00013	0,00053	0,0001333
Summa: Rotatoriebiomassa (mm3/l)	0,284	0,535	0,346	0,385	0,522	0,328	0,347	0,463	0,082	0,173

Tabell 9. Alla arter funna vid den kvantitativa transektmetoden, redovisade under respektive lokal och djupintervall. Beräknade biomassa (g/m^2) ± SD för respektive transekt och art. Samtliga siffror baseras på massan av de arter som hittades på varje transekts fem punkter (n = 5). På flera lokaler saknades undervattensvegatation helt på vissa djupintervall. Dessa redovisas därför inte. Medeltätheten för alla transekter och alla arter tillsammans var 0,17 ± 0,32 g/m^2, baserat på varje transekts medeltäthet av samtliga arter (n = 135).

Lokal 1			**Lokal 2**		
Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD	Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD
40	Nålsäv	0,668 ± 1,493	10	Nålsäv	0,017 ± 0,038
Lokal 3				Strandpryl	0,987 ± 2,208
Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD			
10	Nålsäv	0,331 ± 0,740	40	Trubbnate *	10,760 ± 24,061
				Gräsnate	5,984 ± 8,422
40	Nålsäv	0,772 ± 0,794			
Lokal 5			70	Ålnate	6,400 ± 6,953
Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD	**Lokal 4**		
10	Nålsäv	0,167 ± 0,373	Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD
	Löktåg	0,286 ± 0,639	10	Nålsäv	0,190 ± 0,297
				Löktåg	0,399 ± 0,892
40	Nålsäv	4,949 ± 5,869	**Lokal 6**		
Lokal 7			Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD
Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD	10	Strandpryl	13,454 ± 30,084
10	Nålsäv	0,057 ± 0,127			
	Länke	0,006 ± 0,013	70	Ålnate	5,107 ± 11,420
	Korsslamkrypa	0,009 ± 0,019	**Lokal 8**		
			Djup (cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD
40	Trubbnate	0,119 ± 0,266	10	Nålsäv	0,719 ± 0,674
				Länke	0,051 ± 0,055
70	Hårslinga	1,358 ± 3,037		Korsslamkrypa	0,557 ± 0,944
Lokal 9				Tretalig slamkrypa	0,017 ± 0,038
Djup(cm)	Art	Biomassa (g/m^2) ± SD		Vägtåg	0,082 ± 0,183
10	Nålsäv	2,713 ± 3,375		Löktåg	0,973 ± 1,850
	Löktåg	0,818 ± 1,758		Ävjebrodd	0,108 ± 0,240
40	Krusnate	0,062 ± 0,139	40	Nålsäv	0,048 ± 0,108
				Korsslamkrypa	0,068 ± 0,152
70	Krusnate	0,402 ± 0,898			

* Troligtvis hybrid med gropnate (*Potamogeton berchtoldii*).

Bilaga 1. Formler för beräkning av vattenytans snedställning.

$dh/dx = \tau_a / (g * \rho_V * H)$

$\tau_a = C_D * \rho_L * W^2$

$\Delta h = L * (\tau_a / g * \rho_V * H)$

Parametrarnas innebörd:

dh/dx Förändring av höjden (snedställning av vattenytan per förändring i längdenhet.

Δh Totala lutningen av ytan i förhållande till horisontalen.

τ_a Vindstress (kraft/ytenhet) som är beroende av vindstyrkan, luftmassans skiktning och vattenytans hydrodynamiska råhet.

C_D Släpkraftskoefficient som är beroende av vindkraften, luftskiktning, våghöjd och sjöstorlek. C_D blir större ju högre vindhastigheten blir. Vattenytan blir då "grövre", vågor börjar bildas och ger vinden bättre förutsättningar att "få tag" i vattenmassan. Eftersom C_D värdet är beroende av vinden gäller:
$C_D = 1.2*10^{-3}$ vindhast. < 11 m/s
$C_D = 1.465*10^{-3}$ vindhast. över 11 m/s
$C_D = 1.75*10^{-3}$ vindhast. 20 m/s
Värdena gäller vid stabil luftskiktning.

ρ_L Luftens densitet vid stabil skiktning, 20°C och 760 mm Hg (1.2 kg/m³)

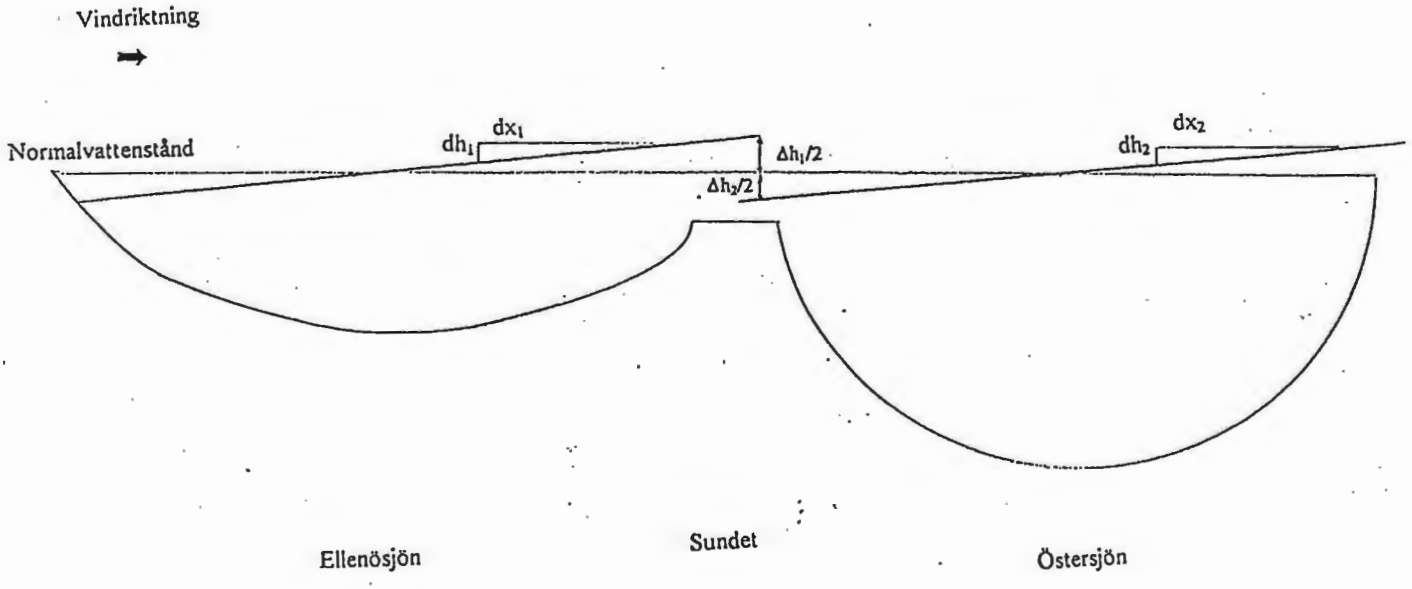
W Vindhastighet i 10 meters höjd.

g Gravitationskraften (9.81 m/s²)

ρ_V Vattnets densitet vid 4°C (1000 kg/m³)

H Medeldjupet

L Sjöns längd



Bilaga 2a. Beskrivning av transekternas lokaler.

Fet stil i tabellerna betecknar att vid denna punkt påträffades undervattensvegetation. Transekternas dragning finns även redovisade i bilaga 4.

Lokal 1;
Transekterna utgår från det lilla tillflödet och sträcker sig 50 meter mot väster.

Djup(cm)	Punkter
10	2, 7, 12, 21, 41
40	17, 23, 32, 36, 41
70	8, 16, 18, 23, 30

- Djupintervallet 10 cm var till stor del täckt av starrvegetation vars rotfilm och utskuggning medförde att ingen undervattensvegetation existerade.
- På 20-50 cm djup fanns undervattensvegetation som till exempel kransalger (*Nitella* sp.) och nålsäv (*E. acicularis*).
- Bottensubstratet var finpartikulärt och mjukt.

Lokal 2;
Transekterna utgår från det lilla tillflödet och sträcker sig 50 meter mot väster.

Djup(cm)	Punkter
10	1, 12, 32, 46, 48
40	23, 28, 32, 34, 38
70	11, 19, 24, 38, 39

- Från ca 30 till 80 cm fanns ett ca 3×6 m stort blandbestånd av gräs-, grop- och trubbnate (*Potamogeton gramineus, P. berchtoldii* och *P. obtusiofolius*) och troligtvis även hybrider mellan dessa arter.
- På ungefär samma djup växte glest med ålnate (*P. perfoliatus*) längs hela sträckan
- Här uppmättes det största djupet för undervattensvegetation, 95 cm (ålnate).
- Hela lokalen hade en relativt fast varierad botten dominerat av mindre stenar och grus.

Lokal 3;
Transekterna börjar 3 m öster om staket och sträcker sig 50 m mot öster.

Djup(cm)	Punkter
10	15, 19, 20, 23, 24
40	9, 26, 29, 30, 36
70	1, 13, 14, 33, 49

- Lokalen låg i anslutning till en betad strandäng.
- På 40 cm djup fanns ett mycket glest bestånd av ålnate (*P. perfoliatus*).
- Gula näckrosor (*Nuphar lutea*) och vattenpilört (*Polygonum amphibium*) dominerade på 70 cm och djupare.
- Bottensubstratet var fint och varierade i fasthet.

Bilaga 2b. Beskrivning av transekternas lokaler.

Lokal 4;
Transekterna sträcker sig från den större sand och grus strandens mitt och 50 m mot öster.

Djup(cm)	Punkter
10	6, 15, 21, 41, 43
40	1, 21, 22, 38, 44
70	6, 15, 19, 23, 29

- Lokalen var betespåverkad.
- På 40 cm djup började ett stort bestånd av vattenpilört (*P. amphibium*) och gäddnate (*P. natans*) vilket sträckte sig till djup större än 70 cm. I de grundare delarna av detta bälte fanns ett fåtal individer av ålnate (*P. perfoliatus*).
- Botten var på grunt vatten fast och grov och bestod av sten och grus. På djupare vatten var den finpartikulär och mjukare .

Lokal 5;
Transekten börjar 4 m sydost om uddens yttersta kant och sträcker sig 50 m mot sydost.

Djup(cm)	Punkter
10	8, 14, 24, 35, 42
40	10, 34, 38, 42, 43
70	5, 6, 16, 23, 33

- Hårslinga (*Myriophyllum alterniflorum*) växte som enstaka ruggar i den första delen av lokalen på djup runt 50 cm med ett maximalt djup på 63 cm.
- Hela lokalens bottensubstratet var finpartikulärt.

Lokal 6;
Transekten börjar 15 m söder om badstranden och sträcker sig 50 m mot norr.

Djup(cm)	Punkter
10	11, 15, 22, 26, 31
40	4, 13, 20, 25, 42
70	17, 28, 35, 37, 42

- Några av punkterna på 10 cm var täckta av starr (*Carex* sp.).
- Den sista delen av samtliga transekter var täckta av bladvass (*Phragmites australis*).
- Lokalens 20 meter var stenig, men fullt etablerbara för t.ex. hårslinga (*M. alterniflorum*). Resterande sträckas bottensubstrat var finare och bestod till största delen av sand och grus. Den är troligtvis tidigare rensad från sten på grund av badplatsen.

Lokal 7;
Transekterna börjar 5 m från yttersta vassruggen och sträcker sig 50 m mot nordost.

Djup(cm)	Punkter
10	8, 9, 11, 21, 36
40	12, 16, 21, 27, 45
70	7, 14, 16, 26, 36

- Lokalen är påverkad av kreatur, framförallt i form av tramp.
- På 10-40 cm djup växte flera småväxta undervattensarter. Förutom de av transektmetoden registrerade arterna (tabell 1) fanns det kransalger (*Nitella* sp.) och löktåg (*Juncus bulbosus*).

Bilaga 2c. Beskrivning av transekternas lokaler.

- På 70 cm fanns det relativt gott om hårslinga (*M. alterniflorum*) även om transektmetoden registrerade en mycket låg täthet.
- Bestånden av hårslinga tätnade ut mot vikens mitt.
- De grundare delarnas botten var mycket dyig medan botten på djup större än 40 cm var fast och bestod av sand.

Lokal 8;

Transekterna är dragna längs vikens västra sida och börjar vid den västra uddens spets och går nordost 50 m in i viken.

Djup(cm)	Punkter
10	7, 28, 42, 45, 46
40	5, 22, 23, 28, 44
70	8, 19, 26, 34, 37

- Utbredningen av nålsäv (*E. acicularis*) var omfattande mellan 10 och 40 cm intervallen.
- Hårslinga (*M. alterniflorum*) och krusnate (*P. crispus*) var relativt frekventa och maximala djuputbredningen var 85 respektive 65 cm.
- Ett fåtal exemplar av trubbnate (*P. obtusifolius*) påträffades.
- Bottensubstratet var finpartikulärt.

Lokal 9;

Transekterna sträckte sig från uddens spets 50 m mot väster.

Djup(cm)	Punkter
10	2, 19, 28, 33, 34
40	18, 23, 26, 33, 49
70	8, 10, 25, 41, 43

- Trubbnate (*P. obtusifolius*), vattenpest (*Elodea canadensis*) och hårslinga (*M. alterniflorum*) växte som enstaka individer.
- Krusnate (*P. crispus*) noterades på 70 cm djup vilket var det största uppmätta för denna art.
- Bottensubstratet var finpartikulärt.

Bilaga 3. Sjödata för Ellenösjön och Östersjön vid hög-, normal- och lågvattenstånd samt sommaren 1997.

Ellenösjön

Nivå m.ö.h.	Volym m^3	Yta m^2	medeldj. m	maxdj. m
66.8 NWS	8647500	2927273	2.95	8.50
66.88 sommar '97	6082220	2650000	2.30	7.58
69.00 HHW '51	15702000	3640000	4.31	10.70
65.80 LLW	5872500	2620000	2.24	7.50

HHW: högsta högvattenstånd
LLW: lägsta lågvattenstånd
NWS: normalvattenstånd

Ellenösjön

Avrinningsområdets yta: 457 km^2

Avrinning punkt 8: 7.65 m^3/s

Omsättningstid: 13.08 dagar vid normalvattenstånd

Östersjön

Nivå m.ö.h.	Volym m^3	Yta m^2	medeldj M	maxdj. m
66.8 NWS	* 15000000	1590000	9.43	* 29.00
66.88 sommar '97	13577540	1510000	8.99	28.08
69.00 HHW '51	18707000	1780000	10.51	31.20
65.80 LLW	13455000	1500000	8.97	28.00

HHW: högsta högvattenstånd
LLW: lägsta lågvattenstånd
NWS: normalvattenstånd
* : värdena från Dahlbäck 1991

Östersjön

Avrinningsområdets yta: 27 km^2

Avrinning Östersjön: 0.4 m^3/s

Omsättningstid: 14.3 månader vid normalvattenstånd

Bilaga 4. Artlista

Alla arter funna vid den kvalitativa undersökningen av Ellenösjöns vattenvegetation

Övervattensväxter

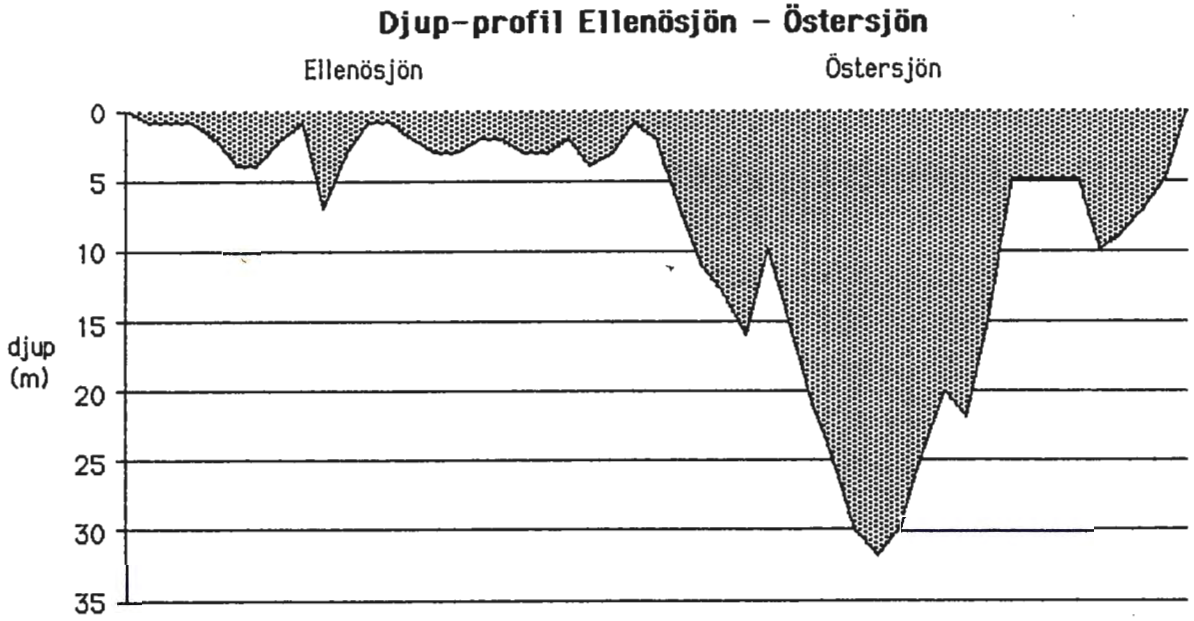
Sjöfräken - *Equisetum fluviatile*
Fackelblomster - *Lythrum salicaria*
Videört - *Lysimachia vulgaris*
Topplösa - *L. thyrsiflora*
Vattenklöver - *Menyanthes trifoliata*
Strandklo - *Lycopus europaeus*
Vattenmynta - *Mentha aquatica*
Svalting - *Alisma plantago-aquatica*
Blomvass - *Butomus umbellatus*
Jättegröe - *Glyceria maxima*
Mannagräs - *Glyceria fluitans*
Bladvass - *Phragmites australis*
Stor igelknopp - *Sparganium erectum*
Säv - *Schoenoplectus lacustris*
Knappsäv - *Eleocharis palustris*
Agnsäv - *E. uniglumis*
Blåsstarr - *Carex vesicaria*
Flaskstarr - *C. rostrata*
Vass-starr - *C. acuta*

Flytbladsväxter

Vattenpilört - *Polygonum amphibium*
Vit näckros - *Nymphaea alba*
Gul näckros - *Nuphar lutea*
Vattenblink - *Hottonia palustris*
Liten andmat - *Lemna minor*
Gäddnate - *Potamogeton natans*

Undervattensväxter

Kransalg - *Nitella* sp.
Korsslamkrypa - *Elatine hydropiper*
Tretalig slamkrypa - *E. triandra*
Rödlånke - *Peplis portula*
Hårslinga - *Myriophyllum alterniflorum*
Lånke - *Callitriche* sp.
Ävjebrodd - *Limosella aquatica*
Strandpryl - *Litorella uniflora*
Vattenpest - *Elodea canadensis*
Ålnate - *Potamogeton perfoliatus*
Gräsnate - *P. gramineus*
Gropnate - *P. berchtoldii*
Trubbnate - *P. obtusifolius*
Krusnate - *P. crispus*
Löktåg - *Juncus bulbosus*
Vägtåg - *J. bufonius*
Nålsäv - *Eleocharis acicularis*


Djup-profil Ellenösjön – Östersjön
Ellenösjön
Östersjön
djup (m)
0
5
10
15
20
25
30
35