



Nr 2 1992

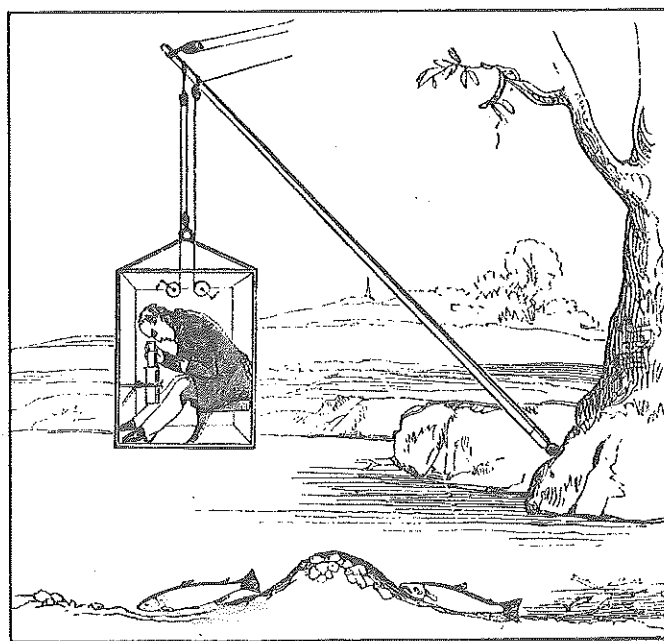
LÄNSSTYRELSEN JÖNKÖPING

Fiskeriväsendet

92 07. 14

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



BJÖRN TENGELIN

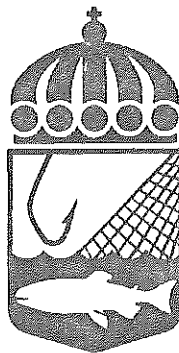
Faren - en anonym cyprinid

TOROLF LINDSTRÖM

Zooplankton på Fulufjället 1976-91

**INGEMAR NÄSLUND
JAN HENRICSON
TORLEIF ANDERSSON
LARS HANELL**

**Tillväxt- och könsmognadsmönster
i odling för sex stammar av öring**



FISKERIVERKET
National Board of
Fisheries

Redaktion:

Redaktör: Per Nyberg
Monica Bergman (manus, layout)
Eva Sers (manus, prenumeration)
Serien utkommer med 4 nr/år
Lös nr 100 kr (inkl porto+moms)
Prenumeration 325kr/år (inkl porto+moms)

Adress:

Sötvattenslaboratoriet
Institute of Freshwater Research
S-178 93 Drottningholm

Telefon 08-759 00 40
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007

FAREN - EN ANONYM CYPRINID

Björn Tengelin

Östergötlands Läns Hushållningssällskap, Box 275, 581 02 LINKÖPING

SAMMANFATTNING

På Skandinaviska halvön förekommer faren endast med säkerhet i vattensystem tillhörande Väner, Mälaren, Hjälmaren och Helgeån. Lokalt förekommer här faren rikligt. Från ett flertal lokaler i dessa vatten har material insamlats med hjälp av olika provfiskemetoder.

Faren är en pelagiskt levande fisk som undviker ytan och ofta tilltar i antal med ökande djup inom epilimnion. Varma, grunda och näringsrika områden föredras.

Leken sker på översvåmningsområden vid ca 9 grader vattentemperatur. Om vårflod och högvatten uteblir misslyckas eller försämras lekresultatet. Hanarna utvecklar lekfläckar på bakkroppen.

Faren är en zooplanktonspecialist med begränsad konkurrens från andra arter i de miljöer där den förekommer rikligast. Som vuxen undviker den predation genom val av uppehållsplatser och hög, blank kroppsform.

Provfiskeundersökningar med åldersanalyser visar att faren på alla undersökta lokaler utom en tycks ha en god tillväxt men låg rekrytering. Vid ca sju års ålder planar tillväxten ut vid omkring 40 cm längd. I Väringen, den sjö varifrån mest material finns insamlat, är könkvoten förskjutet på så vis att hanarna dominerar i yngre stadier men honornas andel ökar med stigande ålder. Äldre honor är signifikant längre än hanar av samma ålder. Under sommaren har hanarna något högre konditionsfaktor. Tillväxten är positivt korrelerad till total-fosforhalten.

Faren kräver höga vattentemperaturer sommartid, högt vårvattenstånd samt ett mycket näringsrikt vatten med riklig djurplanktonfauna. Den bör inte betraktas som en värmerelikt utan snarare som en art anpassad till typiskt inlandsklimat.

INLEDNING

Faren (*Abramis ballerus* L.) hör till en av Sveriges ovanligaste fiskar. Till skillnad från dess närmaste svenska släkting braxen (*A. brama*), vilken förekommer i hela södra och mellersta Sverige samt längs Norrlands kustland, påträffas faren sporadiskt bara i de största vattensystemen i mellansverige. Här för den en anonym tillvaro utom på vissa ställen där den kan förekomma i massförekomst.

Farens begränsade utbredning, dess relativa småvuxenhet tillsammans med dess snarlikhet med närbesläktade arter, har gjort att ingen har fattat något större intresse för arten. På vissa håll i Sverige har faren dock tidvis utgjort ett bekymmer då dess under stundom rikliga förekomst har försvårat yrkesfisket, framför allt efter gös.

Under den senare delen av 1800-talet skrevs flera stora verk om fiskar i Skandinavien. Uppgifterna omkring faren är även i dessa knapphändiga och en uttalad namnförbistring råder inledningsvis. Lilljeborg (1891) nämner att "...både Artedi och Linné varit i villfarelse rörande den rätta uppfattningen af denna art, då den hos den förre förekommer i dubbel och hos den senare i tredubbel användning." Lilljeborg är den enda författaren som med säkerhet själv har samlat in, och sett ett flertal faren

(Malm, 1877). Smitt (1895) hänvisar till museiexemplar och har hämtat storleksuppgifter från Lilljeborg, liksom Stuxberg (1894), vilken dessutom kallar faren för vimma.

Syftet med studierna kring faren har främst varit att sprida ytterligare ljus kring dess biologi, främst i svenska vatten. Provfisken har skett i ett antal sjöar, varifrån materialet bland annat åldersbestämts. Detta har bringat ljus över populationsdynamiken. Provfiskena genomförda vid leden har bidragit med kunskap om reproduktionsstrategin. Även farens utbredning och förekomst i Sverige och världen har studerats. Studier har också bedrivits kring farens miljökrav. Vunna erfarenheter från undersökningar i Sverige jämförs i denna rapport med äldre uppgifter, samt beskrivningar från studier i andra länder, företrädesvis i öststaterna.

Ytterligare information om faren har också ett naturvårdsintresse. Faren kan med rätta betecknas som ovanlig i Skandinavien, även om den lokalt kan förekomma rikligt. När man 1988 klassificerade fiskarna och rundmunnarna för att ge dem samma status som övriga hotade djurarter bedömdes faren till kategori 3, Sällsynta.

METODIK

Material har samlats in från sjöar med faren med hjälp av provfiske. Vid fiskena har använts biologisk speciallänk (Tengelin, 1981), översikttnät och översiktsskötar (Filipsson, 1972) samt diverse olika standardnät.

Fångstbearbetningen har i möjligaste mån gjorts enligt Sötvattenslaboratoriets rekommendationer (op.cit.). Fångsten, eller ett urval, har mätts (totallängd), vägts på elektronisk brevvåg (individ) eller på hushålls-

våg (sammanlagda vikter). Individerna har könsbestämts och fjällprov, tagna på kroppssidans bakre del, har samlats in för åldersbestämning. Åldersproven har analyserats från plastavtryck eller direkt från fjällen i mikroskop, med mikrofilmläsare eller med dentalröntgenfilmläsare.

Vid insamlandet av material för studier av yngelbiologi användes rotenon och sprängämnen i små doser, samt elektricitet. Vid leken användes nät, gäddryssjor, mjärdar och avstängningsnät. Vid studier över farens uppehållsplats i vattenvolymen användes nät, ekolod och sprängämnen. Visst material har hämtats djupfryst hos yrkesfiskare och bearbetats senare.

Akvarieförsök har gjorts med yngel uppfödda från artificiellt befruktad rom från faren och mört insamlade vid leken.

Två datasökningar har också gjorts. Den första i april 1982 i Biosis vilken gick till-

baks till 1969, den andra gjordes i december 1990. I Biosis söktes då för perioden 1985-90 och i ASFA 1982-90. Sökorden har varit *Abramis ballerus*, var för sig och tillsammans, zope och blue bream. 1982 framkom 79 referenser, mestadels ryska, och 1990 sammanlagt och med vissa dubletter 40 stycken.

Viss brevväxling med ichthyologer i öststaterna kompletterar också materialet.

Provfisken och materialinsamling har skett i:

- * Väringen, Närke, Arbogaåns vattensystem
- * Mälaren
- * Osbysjön och Skeingesjön, Skåne, Helgeåns vattensystem
- * Väneren, endast insamling från yrkesfiskefångster.

RESULTAT

Artkaraktistika

Yttre karaktärer

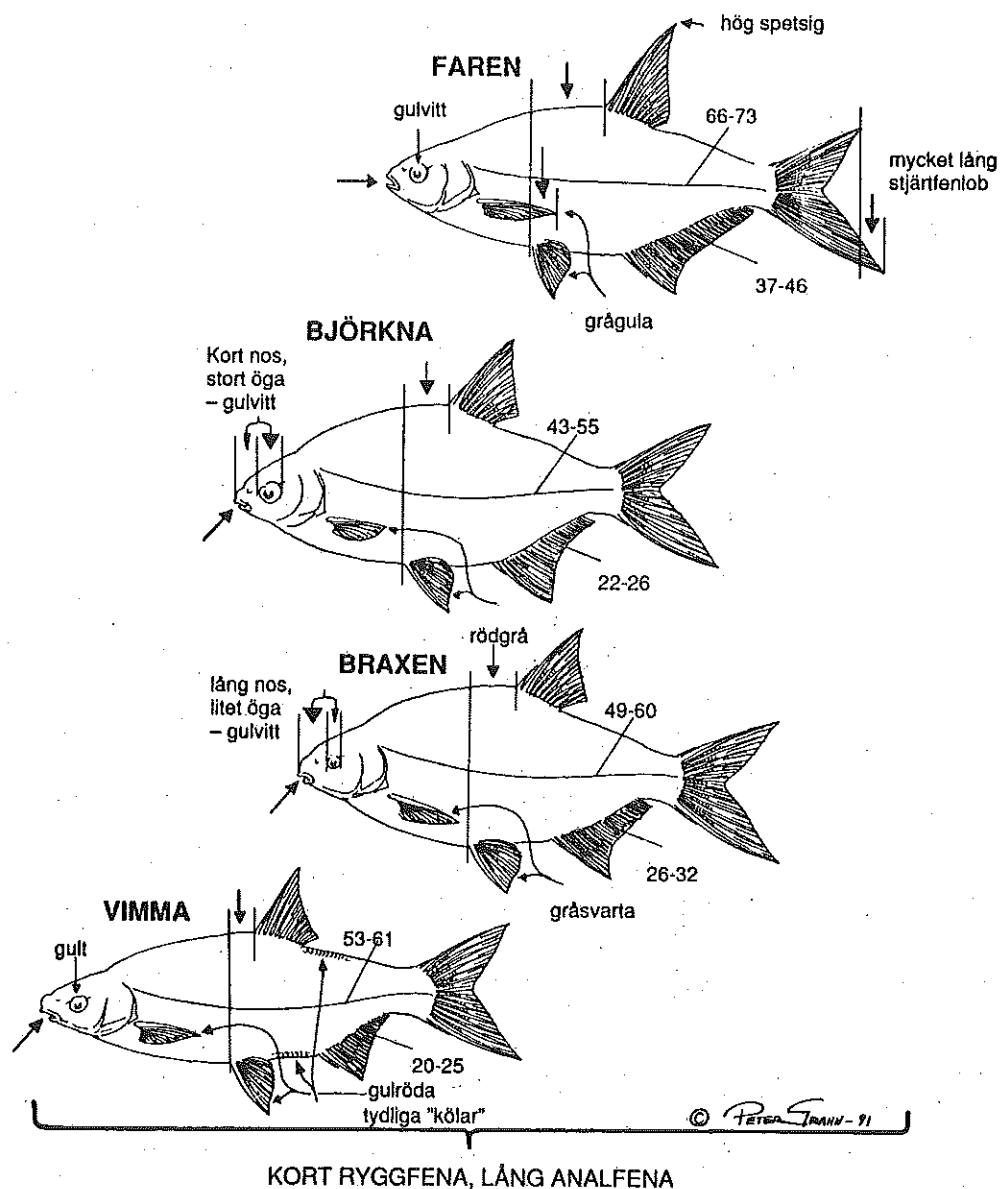
Alla Abramisarter har hög kroppsform och en analfena som är längre än ryggfenan. Släktet *Leuciscus* kan också innehålla arter med hög kroppsform men hos dessa är analfenans bas ungefär lika lång som ryggfenans bas (Svärdson, 1965).

Faren är mycket snarlik mer allmänna arter, i första hand braxen och björkna (*Blicca bjoerkna*), se Figur 1. De återfinns dessutom i likartade miljöer.

Som nämns i inledningen hade även Linne' och Artedi problem med artbestämningen. Speciellt unga individer, mindre än 10 cm, är svårbestämda. Som en ytterligare

försvarande faktor finns rapporter om hybridisering mellan nämnda arter (Theorin, 1983). För cyprinider vanliga och lättanvända karaktärer kan nämnas antal fenestrålar i analfenan och antal fjäll längs sidolinjen. Uppgifterna varierar dock i olika referenser (Tabell 1).

Faren har alltså en mycket lång analfena och är mer sammantryckt och avlång än närstående arter. En annan karaktär som går att tillämpa på större individer är att farens främre pariga bukfenor, bröstfenorna, inte utan våld låter sig böjas framåt. De går alltså att fälla rakt ut, vinkelrätt, från kroppen, men inte mer. Fisken kan då låtas "hänga och dingla" mellan tummen och pekfingeret utan att den faller ner (Tengelin, 1983).



Figur 1. Karaktärer enligt Peter Grahn (Grahn 1991).

Tabell 1. Ett urval av äldre och nyare referenser rörande faren med varierande uppgifter om antal fenstrålar i analfenan respektive antal fjäll längs sidolinjen.

Referens	Fenstrålar i analfena	Fjäll längs sidolinjen
Sundström (1877)	37-44	70-74
Smitt (1895)	34-42	(65-) 69-73
Nordqvist (1922)	37-44	67-73
Nybelin (1937)	37-46	66-73
Banarescu (1964)	(34-) 37-42(-44)	65-72(-75)
Grzimek (1968)		65-72
Muus & Dahlström (1968)	39-46	66-73
Wheeler (1978)	1+ 36-43	66-73

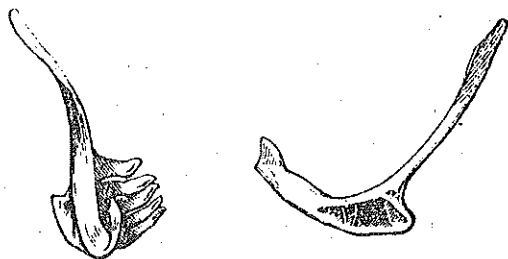
Färgen är silverblank hos yngre och medelstora individer, för att hos större individer på ryggen övergå i svagt blågrått.

Faren har en svag men omisskännlig lukt. När stora fångster bärgas känner man en diffus, torr doft, inte särskilt behaglig.

Det finns ytterligare en art som faren troligen med lätthet kan förväxlas med. Det är donaubraxen (*A. sapa*). Den har lika lång analfena som faren, något större fjäll och stjärtfenans underlob längre än överloben (Wheeler, 1978). Donaubraxen har i östeuropa en likartad utbredning som faren men når inte västerut till Skandinaviska vatten.

Inre karaktärer

Farens svalgbenständer avbildas i Figur 2. Tarmens längd är kortare än hos de närmaste släktingarna (Junger et al., 1989). Gälträffständerna är täta (Lilljeborg, 1891).



Figur 2. Farens svalgbenständer (Siebold, 1863).

Andra namn

I vissa äldre verk kallas faren *A. farenus* i stället för *A. ballerus* (Nordqvist, 1922).

Faren, liksom flera andra cyprinider, kan ha olika lokala namn. Curry-Lindahl (1985) har vid sin genomgång av de gamla fiskverken funnit vimma, fana, farne, flira, gustavsflicka, långstjärt, långhala. I Väringen kan den benämnas flarna eller lucka. Tillsammans med braxen och björkna kan

den också kallas pankka. Enligt Smitt (1895) kallade Linne' faren för braxnaflicka och själv kallar han den för flira. Kring Helgeån kallas den lokalt för fladdrika (Ivarsson, 1983).

Farens utbredning

Tillförlitliga uppgifter om farens förekomst

Egna fångster av faren har skett med störst intensitet i Väringen. Material insamlades 1980, 1982-85 en eller flera gånger årligen. Faren förekommer mycket rikligt i hela sjön alla tider på året. Cirka 17 fiskarter fångas regelbundet i sjön. Uppströms Väringen i Dyltaån finns inga undersökningar eller rapporteringar gjorda. Förekomst är dock inte osannolik i själva ån.

Uppströms Väringen i Arbogaån/Borsån finns heller inga rapporteringar. Provfiske för detta ändamål har gjorts i dammen uppströms Frövifors pappersbruk, utan resultat. Dock går faren regelbundet upp i strömmen till första fallet, under järnvägsbron, och leker årligen (Tengelin, 1982). Nedströms i Arbogaån finns sportfiskefångster rapporterade från Essingeån, samt Sverkestaån 300 meter från mynningen i Arbogaån (Sportfiskarna, 1991). Faren förekommer sannolikt sporadiskt hela vägen nedströms till Mälaren.

Faren finns också i Mälaren. Äldsta uppgiften återfinns hos Fischerström (1785): "Farren (Cypr. Farenus) en nog rar fisk, skall finnas i Mälaren, förnämligast vid Öresundsbro i Upland och Gryta Socken. Huru han smakar, och när han leker, vet jag icke." Material finns insamlat från vattnen kring Stallarholmen. Rundberg (1968) beskriver förekomsten uppdelat i sju delområden. Faren förekommer i hela Mälaren men tycks ha minskat mer eller mindre kraftigt i flera delområden. I tillrinnande vatten finns faren rapporterad från Kolbäckån och Sagån (Sportfiskarna, 1991),

samt i Alstasjön i Örsundaåns vattensystem (Dohms et al., 1978). Ibland fångas den i Stockholms skärgård. Detta är troligen individer som har kommit med ut med Mälarens vatten (Sundevall, ur Lilljeborg, 1891).

Även i Hjälmarens förekommer faren. Den tycks förekomma sparsamt över hela sjön (Rundberg, 1971, Molin & Svärdson, 1981, Alm, 1917). I flera utav de äldsta fiskverken nämns möjlig men overifierad förekomst i Hjälmarens, vilken man ställt sig tveksam till (Stuxberg, 1894). Den äldsta, tillförlitliga uppgiften utgör Ekman (1904) som dessutom hävdar att den är talrik (Ekman, 1913). Hillebrandsson (1786) nämner dock i sitt inträdestal, rörande Hjälmarens, för kungliga vetenskapsakademien att han har fått berättat för sig att "Farne och Karta följa med sin lek strax på Braxen; den är en mager hvit-fisk, af Braxen släktet, lika Pankor, et slags små Braxen."

Tillsammans med Mälaren är Vänern den farenlokal som är mest känd. Redan Sundström (1877) nämner Vänern och Göta älv, fast i den senare mycket sparsamt, troligen i form av enstaka neddrivna exemplar från Vänern (Malm, 1877). Stuxberg (1894) nämner Klarälven.

Bearbetat åldersmaterial finns från faren fångad av yrkesfiskare i närheten av Grums, i Åsfjordens yttre delar. Här fångas faren regelbundet och i ganska stor mängd (muntl. Ahonen, 1983). Sportfiskarna (1991) har dessutom en storfisknotering från Vålberg i Norsälven. Almer och Larsson (1974) hävdar att faren förekommer ofta i nordöstra Värmlandssjön (en del av Vänern) men att en minskning har skett på senare tid. Även Dättern hyser ett starkt bestånd och i övriga delar av Vänern förekommer den "mindre ofta" (op.cit.).

Sportfiskarna, (1991) rapporterar om faren i Lambergstjärnen (förbunden med Vänern med en kanal) i Karlstad och i Curry-Lindahl (1985) visar utbredningskartan förekomst i Klarälven halvvägs upp till Norge. Det får dock anses tveksamt om faren förekommer norr om Forshaga där första kraft-

verksdammen uppströms Vänern är belägen.

Från Helgeåns vattensystem finns material insamlat från Osbysjön och Skeingesjön. I dessa sjöar förekommer faren rikligt och regelbundet. I andra provfiskeundersökningar har man också fångat enstaka faren i Södra Virestadssjön, Möckeln, Hängasjön och Ryssbysjön (Theorin, 1983). Pettersson (1991) meddelar att det fångas enstaka faren även i Hammarsjön vid Kristianstad. Dessa uppfattas som neddrivna från högre upp liggande vatten. Detta visar att faren nu är spridd i stora delar av Helgeåns system. Gamla uppgifter (bl a Smitt, 1895, Lilljeborg, 1891) hänvisar till enstaka exemplar fångade i Helgeåns mynning som "förirrade gäster från södra eller östra delarne af Östersjön".

Andra uppgifter om farens förekomst i Sverige

En handfull andra uppgifter om farenförekomst har noterats. Flera kommer från sportfisket. I brev eller rekordtabeller i lokaltidningar berättas om faren. Ett flertal får anses som tveksamma då de bara förekommer som enstaka omnämnande och också utan kontroll av sakkunnig. Trots detta får det anses värdefullt att samla och redovisa uppgifterna i det följande, från väst till öst.

Från Viskans vattensystem finns uppgifter från Fävren (Börje, 1985b).

Sportfiskare har brevlades meddelat fångst i Ottersjön och Stegasjön, Centralhalländska Fiskevårdsområdet, Tvååkersåns vattensystem.

I Ätran rapporteras enstaka faren från Rånnavägssjön (Börje, 1985a) och Grytterydssjön (Borås Tidning, 1987).

I Nissan har sportfiskare skrivit och berättat om en fångad individ mitt inne i Halmstad. Uppgifter finns också om enstaka fångade exemplar vid provfiske i Lagmanshagasjön, öster om Limmared (Börje, 1985a).

Sportfiskare har också brevlades meddelat fångst i Västersjön/Rydasjön, vid Rörvik i Sävsjö kommun Lagans vattensystem.

Ivarsson (1983) berättar om flera sportfiskefångster i Görslövsån (på Skäldervikens sydsida).

Schmuul (1981) nämner om en möjlig förekomst i sjön Törn i Lyckebyåns vattensystem.

Enstaka individer fångas ibland i Östersjön, t ex i Mörkö skärgård (Malm, 1877).

Spridningshistorien i Sverige

Ekman (1922) beskriver farens förekomst i Skandinavien antingen som en relik från Ancylussjön och dess forna utbredning eller möjliggjord tack vare det baltiska havets tidigare mycket högre vattenstånd. Uppskattningar över Ancylussjöns största utbredning (Atlas över Sverige, 1971) visar att Ancylussjön ca 6 500 år f.Kr. täckte Mälaren och Hjälmaren samt avvattades via Väneren; sjöar som alla innehåller faren i dag. Även Helgeåns nedre delar samt Värningen täcktes. Detta skulle alltså kunna förklara farens nutida förekomst.

Men varför kom inte donaubraxen hit samtidigt? Dess nuvarande utbredning tycks inkludera vattensystem som rinner till Östersjön. Och varför finns inte faren i fler låglänta och näringsrika vattensystem?

Farens förekomst utanför Sverige

I Danmark och Norge har faren aldrig fångats. I det inre av södra Finland förekommer den i flera vattensystem, men även i Finska viken (Lundberg, 1899). Den finns i Saimas vattensystem upp till Idensalmi och Kiuruvesi i norr samt talrikt i Hiidenvesi i sydvästra Finland (Andersson, 1964). Rikligt förekommer faren också i Loho (Lohja) sjö (Kajosaari, 1971a, b).

Faren finns också i södra Östersjön, i Haf-fen och Rigabukten samt Vistula (Weichsel),

Oder (Lundberg, 1899) och Dyna (Smitt, 1895). Den ska också finnas i Ladogas vattensystem upp till 63 grader 40 minuter nord (Lundberg, 1899) och Onega med tillflödena Shuja och Vodla (Smirnov, 1983).

I vatten som mynnar i Nordsjön finns faren i Elbe, Vesper och Rhen (Smitt, 1895).

Faren finns också i Svarta havet och Azovska sjön med floderna Donau, åtminstone upp till Wien (Wanzenböck & Schiemer, 1989), samt södra Don (Curry-Lindhahl, 1985).

Den finns också i norra delen av Kaspiska havet och upp i Uralfloden (Grzimek, 1968) och Volga. I Volga förekommer den rikligt i de stora vattenreservoarerna såsom Saratovs/ Volgograds reservoar (Jermolin, 1983), Kujbyshev reservoar (Proshkina, 1988) och Rybinskreservoaren (Volodin & Strelnikova, 1985). I samband med att dessa reservoarer anlades ökade ofta faren kraftigt.

Säkerligen förekommer faren också i många mindre biflöden till nämnda vattensystem. Inga uppgifter föreligger om att faren skulle finnas i vattensystem som rinner norr ut till arktiska vatten, vilket också understryks av Smitt (1895). Men det får inte ses som osannolikt att detta förhållande har, eller kommer att, ändras då många kanaler har byggts under 1900-talet och när dammar och avledningar till vattenkraften anläggs.

Habitat och aktivitetsmönster

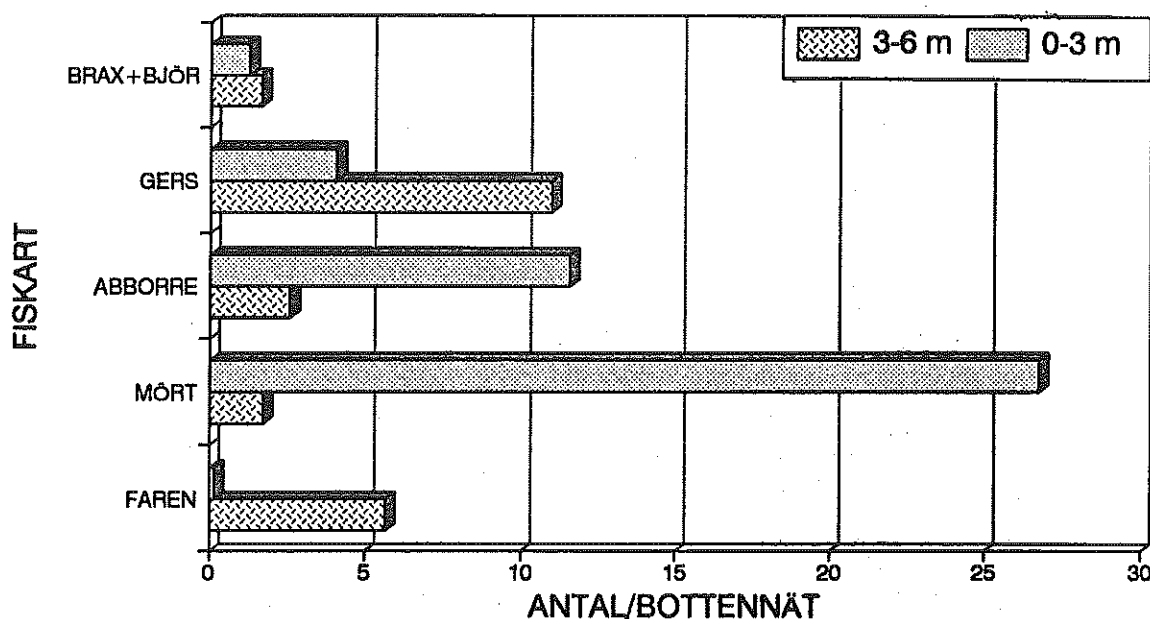
Uppehållsplatser i sjön

Faren är en pelagisk art som återfinns på de flesta ställen i vattenvolymen i de mindre sjöar där den förekommer. Den tycks dock mindre benägen att gå helt ytligt. Detta framgår speciellt tydligt vid fiske med pelagiska översiktsskötare. Sätts dessa från ytan uppträder faren aldrig närmare ytan än minst en meter. Detta gäller ute på fritt vatten. På grunt och skyddat vatten kan den uppträda ytnära.

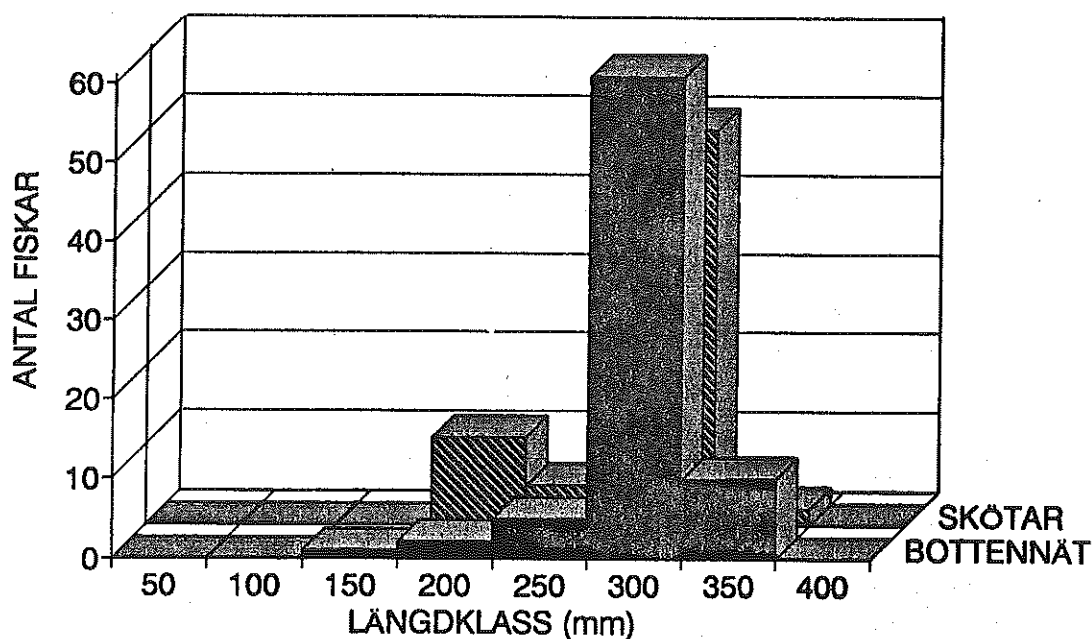
Andra observationer från fiskena i Väringen är att faren gärna finns mitt i vattenmassan, alltså varken nära botten eller ytan. Detta har visat sig vid nätfisken och ekolodningar omedelbart följt av sprängningar på dessa djup. Detta gäller där vattnet inte är temperaturskiktat. En likartad bild fick Milbrink (1973) vid höstfiskena i

Ekoln, Mälaren. Där fångades flest faren i djupintervallet omkring 25 meter.

Fiskeristyrelsen provfiskade i Osbysjön 1985. På det djupaste intervallet, 3-6 meter, utgjorde faren 74% av fångstvikten men på 0-3 meter endast 11% (Nyberg, 1985). Figur 3 visar att flest faren fångades på de djupast satta bottennäten. Figur 4 visar att en stor



Figur 3. Djupfördelning för dominerande fisk i Osbysjön.



Figur 4. Längdfördelning av faren i Osbysjön. Notera skillnaden mellan redskapen.

del av farenpopulationen rör sig fritt från botten så att de fångas i de pelagiska sköterna. I denna figur framgår också att längdfördelningen skiljer något mellan fångsterna i de olika redskapen.

Faren uppehåller sig gärna också i nära anslutning till varma, grunda och rikligt bevuxna vikar under den varma perioden. Stora faren verkade dock inte gå in i vegetationen utan uppehåller sig snarare i utkanten. I Väringen dominerar de grundare områdena av sjögull (*Nymphoides peltata*) (Hegi, 1927).

I de täta sjögullmattorna förekommer rikligt med fisk. Detta har konstaterats vid sprängnings- och rotenonförsök. Vitfiskungar och abborrunga dominerar. De är här skyddade och har rikligt med föda. Dock fångades aldrig några farenungar i vegetationen. Orsaken är dock sannolikt att mycket få farenungar fanns de år då rikta- de fisken genomfördes.

Dessa observationer sammanfaller i stort med vad Almer (1979) konstaterar för Väneren, nämligen att "Faren är en mycket lokalbunden art, som påträffas i varma vikar, dvs ungefär samma platser som gösen leker och där dess ungar växer upp."

Väringen är en grund och varm genomströmningssjö, teoretisk uppehållstid för vattnet är 64 dagar, med höga närsalthalter (Grahn & Sangfors, 1984) och grumligt vatten med siktdjup mellan 1-2 meter. Sjön innehåller 17 fiskarter och vid nätfiske fås mycket stora fångster på vissa maskstorlekar. 25 kg på ett standardnät är inte ovanligt (Tengelin, 1987). I sådana fångster dominerar alltid faren. Väringen fyller alltså förutsättningarna för hur en god gössjö ska vara även om gös bara utgör viktsmässigt 6.5-12.6% vid provfiskena under det att farenfångsten har varierat mellan 38.3-47.3% (Olofsson, 1989) av totalfångsten.

Faren har alltså likartade miljöpreferenser som gös vilket även visas av Kajosaari (1971a).

Faren är ovanlig så tillvida att den tycks uppehålla sig pelagiskt, i en likartad miljö

året runt. Den tycks också gå i stim (Podubnyi, 1979, Banarescu et al., 1978, Kajosaari, 1971b) vilket också observationer i Väringen bekräftar. Fångsterna varierar mycket mellan olika nät intill varandra och mellan olika dagar, även vid upprepad nätläggning på exakt samma plats.

Vinteraktivitet

Smitt (1895) hävdar att "Flirans" (dvs farens) "lefnadssätt synes mycket närma sig braxens." "...hon mot hösten och vintern samlar sig i stora skaror på vissa ställen och bildar så kallade stånd." Enligt Lilljeborg (1891) tillbringar faren vintern på djupet. Dessa observationer överensstämmer inte med aktuella undersökningar.

I mitten på november 1984 lades provfiskenet i Väringen från ytan ned till ca 5 meters djup. Vattentemperaturen varierade mellan 4.5-5.5 grader. Farens andel i fångsten var något lägre än medelvärdet för den varma årstiden, men fortfarande väl inom variationen. I fångstprotokollen finns noterat att de faren som fångats påfallande ofta satt parvis i näten. Även i mars 1986 sattes ett fåtal nät under 70 cm snöfri is. Fångsten på dessa nät var genomgående väldigt liten men ett mindre antal faren ingick.

Intressanta uppgifter redovisas också från vinterfiskena 1959-70 i Lojo sjö i Finland (Kajosaari, 1971a, b). Här uppehöll sig faren hela vintern i de övre vattenskikten och mellan januari-april var de bästa fångstdjupen 2-7 meter (på en fiskeplats som åtminstone var 25 meter djup). Faren var rörligast vid tiden för isläggning och islossning och gick då mestadels i stora stim utan att inta föda. Även i Mälaren hävdar yrkesfisken att faren är vinteraktiv (muntl. Rundberg, 1983).

Uppenbarligen är faren vinteraktiv, åtminstone delar av populationerna. I Lojo sjö rapporteras att även braxen var vinteraktiv och fångades ytligt. Detta utesluter inte möjligheten att vissa delar av faren- respektive

braxenpopulationerna ställer sig i "stånd" vintertid. De är tydligen inte så köldstela att de inte aktivt kan förflytta sig. Detta dessutom från normalt varmare botten-vatten till kallare ytvatten. Både Lojo sjö och Väringen riskerar viss syrebrist i bottenvattnen vintertid.

Vinterstånd bör alltså inte ses som en passivisering på grund av kallt vatten utan snarare som en aktiv förflyttning till de djupområden som håller för årstiden varmest vatten. Braxen uppges kunna äta och även snabbt fly undan vid störning under vinterstånd (Aurell, 1968).

En intressant fråga är om låga syrevärden kan göra fiskar mer vinteraktiva? Även om vattentemperaturen är lägre nära ytan så är syrgashalten högre. Då fisk aktivt kan orientera sig efter syrgasgradienter (Hargeby, 1985) är detta inte omöjligt. Farens observerade aktivitetsmaximum vintertid vid isens läggning och lossning (Kajosaari, 1971b) kan då, åtminstone till viss del, bero

på att det sammanfaller med vattnets syrgasmaximum. Vinterstånd skulle då vara en anpassning för att undvika det kallaste vattnet, men med risk att utsätta sig för hypoxi. Braxen klarar dock syrgashalter under 1 mg O₂/l vid 16-20 grader (Hargeby, 1985). Andra cyprinider är ännu tåligare och tåligheten ökar med sjunkande temperatur. Inget talar mot att faren skulle vara lika tolerant.

Konkurrerande arter

Faren förekommer alltså inom gösens ursprungliga utbredningsområde eller inom den sk braxenregionen.

I alla de vatten där faren förekommer i Sverige finns totalt sett många fiskarter. Tabell 2 visar farens viktandel, antalsandel och alla förekommande arter vid provfisket i Väringen 1980 (Tengelin, 1981) omfattande totalt 17 nätstationer och 238 nätansträngningar.

Tabell 2. Fångade fiskarter vid provfisket i Väringen 1980 (Tengelin, 1981), samt arternas viktprocent och antalsprocent av totalfångsten.

Art	Viktandel %	Antalsandel %	
Faren	47.3	12.4	
Mört	16.1	33.7	
Björkna	11.2	16.8	
Braxen	8.3	6.8	
Abborre	7.8	24.2	
Gös	6.5	1.2	
Sutare	1.3	0.1	
Gädda	0.9	0.1	
Benlöja	0.3	1.1	
Gers	0.1	3.4	
Nors	0.1	0.2	
Id	0.1	0.1	
Sarv	0.1	0.1	
Lake	-	-	fångades vid provfisket 1973
Ruda	-	-	fångades vid provfisket 1973
Asp	-	-	fångas vid yrkesfiske
Öring	-	-	fångas sporadiskt

Vid provfisket 1985 i Osbysjön (Nyberg, 1985) fångades tio arter i fallande viktsordning: faren, mört, abborre, braxen, björkna, gers, benlöja, gös, gädda och sarv. Enligt fiskevårdsföreningen i sjön förekommer dessutom karp, ruda, sutare, id, sandkrypare, lake, ål och möjligen mal (Collvin & Persson, 1975). I övriga provfisken i Helgeåsystemet har vid provfisken dessutom fångats sik (Theorin, 1983).

I Altasjön, rinnande till Mälaren, provfiskades vintern 1978 under isen (Dohms et al., 1978). Där fångades trots årstiden åtta fiskarter. I fallande antalsordning: mört, gers, faren, björkna, abborre, gädda, sarv och asp, dessutom två misstänkta braxen x björkna hybrider. Alla faren fångades i de pelagiskt satta näten. Ingen gös fångades men troligen förekommer gös också.

Detta visar att vattensystemen är mycket artrika. Övriga lokaler, Vänern, Mälaren och Hjälaren är också mycket artrika. Alla innehåller gös, utom möjligen Altasjön.

Trots många närbesläktade arter tycks faren klara sig bra i dessa vatten. Faren tycks till största delen livnära sig på djurplankton (se vidare därom i avsnittet Födoval), vilket flera andra arter till större eller mindre delar också gör. Trots detta tycks faren inte lida av någon uttalad konkurrens i sin miljö, åtminstone inte vad avser föda. Övriga djurplanktonätare jagar ytligt såsom benlöja, bottennära såsom braxen och björkna, i epilimnion endast nattetid såsom siklöja (Enderlein, 1981), sik och nors eller strandnära och i vegetation såsom mört, gers, sarv och småabborre.

Faren är alltså ganska ensam om födan ute i fria vattenmassan, framför allt under dygnets ljusa timmar. Djurplanktonätarna är till stor del nattaktiva. Natten är dock kort på sommaren så det finns föda kvar till faren dagtid. I de farensjöar där sik och siklöja förekommer uppträder faren rikligt endast i de delar av sjöarna där sik och siklöja är ovanliga.

Det pelagiska levnadssättet bidrar dessutom tillsammans med hög kroppsform, lju-

sa kroppsidor och en kroppsform som befrämjar snabbsimning till liten känslighet för predation. Gösen är företrädesvis nattaktiv och utgör ingen stor fara. Faren är därmed kraftigt nischsegregerad från andra arter.

I våra vatten är det speciellt laxartade fiskar såsom harr, nors, siklöja och sik som är djurplanktonspecialister. Tillsammans med benlöja är faren den enda karpfisken med en utpräglad sådan diet. Denna diet är annars inte ovanlig bland sydligare karpfiskarter.

Reproduktionsförhållanden

Lekdräkt

Precis som de flesta andra cyprinidhanar anlägger faren lekdräkt. Den består av ett stort, samlat "tumavtryck", på vardera sidan, mellan analfenan och ryggen (Tengelin, 1987). Avtrycket är grått till grågult och mera strävt än knottrigt. Dessutom anläggs en likadan sträv hinna på de främre bröstfenornas insida. Det känns snarare än syns. Detta trodde jag var en ny observation tills jag fann detsamma omnämnt hos Nilsson (1855) och endast där.

Temperatur, tid och plats vid leken

Jämfört med andra cyprinider leker faren relativt tidigt på våren, medio maj, vid en vattentemperatur på ca 9 grader. Temperaturen avser vattenmassan ute i sjön, vilket är det avgörande för lekmognad och vandring (Aurell, 1968). Vid lek på grundområden kan temperaturen variera flera tiotals grader över dygnet beroende på vädersituationen. Tabell 3 visar vattentemperatur för lek för några olika cyprinider.

I Väringen provfiskades vid leken 1982 (Tengelin, 1982), 1983, 1984 och 1985. Slutatsen angående kritisk lektemperatur bygger på observationer vid farens invandring till grundområden och uppvandring i ett tillflöde.

Tabell 3. Vattentemperatur vid lek för några olika cyprinider.

Art	Lektemperatur	Referens
Id (<i>L. idus</i>)	7-8	Muus & Dahlström (1968)
Faren (<i>A. ballerus</i>)	9	Tengelin (1987)
Stäm (<i>L. leuciscus</i>)	9-10	Curry-Lindahl (1985)
Mört (<i>R. rutilus</i>)	10	Muus & Dahlström (1968)
Ruda (<i>C. carassius</i>)	14	Curry-Lindahl (1985)
Braxen (<i>A. brama</i>)	14.5-18	Svärdson (1965)
Karp (<i>C. carpio</i>)	17-20	Muus & Dahlström (1968)
Sutare (<i>T. tinca</i>)	19-20	Muus & Dahlström (1968)

Vid lekfisket 1982 fiskades det med standardnät, 12-20 varv/aln. Det fångades mer fisk ute över sjögullmattorna 50-100 meter från land än nära vasskanterna, 0-20 meter från land. Sjögull förekommer vid denna tid på året endast som submersa mattor. Mer faren fångades i nät ute över natten och mindre under dagtid. Det är omöjligt att avgöra om dessa observationer visar på pågående lek eller bara på ansamling inför lek, det senare är dock mest troligt. Vid fångstbearbetningen konstaterades också att rommen "rann" samt att honorna därefter successivt blev urlekta.

Några direkta observationer av själva leken har inte kunnat göras då vattnet vid lektiden är mycket grumligt. Vid observationer på översvämmade strandängar förekom under stundom rikligt med faren men de var så skygga att man inte kunde närma sig dem för att närmare följa deras förehavanden. På dessa uppehållsplatser kunde man finna romkorn fastsittande på vegetationen. Dessa kunde dock inte artbestämmas. Farens rom är anfästade (Nybelin, 1937), vilket även gäller för t ex mört (Svärdson, 1951). Sammantaget får man ändå tolka dessa observationer som att farenlek försiggick på grundområdena.

Att faren leker vid ca 9 grader och att det kan ske på översvämningsområden med vegetation sammanfaller med andra uppgifter (bl a Poddubnyi, 1979, Ilina & Gordeev, 1980). Kuznetsov (1980) menar

att faren, liksom gäddan, leker på grundområden på förra årets vegetation. Tidpunkten för lek varierar givetvis något beroende på när vattnet når den kritiska temperaturen. Rundberg (1983) berättar också att om inte gäddryssjorna tas upp i tid är risken stor att de fångar stora mängder faren.

I Väringen tycks faren vid leken också gå upp till områdena nedanför en kraftig forsacke i Arbogaån/Borsån. Nedanför forsen är en ca 40 meter bred lagun. Vattnet är ca 2 meter djupt, grumligt, mycket turbulent och så strömt så att man bara kan hålla en båt kvar med hjälp av en starkare båtmotor. Vårflödet är vid normal högvattenföring 60 m³/s och vid hög högvattenföring upp till 140 m³/s (Grahn & Sangfors, 1984).

I denna lagun provfiskades med förankrade nät i maj 1982. Resultaten var egenartade så till vida att antingen fångades ingen faren eller så fylldes näten inom loppet av några minuter med 100-tals faren. Andra dagar kunde näten ligga ute flera timmar utan fångst, varefter de plötsligt fylldes med faren (Tengelin, 1984). Andra nät ute i åns mynning i Väringen visade att där förekom tämligen rikligt med faren hela tiden. Faren tycktes alltså samlas i mynningen för att sedan samtidigt i stort antal gå upp mot forsen för förmodad lek. Allt detta kunde upprepas ett flertal gånger under samma dag.

Ena året upphörde all uppvandring under två dagar då vädret var instabilt med

regn och åska. När vädret därefter åter stabiliserade sig återupptogs mönstret. Inga tecken ovanför vattenytan avslöjade om faren fanns i lagunen eller inte. Beviset på att de plötsligt anlände i stort antal var att näten plötsligt sjönk och försvann. Med stigande vattentemperatur avtog uppvandringen av faren efter några dagar. Därefter anlände mörten. Vid dessa fisken fångades mycket få andra fiskar, endast enstaka mört, braxen och björkna.

Inga tecken och inga uppgifter finns om att faren skulle förekomma uppströms nämnda forsacke. Visserligen är vattenflödet mycket stort på våren men fallhöjden är måttlig. Våringens vattenstånd stiger snabbt vid ökat vattenflöde. Av det följer att extra höga vårfloöden med kraftig vattenström troligen minskar forsackens höjd. Det får anses troligt att faren kan försära kraftigt strömmande partier vid lekvandring. Braxen (Aurell, 1968) och mört (Svärdson, 1951) kan det och faren är ännu slankare.

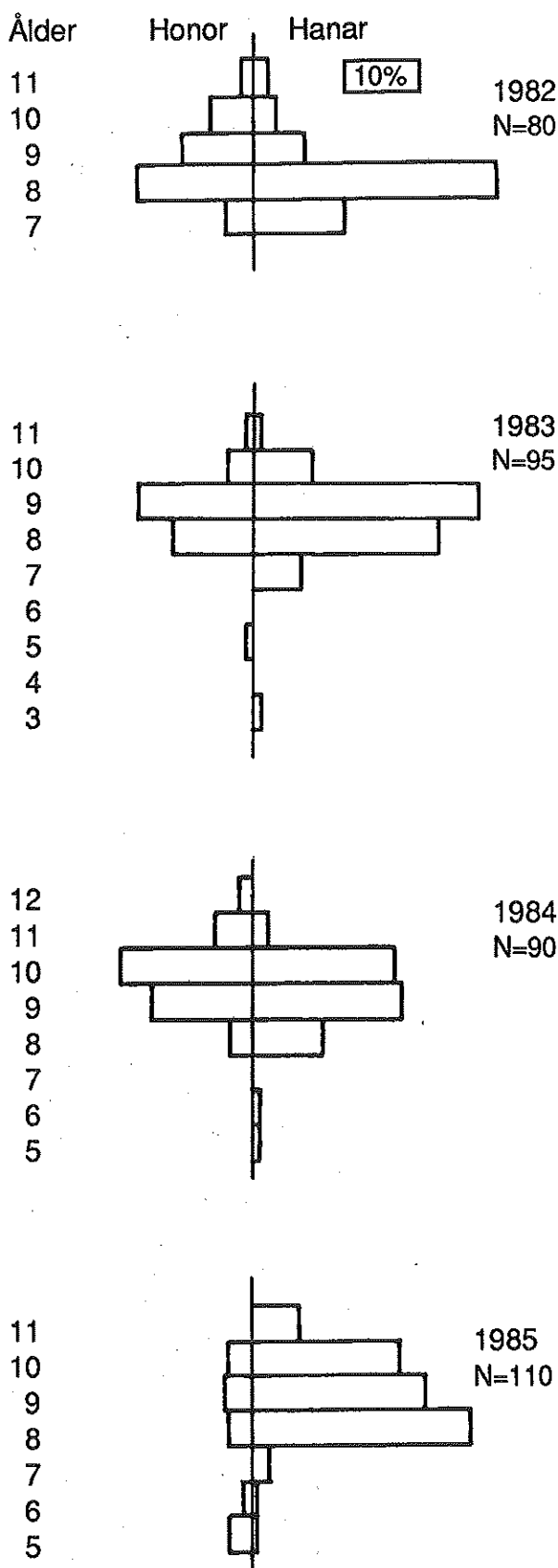
Storlek och könsfördelning

I kapitlet Tillväxt framgår att faren inte har kontinuerlig rekrytering eller jämnstarka årsklasser. Trots detta redovisas här observationer kring individstorlek vid lektiden. Figur 5 visar åldersfördelning vid lekfishena.

Könskvoten vid leken var mer eller mindre förskjuten till hanarnas förmån, detta trots att all fisk inte fångades vid lekplatserna utan till viss del även ute i sjön. Sammanlagt över de fyra årens lekfishen utgjorde hanarna 70% av fångsten.

Även hos braxen (Svärdson, 1965) och mört (Svärdson, 1951) förhåller det sig så att hanarna intar lekplatserna först i väntan på honorna.

Vid leken fångades inga individer som inte var köns mogna. De yngsta köns mogna honorna var fem år gamla (fyra observationer). De yngsta köns mogna hanarna utgjordes av en på tre år och två på fem år.



Figur 5. Åldersfördelning och könskvot vid lekfishena 1982-85. 1982 från Tengelin (1982).

Den dominerande årsklassen vid lekfisket 1982 var åttaåringarna födda 1974. Denna årsklass dominerade också vid lekfiskena 1983 och 1984 men utgjorde bara 7% vid lekfisket 1985. Detta år dominerades i stället av årsklass -77, åttaåringarna. Dessa tycks till synes ha kommit från ingestans då de inte återfanns i de föregående årens lekprovfisken. Detta indikerar att den egentliga könsmognaden och rekryteringen till lekpopulationen inte sker förrän fiskarna börjar bli 7-8 år gamla. Braxen uppges bli könsmogen vid 4-6 års ålder (Svärdson, 1965) eller vid 31 cm (Filuk, 1963). Farens längd är vid 7-8 års ålder och könsmognad ca 35 cm.

Konditionsfaktorn

Vid beräkning av konditionsfaktorn på faren vid lekfiskena 1982 och 1985 förelåg ingen signifikant skillnad mellan könen. Det fanns heller ingen skillnad mellan dessa år.

Övrigt

Vid fisket i juli 1983 i Väringen hade 24 av 38 könsmogna honor fortfarande buken full med mogen rom. En månad senare hade 4 av 19 all rom kvar. Detta tyder på att någon form av störning inträffade vid leken så att leken uteblev för dessa honor. Detta fenomen är inte ovanligt och har observerats hos många fiskarter (Volodin, 1981). Orsaker kan vara avsaknad av lämplig lekplats, avsaknad av lämplig vattentemperatur m m. Vid utebliven lek resorberas äggen. Detta avklaras på 1.5-2 månader och är beroende av vattentemperaturen och individens kondition (op.cit.).

Vid fisket i Väringen i november 1984 visade det sig att alla hanar hade tydliga och välutbildade lekfläckar, vilket för övrigt var det som föranledde fisket. I slutet av november tycktes lekfläckarna bli svagare. Vid provfiske under is i mars 1985 fångades endast ett fåtal faren, men inga av dessa

hade då lekfläckar. Inga andra noteringar om detta fenomen har kunnat återfinnas. En möjlig förklaring kan vara att vattentemperaturen hösten 1984 var ovanligt hög. Hösten var varm och blåsig och när provfisket påbörjades 12 november var vattentemperaturen fortfarande 5.5 grader. Vattentemperaturen var under en lång period fram till strax före provfisket omkring 10 grader. Detta är den kritiska lektemperaturen för faren. Möjligen kan alltså fisken av denna anledning ha kommit i "lekstämning", även om man normalt menar att ljusmängden styr lekmognaden i större utsträckning än vattentemperaturen. Hur lekmogna honorna var är svårt att bedöma då rommen inför övervintringen normalt är ganska välutvecklad (op.cit.). Det gick inte att avgöra om rommen var mer mogen vid novemberfisket än normalt.

Eftersom bildandet av mogna könsprodukter är en relativt liten fysiologisk belastning för hanar är det också rimligt att stimulansen kan vara ganska svag och ändå leda till reaktion. Responsen kan då också tillåtas bli ganska kraftig. För honor är det tvärt om. Honorerna hinner inte bilda mogna könsprodukter och därför blir det troligtvis heller ingen lek av.

Yngelutveckling

Äggen

Farens ägg är 1.3-1.5 mm i diameter (Banarescu, 1964). En medelstor hona har ca 25 000 ägg (Curry-Lindahl, 1985). En hona från Väringen, 38.5 cm och 518 g, hade i början på maj 72 g rom i buken. Nio honor fångades i Väringen sista dagarna i oktober 1985. De vägde mellan 366-488 g. Romvikten utgjorde 7.6-10.7% av kroppsvikten, högre ju större honan var. Undersökningar i Holland visar på likartad romandel i braxen (Lammens et al., 1985).

Äggen är klibbiga som hos flera andra cyprinider.

Inkubationstid

Vid provfiskena i maj 1985 kramades några honor och hanar på könsprodukter vilka kläcktes till yngel i akvarium i rumstemperatur efter fyra dagar. Enligt Curry-Lindahl (1985) är tiden till kläckning 10-14 dagar och enligt Volodin & Strelnikova (1985) 9-10 dagar. Alla uppgifterna kan äga sin riktighet om tiden räknas om till uppskattade dygnsgrader. Det skulle då bli ca 80-100 dygnsgrader. Delar av skillnaden kan också förklaras med att grundområden lättare kyls ned nattetid.

Tillväxt

Ovan nämnda yngel hölls i akvarium i rumstemperatur. De hölls tillsammans med mört- och kräftyngel och utfodrades mycket sporadiskt över sommaren med dafnier och vanligt akvariefiskfoder. I januari 1986 återstod efter diverse olika försök 7 farenyngel och 10 mört- och kräftyngel samt några kräftungar. De 7 farenynglen mätte då mellan 27-36 mm med medelvärde 32 mm. Mört- och kräftynglen mätte mellan 23-41 mm med medelvärde 29 mm. Dessa siffror får ses som minimivärden då utfodringen tidvis var obefintlig.

Volodin och Strelnikova (1985) har studerat yngelutvecklingen i konstgjorda dammar. Vid en vattentemperatur på omkring 20 grader var ynglen ca 27 mm (totallängd) 21-30 dagar efter kläckning. Detta var första stadiet efter larvstadiet. Efter 37-50 dagar efter kläckning var ynglen ca 32 mm. Vid denna storlek var fjällen fullständigt utvecklade. Enligt Sedlar et al. (1976) var farenyngel från en sjö i Tjeckoslovakien 46 mm efter ett år och 79 mm efter två år.

Johansson och Johansson (1974) beskriver mörtens och braxens tillväxt första året i Sövedsjön. Den 8 juni, 17 augusti och 10 december var mörtens längd 20, 49 resp 72 mm och braxens 14, 45 och 70 mm respektive. Svärdson (1976) visade att Mälarens mört- och kräftyngel i november var mellan 32-54 mm.

Farenynglen synes växa till och utvecklas i stort sätt likartat med andra cyprinider.

Uppehållsplatser

Leken och romläggningen sker oftast på översvämningssområden med riklig vegetation på vilken rommen fäster.

Volodin och Strelnikovas (1985) tidigare refererade undersökning hävdar att larverna inledningsvis uppehåller sig i omedelbar närhet av kläckningsplatsen, gömd bland vegetationen. När larverna är drygt 10 dagar mäter de ca 14 mm. Då börjar de samlas i stim och flyr undan för minsta rörelse. Allteftersom larverna tillväxer tilltar stimbildningen och de lämnar allt mer bottenvegetation och börjar röra sig fritt i vattnet.

Födoval

Faren är utpräglat karnivor. Detta indikeras morfologiskt av kort tarm (Junger et al., 1989) och täta gälträffständer (Lilljeborg, 1891). Födan fångas i det fria vattnet, vilket indikeras av den terminala eller något uppåtriktade munnen.

Yngelföda

Larverna äter inledningsvis rotatorier för att med ökande storlek övergå till juvenila copepoder. Hos nybildade yngel dominerar i födan successivt små chironomidlarver övergående till vuxna cladocerer (Volodin & Strelnikova, 1985). En likartad föda har unga braxen (Svärdson, 1965).

Adultföda

Vid lekfiskena efter faren i Väringen var tarmkanalen oftast helt tom. Föda upptas inte under vintern trots att fiskarna är mer eller mindre aktiva (Kajosaari, 1971b).

Likaså var magar insamlade i Väringen i november 1984 också helt tomma.

Sommaren 1983 insamlades i Väringen ett antal faren för födoanalys. Alla hade rikligt med föda i sig men i flera hade nedbrytningen gått så långt att födan inte gick att artbestämna. Födovolymen var flera cm³ och liknade kaviar. Individantalet av byten var alltså mycket stort. I de fyra magar som analyserades förekom rikligt med cladocerer. De var antingen Chydoridae, *Bosmina* eller *Daphnia*, med olika dominans i olika magar. Dessa observationer överensstämmer helt med Collvin och Persson (1975).

I Milbrinks (1973) undersökning av fiskens näringsval i Ekoln fann man att farens föda på höstarna dominerades av copepoder och cladocerer samt en mindre mängd chironomider. Dock utgjorde omkring halva maginnehållet växtdetritrus vilket inte finns omnämnt på annat håll. Påträffandet av parasiten *Caryophyllaeus laticeps* i faren tolkades som att viss konsumtion av oligochaeter förekommer (op.cit.).

Normalt äts oligochaeter endast i ringa utsträckning av fisk. Däremot indikerar de kraftigt eutrofierade miljöer. Troligen utgör oligochaeter och växtdetritrus "bifångst" vid födosöket efter de bottenlevande chironomiderna. På likartat sätt kan braxen suga upp och utsortera chironomider flera cm ner i bottensedimentet (Lammens et al., 1985). Möjligen kan *C. laticeps* i farenmagarna härröra från chironomiderna då dessa kan äta små oligochaeter (Hamrin, 1991).

Faren tycks alltså jämfört med braxen (Svärdson, 1965) oftast ha ett smalt näringsregister. Trots detta fångas den sporadiskt på sportfiskeredskap (Tengelin, 1986).

Övrigt

Födan finns vanligen i de fria vattenmassorna. De flesta farenfångsterna sker i epilimnion. De miljöer där faren frekvent

förekommer är också grunda, varma och oskiktade. Därav följer också att det inte föreligger något behov av direkta födovandringar, varken mellan årstider eller olika tider på dygnet. Detta skiljer faren från bl a braxen (Schultz & Berg, 1987).

Tillväxt

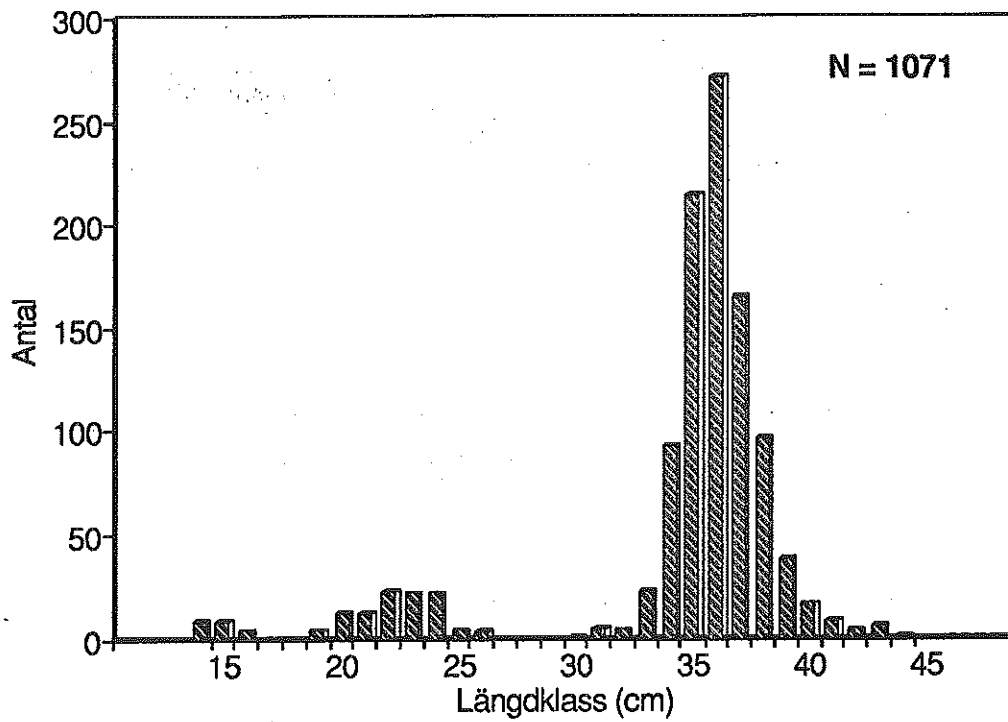
Tillväxten i Väringen

Vid provfisket med biologisk speciallänk (Tengelin, 1981) i Väringen 1980 fångades och längdmättes 1 071 faren (Figur 6). Här framgår att farenfångsten var mycket ensartad med en kraftig dominans av fiskar mellan 34-38 cm. Förutom dessa fanns två avgränsade mindre årsklasser. Förhållandena antydde en ojämn rekrytering, och har för övrigt ett utseende som starkt påminner om hur det ser ut i försurningsskadade mörtpopulationer (Monitor, 1986). I Tengelin (1981) bedömdes, med utgångspunkt från ålderbestämning av fjällprov, att de kring 15 cm var 2+ (3-somriga), de mellan 20-25 cm var 3+ och den dominerande gruppen till största delen utgjordes av 8+.

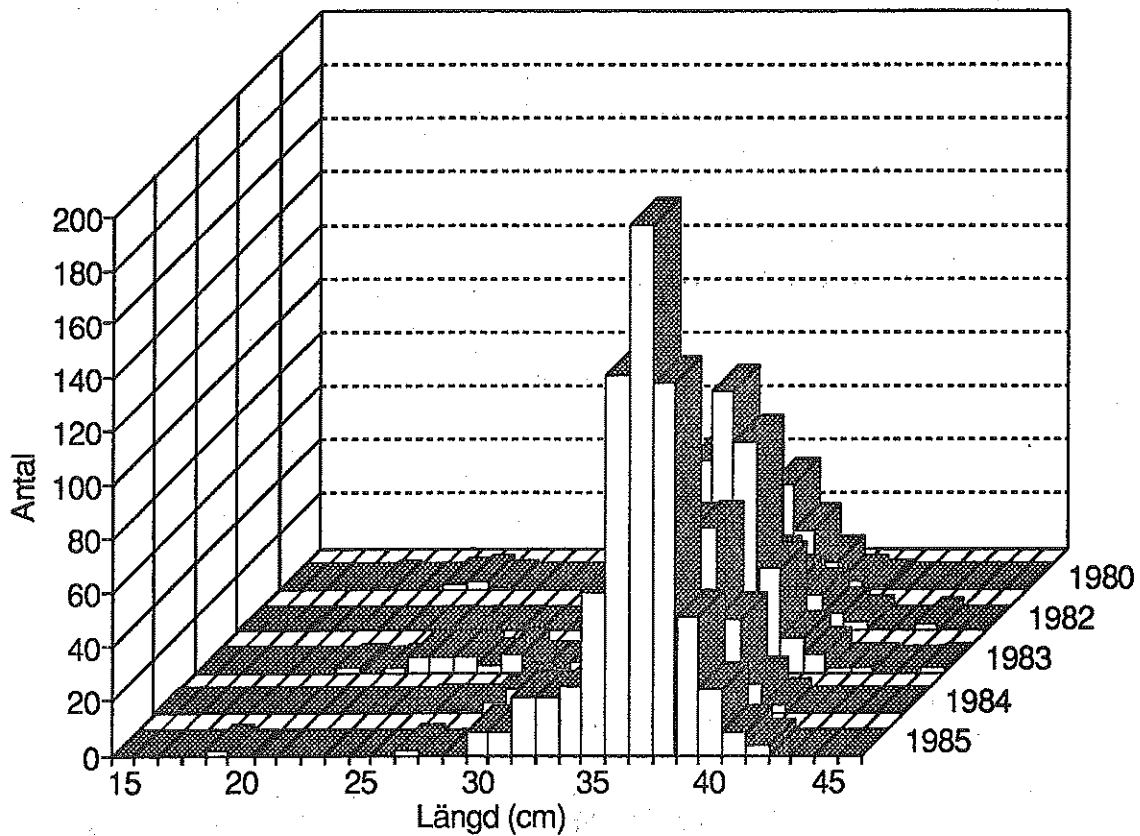
Även åren 1982-85 hade längdfördelningen vid sommarfiskena med varierande nät i Väringen ett likartat utseende (Figur 7).

Det framgår att det alla år varit mycket låg rekrytering. De få yngre individer som fanns tycks växa fort för att snart assimileras i den stora gruppen av könsmogna och utvuxna individer.

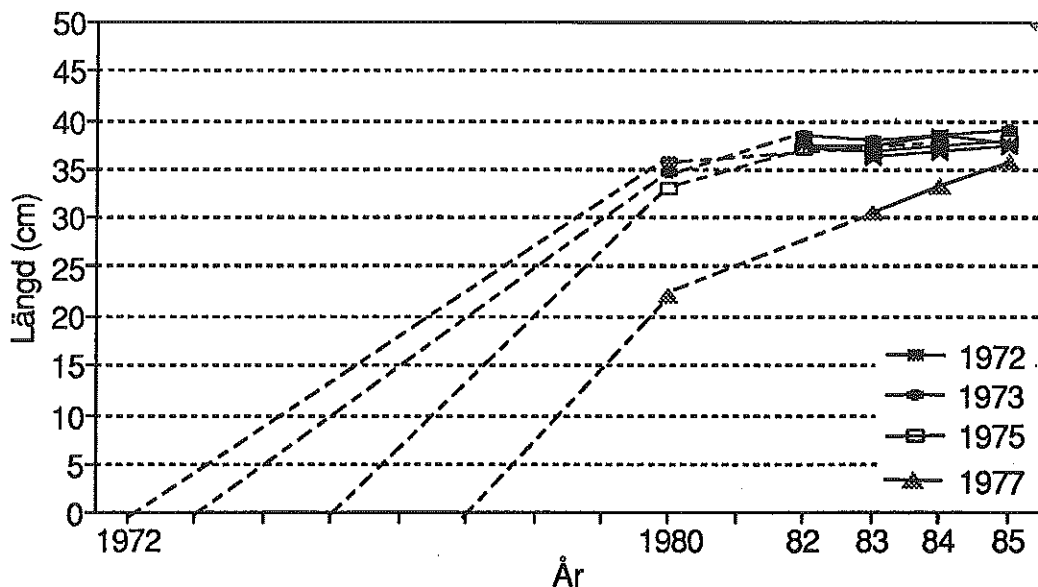
Man kan inte se någon medellängdsökning mellan åren för gruppen av stora individer. Man kan inte heller på det åldersbestämda materialet följa dominantanta äldre årsklasser genom åren. Det senare är anmärkningsvärt då detta är möjligt på materialet insamlat vid leken (Figur 5). Dock är ålderbestämning på fjäll generellt svår på äldre fiskar med liten eller ingen tillväxt (Hildén & Lehtonen, 1982). Tillväxten bland rekryterande yngre årsklasser tycks vara snabb, åtminstone om inte årsklassen är extremt stark.



Figur 6. Farens längdfördelning vid provfisket 1980 i Väringen (från Tengelin, 1981).



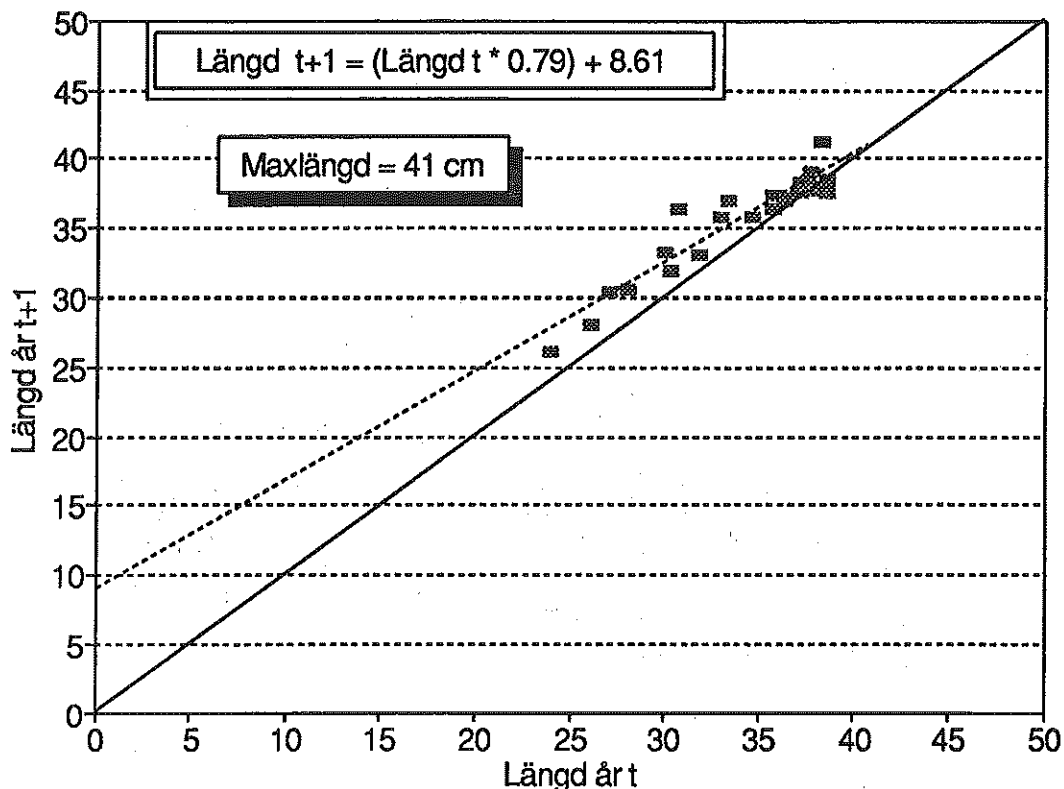
Figur 7. Farens längdfördelning vid provfiskena somrarna 1980, 1982-85 i Väringen. I denna figur redovisas bara längdfördelning för 1980 års fiske för de åldersbestämda individerna.



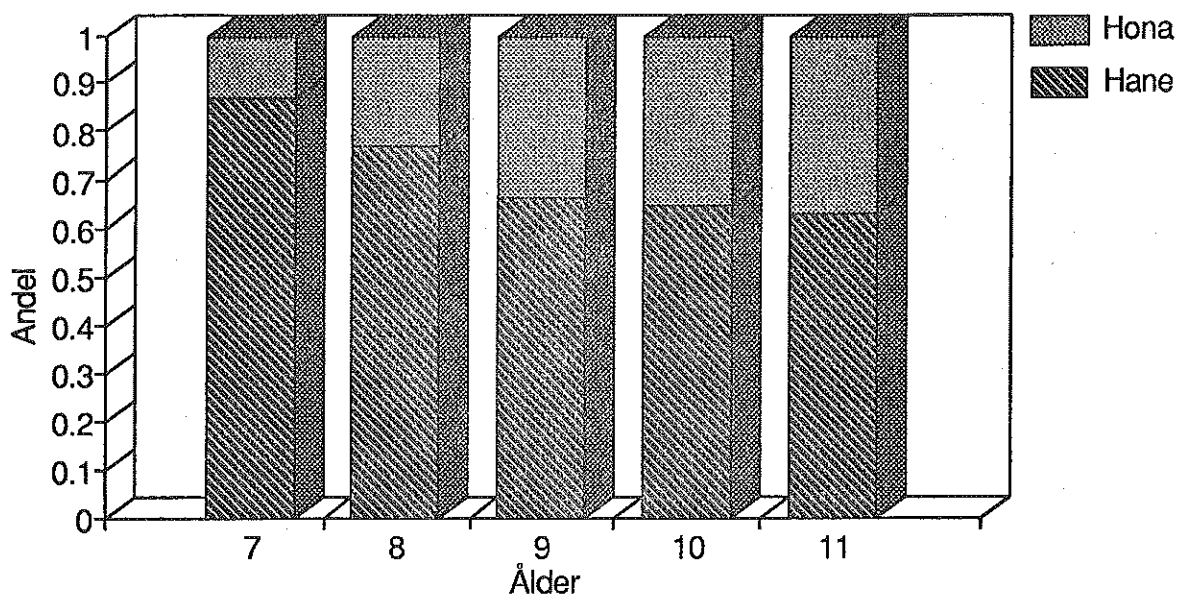
Figur 8. Medellängd per årsklass för faren fångade somrarna 1980, 1982-85.

Tillväxten får anses god upp till slutlängden (Figur 8). Vid ca sju års ålder börjar längdökningen plana ut för att helt ha upphört vid ca tio år ålder och 39 cm. En Walford plot (Figur 9) indikerar en maxlängd på 41 cm.

Faren har ansetts växa långsamt (Curry-Lindahl, 1985). Detta kan inte anses vara fallet i Väringen. I Väringen är faren den abramisart som växer snabbast (Tengelin, 1981), med avseende på längden. Vissa undersökningar rörande braxen visar



Figur 9. Walford plot (Ricker, 1975) visande farens slutlängd baserad på alla åldersbestämda faren sommarhalvåren.



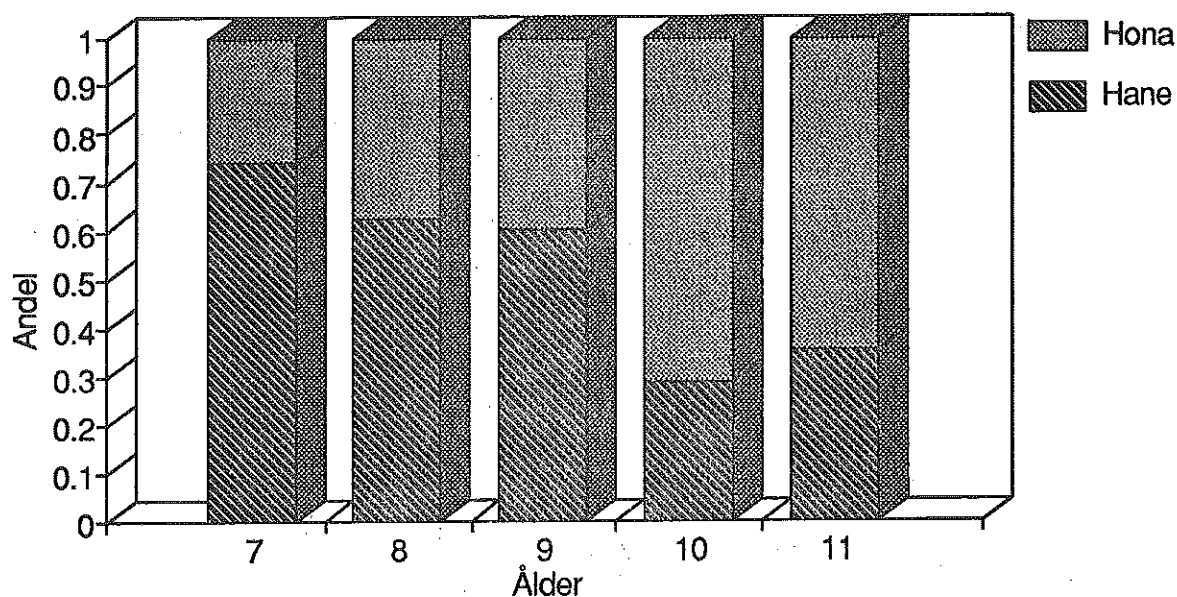
Figur 10. Könskvot för 7-11 år gamla individer fångade under lektiden, sammantaget för åren 1982-85.

på en likartad (Biro & Garadi, 1974) eller långsammare (Hildén & Lehtonen, 1982, Svårdson, 1965) längdtillväxt än för faren. Det är inte heller ovanligt i sydligare och varmare vatten att faren växer fortare än braxen (Banarescu et al., 1978).

Könskvoten i den vuxna populationen är inte i jämvikt. Hanarna dominerar starkt men honornas andel ökar med stigande ålder. I Figur 10 redovisas könskvo-

ten vid lekfishena. Att hanarna dominerar vid leken är inte ovanligt och kan möjligen förklaras med att de är mer aktiva och rörliga under själva lekperioden. Skillnaden var signifikant ($p < 0.01$, Chi-square test).

Fiskena under sommarhalvåret visade på en omvänd könskvot till honornas fördel för de äldsta årsklasserna (Figur 11). Skillnaden mellan de två olika materialen var signifikant ($p < 0.01$, Chi-square test). Detta



Figur 11. Könskvot för 7-11 år gamla individer fångade under icke lektid, sammantaget för åren 1980, 1982-85.

är anmärkningsvärt då egentligen ingen könsdimorfism föreligger.

Könskvoten ändras också signifikant med längden. Andelen honor ökar med tilltagande ålder. Detta gäller både för materialet från lekfiskena och sommarfiskena. Mönstret är normalt för fiskar då honorna lever längre.

Medellängden för könen inom respektive åldersgrupp var likartad upp till och med 8 års ålder. Därefter var honorna signifikant längre. För åldersklasserna 10 och 11 år var skillnaden ca 1 cm till honornas fördel. Denna skillnad har också uppmärksamats av Lilljeborg (1891), fast han anger den till 1.5 cm.

Farens längd/viktrelation framgår av Figur 12. Spridningen i materialet är litet. Fiskar över 40 cm och 550 g är ovanliga. Den största av mig fångade faren var en hona på 46 cm som vägde 770 g.

Hildén och Lehtonen (1982) visar för braxen en något brantare längd-viktkurva, fast som nämnts med relativt mer långsamväxande individer. Filuk (1963) redovisar en

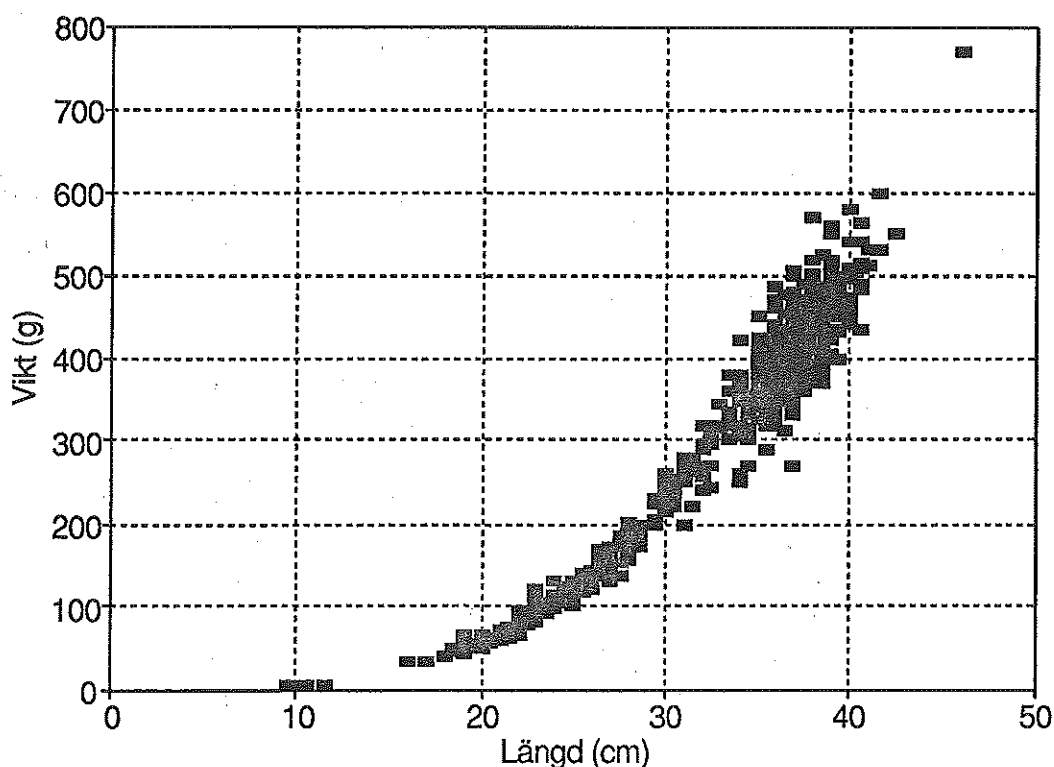
ännu brantare längd-viktkurva för braxen men i detta fall med markant mer snabbväxande individer. Braxen är, jämfört med faren, en mer bastant och kraftigare fisk som alltså väger mer vid given längd.

Konditionsfaktorn är högre för hanarna än för honorna sommartid även om skillnaden är liten. Att detta gäller bara sommartid och inte vid leken beror sannolikt på att det "kostar" honorna mer energi att leka jämfört med hanen. Denna energibudgetskuld är fortfarande inte inhämtad så snart efter leken.

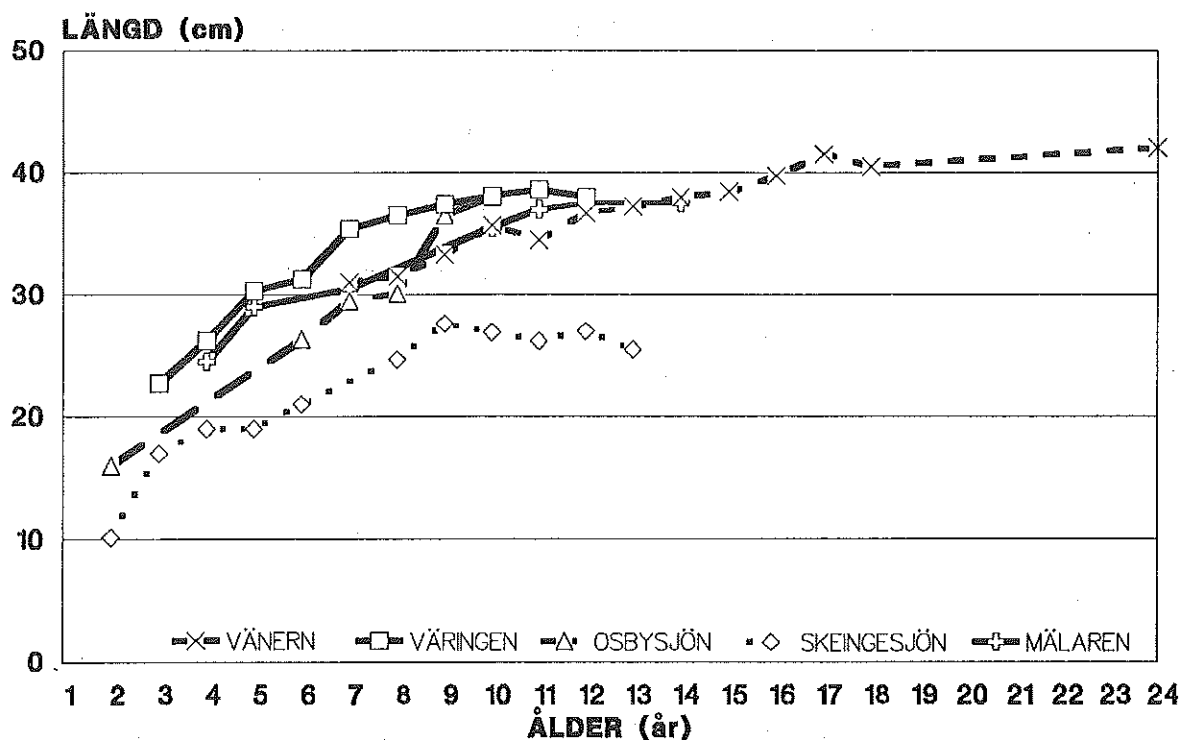
Tillväxten i andra undersökta vatten

Farens tillväxt i övriga provfiskade sjöar är sämre än i Väringen (Figur 13).

I Mälaren är tillväxten något lägre än i Väringen men materialet grundar sig endast på tio fiskar från 1983. I Vänern är tillväxten likartad den i Mälaren men faren tycks här bli äldre och når en något större slutlängd. Från Vänern finns 109 faren in-



Figur 12. Farens längd/viktrelation i Väringen, alla åren sammantaget.



Figur 13. Längd/ålderrelationen för åldersbestämde faren insamlade från alla sjöar.

samlade under sammanlagt två år. Fiske-nämndens (Karlstad) provfisken på diverse ställen i Vänern 1990 visade också på åtskilda årsklasser (Widén, 1991). Av 51 fångade faren var 22 stycken 16-19 cm, 25 mellan 25.5-31 cm och 4 där över.

Osbysjön hade ytterligare något lägre tillväxt men materialet utgörs endast av 13 individer.

Sämst tillväxt hade Skeingesjön, grundat på 147 individer från två år, plus 47 individer från länsstyrelsens provfiske 1988 (Collvin, 1991).

Denna skillnad i tillväxt mellan de olika sjöarna varifrån material finns var till viss del korrelerad med koncentrationen av total-fosfor (tot-P) i respektive sjö (Tabell 4). Enligt Wiederholm (1989) är värden mellan 25-50 µg/l tot-P tecken på ett "närlingsrikt tillstånd". Graden av påverkan uppskattas till intervallet "stark påverkan"- "mycket stark påverkan" (op.cit.).

I Skeingesjön kan man tydligt följa den dominerande årsklassen, sexåringar 1983, vidare som åttaåringar 1985 (Figur 14), vilka dock helt har försvunnit 1988.

Ur basmaterialet för Skeingesjön går det också att utläsa att köns mogna individer är större än icke köns mogna, dvs juveniler vid samma ålder, samt att honor är något större än hanar vid samma ålder. Skillnaden är dock liten och spridningen är stor.

Mycket få individer var större än 30 cm, sammanlagt endast två från 1983 och en från 1988. Faren blir här köns mogen vid en mindre storlek än i Väringen, fast vid ungefär samma ålder. Detta är dock nödvändigt för att reproduktion alls ska kunna ske.

Figur 14 visar också att Skeingesjön är den enda sjö där årlig rekrytering av faren tycks ske. Detta torde sammanhånga med att Skeingesjön också är den enda sjön med regelbunden vårflod som ger högt vattenstånd. Övriga vatten är hårt reglerade.

Tabell 4. Subjektiv rangordning av tillväxten av faren i de olika sjöarna i förhållande till en genomsnittlig koncentration av sjöarnas total-fosforhalt.

Tillväxt	Sjö	Tot-P µg/l	Referens
Hög	Väringen	25	Länsstyrelsen i Örebro län (1991), medelv. 1974-90
	Mälaren	23	Persson et al. (1990), medelv. 1971-85, lokal S. Björkfjärd
	Vänern	10-36 (högst i djupa vikar)	KM-lab (1989)
	Osbysjön	28	Länsstyrelsen i Kristianstad län (1991), medelv. 1988-89
Låg	Skeingesjön	21	Op.cit., medelv. 1988-90

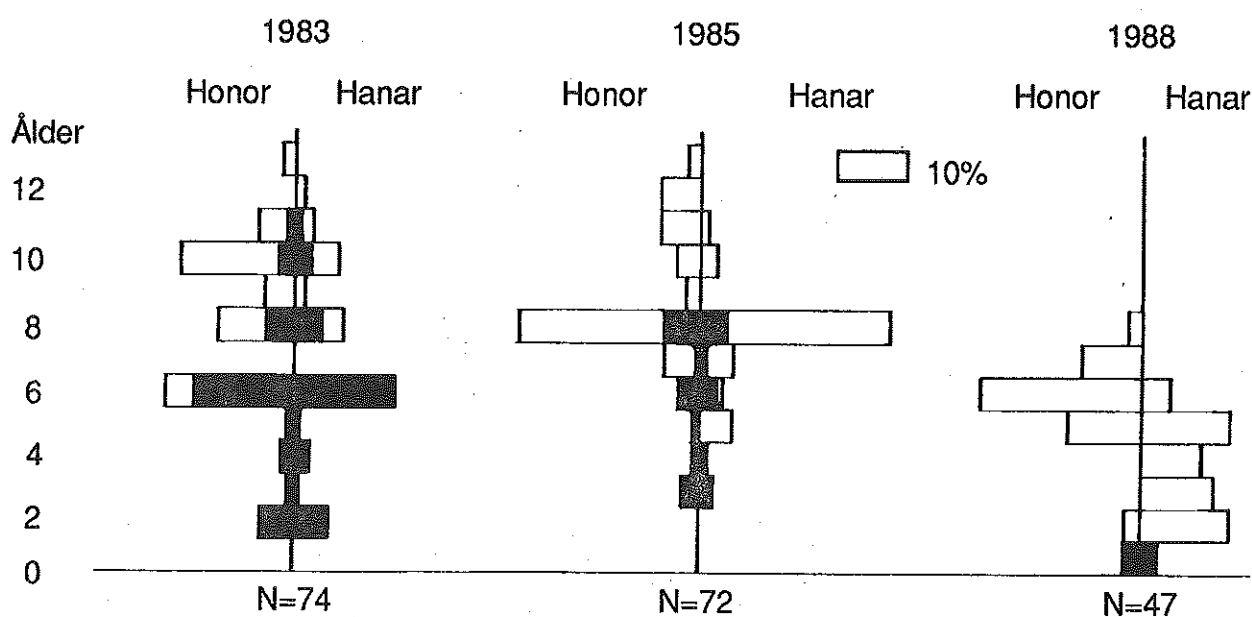
Andra uppgifter om tillväxten

Uppgiften om en maxvikt på 2 kg och 40 cm längd i Brehm (1929) får anses som felaktigt då det låter mycket oproportionerligt.

Enda uppgift om tillväxt i Hjälmarens är i Alm (1917) som berättar om ett exemplar på 32 cm, 0.29 kg och med en trolig ålder på åtta år "... varför tillväxten åtminstone hos detta individ varit utmärkt." Detta låter

rimligt och är då i paritet med materialet från Vänern.

Uppgifter från Finland visar på både stora och gamla faren. Lagom (1962) redovisar från sjön Rautavesi, ca 30 km², faren på upp till 20 år. Dessa två individer vägde 690 och 730 g. Som 8-åringar var de små jämfört med faren från Väringen. 18 stycken hade en medellängd på 26.2 cm och medelvikt på 153 g.



Figur 14. Ålderpyramid för farenfångsten från Skeingesjön 1983, 1985 och 1988. Till vänster honor, till höger hanar, i mitten (svart markering) juvenila.

DISKUSSION

Utbredningen

Som tidigare visats så förklarar Ancylussjöns högsta utbredning farens möjlighet att ta Skandinaviska halvön och dess inlandsvatten i besittning. Att faren ändå bara finns i ett fåtal vattensystem kan bero på rådande temperatur, närsalt- och konkurrensförhållanden.

Farens förekomst i de stora sjöarna sammanfaller med ett bälte över Sverige med högsta genomsnittliga sommartemperatur för perioden april-oktober (Atlas över Sverige, 1971). Även Helgeåns nedre delar har ovanligt hög somarmedeltemperatur. Båda dessa områden är tämligen små och sins emellan helt åtskilda. Detta talar för att farens nuvarande utbredning inte begränsas av vinterns eller sommarens längd men åtminstone till viss del av sommarens maxtemperatur. Ytterligare stöd för detta ger farens utbredning i Finland. Södra Finland har, jämfört med motsvarande breddgrader i Sverige, kallare och längre vintrar, kortare somrar men högre somarmedeltemperatur (Vedin, 1991). Det förklarar också varför faren inte finns i Danmark, dit den hade tillträde tack vare Ancylussjön. Danmark har ett utpräglat kustklimat med relativt svala somrar.

För att faren ska kunna fortleva måste vattnet troligen också ha en hög närsalthalt som tillsammans med den höga vattentemperaturen ger rikligt med plankton. Troligen är faren en väl så skicklig vandrare uppströms som andra cyprinider. Men ovanför liggande vatten kan ha varit för kalla, för magra eller sakna vårhögvatten. Eller så har näringshalten inte blivit tillräckligt hög förrän i historisk tid, samtidigt som vandringsvägarna då började spärras av. Motala Ströms vatten är säkerligen tillräckligt näringsrikt idag, men är för kallt pga Vätterns

dominans i flödet i ett område som för övrigt har Sveriges lägsta ytavrinning. Ringsjöns (Skåne) närsalthalt och fiskfauna skulle med stor sannolikhet passa faren utmärkt. Men den avvattnas västerut, vilket gör att Ancylussjön inte "hjälppte till" med spridning av faren.

Dessa hypoteser styrks av att faren alltid uppträder som "sista art". Alla andra vanligare cyprinider finns i de vatten som faren förekommer i. Övriga arter tolererar lägre somarmedeltemperatur och/eller lägre närsalthalter.

Även malen gynnas av varma somrar. Den kräver också hög temperatur, 22 grader för lek (Nathanson et al., 1987). Men malen behöver även hög temperatur året innan för att könsprodukterna ska kunna bildas. Dessutom behöver malen inte en näringsrik, dvs planktonrik miljö utan snarare en fiskrik miljö.

Temperaturens inverkan över utbredningen går troligtvis via födan. Föreliggande material visar att faren har en tillväxthastighet som ofta är bättre än andra arter. Farens smala födonisk samt konkurrens från andra planktivorer, kan dock troligen hämma utbredningen om inte planktonfaunan kvantitativt eller kvalitativt är den ideala.

Årsklassfluktuationerna

Rekryteringen är ojämn vilket ger en instabil åldersstruktur. Detta är inget speciellt för svenska förhållanden. Det kan möjligen bero på att faren befinner sig på gränsen till sin utbredning i Sverige. Men detta fenomen är också vanligt för planktonätande fiskar och har ofta observerats på annat håll (Kuznetsov, 1980). Ilina och Gordeev (1980) visar på en variation mellan årsklas-

serna hos faren på upp till en faktor 25. Födötillgången, åtminstone för de vuxna, har underordnad betydelse. Kuznetsov (1980) hävdar att reproduktionsförhållandena är avgörande. Starka årsklasser följer på år med kraftig vårflod, dvs högt vattenstånd. Jermolin (1983) beskriver farens krav på lekförhållandena. Faren är speciellt känslig och reagerar negativt på vattenstånd, sjögång, vindomblandning m m. På liknande sätt har Svärdson och Molin (1973) visat att gösens starka årsklasser i stället följer på varma somrar.

Faren måste alltså nå sina lekplatser. De starka årsklasserna i både Skeingesjön och Väringen härstammar från 1977 då det åtminstone i Väringen var den värsta vårfloden och översvämningen på mycket lång tid.

Att yngel saknas från vissa år och att leken uteblir kan således bero på vattenstånd och temperatur i samverkan vid tidpunkten för leken. Enligt Kuznetsov (1980) skulle denna "känslighet" för vattenståndet tyda på en låg ekologisk anpassning till varierande lekförhållanden.

Svärdson (1976) visar att mörtynglens överlevnad första vintern är avhängigt en varm sommar och god födotillgång, alltså liknande faren fast mörten tolererar lägre nivåer. Inga studier har ännu gjorts över om yngel från faren verkligen bildas, men inte klarar övervintringen, eller om misslyckandet sker redan vid leken, dvs de år då ingen ny årsklass av faren uppstår. Mycket arbete har ändå lagts ner i Väringen för att hitta och fånga farenyngel, dock utan framgång. Rotenon, fiske med elektricitet och fiske med dynamit i vegetationsbälten har prövats vid ett flertal tillfällen utan något som helst resultat. Metoderna som sådana fallerar dock inte eftersom rikligt med yngel av andra arter fångades.

Enligt Svärdsons (1976) teorier bör faren lida av uttalad intraspecifik födokonkurrens mellan yngel och adulter. Detta ska gälla för arter där yngel och adulter har samma föda och samma uppehållsplatser,

vilket för övrigt är vanligt endast hos planktivorer. Om så är fallet kan resultatet bli en självgenererande fluktuation i rekryteringen genom ett negativt samband mellan adulter och yngel. God rekrytering skulle då uppstå under år då en låg adulttätet kombineras med optimal kombination av sommartemperatur och vattenregim. Föreliggande studier bekräftar inte detta tydligt då de få yngre årsklasser som påträffats tycks ha haft en mycket god tillväxt.

Ett tydligt undantag är dock Skeingesjön (Figur 14) där tillväxten är låg och många årsklasser är representerade. Just på grund av att rekryteringen oftast är framgångsrik i Skeingesjön kan detta leda till att intraspecifik födokonkurrens faktiskt föreligger här. Att detta inte syns i övriga undersökta vatten indikerar att det i dessa år lektillfällena som är begränsande eller möjligen att konkurrensen från andra arter är större.

En liten och successiv minskning av vuxna individer är mycket svår att upptäcka. Inget tyder på att tillväxten på juveniler är större om tidsavståndet är längre till framförliggande årsklasser. Även detta styrker att det är lektillfällena som begränsar.

Den tidigare beskrivna sena könsmodningen, med den egentliga rekryteringen till lekpopulationen först vid 7-8 års ålder, är också ett stort ekologiskt handikapp. Sen könsmodnad tillsammans med specifika lekkrav gör att rekryteringen endast sällan lyckas. Detta har en starkt hämmande effekt på spridningsförmågan.

Födospécialiseringen

Faren är en utpräglad planktonspecialist. Milbrinks (1973) observationer av växtdetritus tolkas som en "bifångst" vid födosök i eller nära bottensedimenten. I högeutrofa miljöer kan riklig förekomst av oligochaeter förekomma. Säkerligen sker då också en viss konsumtion. Möjligen filtrerar faren i övrigt födan direkt ur vattnet, alltså inte

plockar födopartiklarna en och en. De täta gälräfständerna är ett indicium. Maganalyser har också visat att magen kan innehålla mycket stora mängder plankton. Tiden för fångst skulle svårligen räcka till för födolokalisering och fångst av alla dessa enskilda byten. Man har också funnit vissa braxenpopulationer som är obligata filtrerare (Hamrin, 1991). Faren skulle då i näringsrika och grumliga vatten kunna vara den skickligaste filtreraren, åtminstone temporärt.

En sådan specialisering kan förklara farens dominans i de vatten där den förekommer. Enligt Svärdson (1976) medför detta en betydande påverkan i form av nedbetning av zooplanktonsamhället vilket i sin tur gynnar växtplanktonsamhället och primärproduktionen. En zooplanktonspecialist som faren skulle i så fall inte bara gynnas av näringsrika vatten. Den kan bidra till en konservering eller rent av ökning av eutrofieringen. Om man då ställer frågan på sin spets kan man rent av spekulera i om riklig farenförekomst är ett resultat av eller en bidragande orsak till eutrofiering.

Att faren uppträder som "sista art" när närsalthalterna kan börja närma sig kritiska nivåer, en supereutrof miljö, speglas också av att faren i Vänern mycket ofta förknippas med områden med pappersmassfabriker, närsaltutsläpp och upplagrade fiberbankar. Svärdson (1976) visar också att avkastningen i sjöar ökar om det finns fler dominanta fiskarter. Att närsalthalten och primärproduktionen är positivt korrelerad med fiskbiomassan och artsammansättningen, kanske lika mycket som tvärt om, diskuteras också av Henriksson et al. (1980) och Lazzaro (1987). De i detta arbete undersökta sjöarna är alla artrika och med hög närsalthalt, åtminstone lokalt. En viss korrelation föreligger också mellan närsalthalten och farens tillväxt.

Att riklig primärproduktion är viktig för faren förstås också av att faren kraftigt dominerar de första åren efter stora dämning-

anläggningar (Banarescu et al., 1978, Yurovitsky, 1958). Vid dämning uppstår en "positiv dämningseffekt" de första åren i form av ökad utsköljning av närsalter. Planktonfaunan utvecklas snabbt och med den faren. Efter något tiotal år avtar närsalthalten och bottenfaunan utvecklas. Faren minskar då och braxen ökar (Banarescu et al., 1978).

Lektemperaturens betydelse

Varför leker faren vid så låg vattentemperatur som 9 grader, i relation till andra cyprinider, trots att den för övrigt föredrar varmt vatten? Ett skäl är att de lekplatser som prefereras uppstår vid vårfloden och då är vattnet fortfarande kallt. Födötillgången för larverna och ynglen blir då också optimal.

En annan orsak kan vara att närbesläktade arter som leker i samma områden måste vara åtskilda vid tidpunkten för lek. Annars är risken stor för utbredd hybridisering mellan arter med angränsande lektemperaturer. På översvämmade strandängar stiger det kalla smältvattnet upp men kan därefter värmas upp på mycket kort tid. Kraftiga temperaturgradienter uppstår mellan det öppna vattnet och de översvämmade, skyddade men solexponerade översvämningsmaderna. Skillnaderna kan också bli stora mellan olika tider på dygnet. Det är inte ovanligt att man finner cyprinidhybrider i artrika sjöar.

Väringen, faren och sjögullet

Lönnberg (1896) beskriver sjögull som en ny sjöväxt med betydelse för fisket. Han beskriver den stora näringsrikedomen kring växten och det därav följande värdet för fiskynglets överlevnad. Sjögull skulle också ha ett stort värde som gömsle för alla fiskars yngel. Möjligen kan Eckerbom (1940) ha tänkt på detta också när han planterade

in sjögull i Väringen. Enligt vad han själv skriver så var det snarare hans botaniska intresse som gjorde att han planterade sjögullet vid sitt "boställe" i Väringen. Med tiden insåg han sitt misstag. "Det blev allt mer uppenbart att jag släppt en farlig Barabas lös i min hemsjö." Han beskriver hur sjögull håller tillbaks vassen samtidigt som den sprider sig ända ut på tre meters djup.

I dag täcker sjögullsmattorna många tiotals hektar av Väringen. Nästan allt fiske med annat än handredskap har upphört. Dels för sjögulletts skull, dels för mängden "skräpfisk" som inte bara gör att man får små mängder matfisk; man får också ett betydande merarbete. Sjögull har bromsat upp vattengenomströmningen i sjön. De täta bestånden fungerar som sedimentationsfällor, låser näringsämnena i sjön, grundar upp och låter slutligen annan vegetation vandra ut från land.

Sedan 1982 har sjögullet med viss framgång börjat bekämpas. Frövifors Bruk ansvarar nu för klippning sommartid. Detta har successivt gjort sjön öppnare, syrgasförhållandena på bottenarna har kraftigt förbättrats. Men klippningen måste fortsätta för sjögull är mycket livskraftigt och kommer annars tillbaks på ett par år.

Troligen har sjögull bidragit till sjöns fiskrikedom med många arter och stor biomassa. Den har troligen också bidragit till att vitfiskens numera är så dominant. Vitfiskyngel och de därefter följande yngre årsklasserna uppehåller sig inne i vegetationen, det blir en yngelkammare. Där finns mycket rikligt med föda och skydd. Men även rovfiskens yngel, främst gädda, behöver skydd första tiden. De uppehåller sig naturligt i vegetationen de också, men blir troligen snabbt nedbetade. Det har uppstått ett omvänt predationstryck.

Sötvattenlaboratoriets sjöregister har uppdaterade uppgifter rörande Väringen fram till 1938. Där nämns att det då fanns en yrkesfiskare och 20 binäringsfiskare i

sjön. Sjögull nämns inte utan hade troligen bara just börjat spira vid Eckerboms brygga. Årlig genomsnittsfångst anges till bl a 2 ton gös, 2.5 ton gädda, 1.2 ton abborre, ett kvarts ton vardera av asp och lake men endast 300 kg faren.

Sedan sjögullklippningen började och Frövifors Bruk fått skärpta regler för rening har en viss förbättring börjat ske. En kraftfull gösinplantering gjordes också 1985. Fiskmängden har successivt minskat åren 1973-80-88 (Olofsson, 1989). Andelen matfisk ökar. Gösen ökar sin andel i fångsten och likaså tillväxten. Årsklass 1985 utgör 40% av gösarna vilket starkt visar att utplanteringen lönar sig. Faren har minskat sin viktsandel i fångsten från 47.3% 1980 till 38.3% 1988 och gersen har nästan försvunnit.

Vid 1988 års provfiske hade faren likadan längdfördelning som 1980. De som åldersbestämdes till 11 år och var födda vid översvämningen 1977 fanns med som treåringar vid fisket 1980. Enligt Olofssons (1989) beräkningar har tillväxten hos yngre faren minskat. Detta skulle i så fall kunna vara ett resultat av sjögullsklippningen och sjunkande närsalthalter (Grahn & Sangfors, 1984).

För att Väringen ska bli en bra fiskesjö igen behövs fortsatt vegetationsbekämpning av sjögull men även av bladvass som har börjat vandra ut i sjön som en följd av sjögulletts uppgrundning. Det behövs också fortsatt fiskevård i form av gösutplantering. Förhoppningsvis kan den spirande stammen av signalkräftor på sikt minska sjögulletts spridning (Först & Andersson, 1988). Sist men inte minst behövs ett mycket kraftigare fisketryck än idag. Fiske med yrkesmässiga redskap skulle dels kunna ge försörjning, dels skulle det på sikt ge bättre artbalans och bättre tillväxt i fiskfaunan. Detta skulle kanske också leda till en något mindre eutrof sjö med klarare vatten.

Faren och Helgeån

Varför finns faren i Helgeåns vattensystem, helt skild från övrig svensk förekomst? Det är inte omöjligt att det som berättas i de gamla fiskverken om enstaka faren i Helgeåns mynning (se avsnittet Utbredning) är en helt korrekt observation. Faren fanns kanske inte i slutet av 1800-talet annat än i Helgeåns nedre områden. På den tiden var Helgeåns övre delar en fin lax- och öringå med omfattande forspartier.

I Atlas över Sverige (1971) har, som tidigare nämnts, även Helgeåns nedre delar en hög sommarmedeltemperatur. Hela området upp till Kristianstad är också mycket låglänt och där finns fortfarande en del våtmarker kvar. Innan de stora dikningsprojekten ägde rum var det ännu mycket mer våtmarker, bakvatten och korvsjöar. Stora områden av Hammarsjön, idag 0.7 m ö h, och nedströmsliggande områden har i modern tid dikats ut och torrlagts (Skånska rekognoseringskartan, 1986) Dessa grundområden, med mycket varmt vatten sommartid, kan mycket väl hyst en rik fiskfauna inkluderande faren.

Inte förrän omkring 1910 byggdes det första dämnet och vandringshindret i ån (Ivarsson, 1991). Forspartierna var troligen omöjliga för faren att forsera före dammbygget. Dammbygget kan ha gjort forspartierna till lugnvatten och samtidigt, vid något eller flera tillfällen, ha "slussat upp" faren till nya områden uppströms. När det finns konstgjorda dämmen så finns det folk och bosättningar, och därmed människor som fiskar och flyttar fisk. På detta sätt kan möjligen faren i modern tid ha tagit först Helgeåns lägre, skånska delar i besittning och senare de högre belägna smålandsvattenen. De är osannolikt att om faren tidigt varit så spridd i Helgeån som den är idag att den inte tidigare då upptäcktes.

Varför tycks faren ha en tämligen jämn rekrytering endast i Skeingesjön (Figur 14)? Skeingesjön är idag den enda lokal med ett

livskraftigt bestånd av faren i ett vatten som fortfarande till stor del fått behålla sina naturliga vattenståndsfluktuationer mellan årstiderna. Skeingesjön har varje år en vårfloed vilken tillfälligt höjer sjöns vattenstånd ordentligt (op.cit.). Denna förklaring verifierar att farens ojämna rekrytering till största delen är avhängig vattenregimen. Vänern, Mälaren och Hjälmaren försöker man aktivt hålla låga före vårfloeden för att inga högvatten med översvämningar ska inträffa på våren. Även Väringen försöker man hålla jämn nivå på vilket går de år vårfloeden blir långsam eller sparsam. Häftiga vårfloeder klarar man inte utan översvämningar, vilket resulterar i lyckade farenlekar.

Detta kan också förklara varför faren är småvuxen och långsamväxande i Skeingesjön. Intraspecifik födokonkurrens föreligger här då rekryteringen alltid är fullgod. Vattnet är inte speciellt näringsrikt och utsetts också för försurning och urlakning från skogsmarken.

I Osbysjön, strax nedströms Skeingesjön, råder andra förhållanden. Här märks sällan vårfloeden i form av översvämningar; kraftig korttidsreglering sätter i stället sin prägel på sjön. Rekryteringen är störd (Figur 4) men tillväxten är bättre och likaså storleken. Sjön är också näringsrikare, troligen delvis beroende på ett kommunalt reningsverk i Osby. Lokalbefolkningen hävdar också att gäddan har minskat sedan korttidsregleringen började. Som tidigare nämnts så är gäddan lika känslig för vattenståndsfluktuationerna vid leken som faren (Kuznetsov, 1980).

För Osbysjöns del är det knappast heller så att farenpopulationen endast är avhängig neddrift av yngel från Skeingesjön. I så fall borde det inte finnas så mycket faren som det ändå gör (Figur 3). Rekryteringen borde inte heller vara så ojämn som framgår i Figur 4. Avståndet sjöarna emellan är också så långt som bortemot 8 km.

Som nämnts i avsnitt Utbredning finns farenfångster i ytterligare fyra sjöar längre uppströms i Helgeån. Men där fångades mycket få exemplar. Endast sammanlagt 20 faren fångades på totalt 72 nätfiskeansträngningar. I dessa områden utgör försurningen ett hot. Dessutom ligger sjöarna ganska högt över havet, 127-143 meter.

Faren har kanske inte en så säker framtid i Helgeån och inte heller kanske så lång historia.

Typiska farenmiljöer

Faren trivs i de stora sjöarnas varma, grunda och näringsrika områden. Under speciellt högeutrofa förhållanden tycks faren ha en stabil ställning. I Molin och Svärdson (1981) redovisas endast två faren i fångster i fiskena i Mellanfjärden åren 1955-67. Under de högeutrofa förhållandena som var under slutet på 60-talet och en bit in i 70-talet fångades flera faren. I takt med att fjärden tillfrisknade fångades åter färre faren. Vid fiske med ålbottengarn i Storhjälmaren 1990 (Nyberg, 1991) fångas endast faren i de näringsrikaste västliga delarna, Björksundet, där Mellanfjärden rinner ut och Segersjöviken där Kvistmare kanal mynnar.

På likartat sätt ser det ut i Vänern. I grunda varma vikar förekommer faren rikligt. Detta gäller bl a Åsfjorden och Grumsfjorden vid Grums och Varnumsviken vid Kristinehamn. Faren förekommer också i Dättern. En intressant observation (Ros, 1982) är att faren ofta är vanlig vid gamla pappersbruk inom sitt utbredningsområde. Det gäller bland annat just Grums, Skoghall och Varingen. Här återfinns ofta märkliga fiberbankar, vilka bidrar till näringsrikedomen.

Farens framtid

Farens framtid i Sverige hotas av två vitt skilda faktorer. Den ena är utbyggnaden av

kommunala reningsverk och minskade utsläpp från jordbruksdriften. Vattnen kommer i Sverige att bli successivt renare avseende närsalthalten. Hittills har faren ökat i många vatten när eutrofieringen ökat (Först & Andersson, 1988) så att yrkesfisket till och med försvårats. Risken är nu, när vattenkvaliten blir bättre och vattnen klarare, att också faren på sikt kommer att minska. Idag får man bara faren i varma, näringsrika vikar i Vänern. De öppna områden av Vänern är alldeles för kalla och närsaltfattiga (KM-lab, 1989).

Den andra faktorn som hotar faren är vattenkraftutbyggnaden där man numera i befintliga kraftverk försöker jämna ut flödena och undvika översvämningar eller där man sänker vattnet just när leken ska ske. Detta leder till sämre lekresultat eller utslagning av lekresultatet.

På kort sikt föreligger ingen risk för fullständig utslagning från befintliga lokaler, då dessa alla är stora och sammanhängande, dock med Helgeån som ett viktigt undantag. Däremot kommer nog faren att successivt tvingas in i krympande områden med för faren fortfarande gynnsam miljö. Inom dessa lokaler kommer troligen inte faren heller att vara så dominant i framtiden.

Enligt Rundberg (1991) har faren minskat i stora delar av Mälaren de sista åren. Samtidigt har total-fosforhalten minskat (Persson et al., 1990). Detta kan vara ett tecken på att reningen av tillrinnande vatten börjar ge effekt, och faren minskar eller tvingas in i skyddade vikar. Ett liknande skeende kan väntas inträffa i varma djupa vikar i Vänern.

Trots farens begränsade utbredning på Skandinaviska halvön idag, tillsammans med vissa risker för ytterligare lokal minskning, bör man vara mycket försiktig med att föra över faren till nya vatten och vattensystem. I varma och näringsrika miljöer kan lokalt finnas förutsättningar för att faren etablerar sig och därefter ökar till sådana mängder så att fisket försvåras och försämras. Risken att faren konkurrerar ut

andra fiskarter till utslagning tycks dock vara mindre.

Faren tycks vara mycket väl anpassad i den speciella miljö den förekommer. Konkurrensen från andra arter är här begränsad. Det effektivaste predationsskyddet är den höga kroppsformen och relativt snabba tillväxten, vilket vid ett pelagiskt liv kompenserar för avsaknaden av skydd eller gömslen. Detta förhindrar framför allt predation från gös, vilken uppehåller sig pelagiskt i varma, näringsrika och grumliga vatten, precis som faren. Visserligen kan stora gäddor äta fisk i storlek som stor faren (Svärdson, 1965) men gäddor uppehåller sig inte så ofta pelagiskt utan väntar oftast ut sitt byte i skydd. Gäddan är också mer beroende av synen och får svårt att jaga i grumligt, näringsrikt vatten i vilket faren ofta uppehåller sig. Enstaka fullvuxna faren har påträffats i gäddmagar vid provfiske men då bara i gäddor över ca 5 kg.

ERKÄNNANDEN

Studierna kring faren har finansierats med bidrag från Fiskeriverket. Ett stort tack till Erik Degerman och Lennart Nyman för alla uppmuntrande tillrop och kritisk granskning av manus, samt hjälp med databearbetningen. Ett mycket stort tack också till

alla yrkes- och sportfiskare som har bistått med material samt mina fältmedhjälpare, då i synnerhet Sven-Arne Nyström med familj i Frövi som bokstavligt talat har bistått mig i vått som torrt under många trevliga stunder.

LITTERATUR

- Ahonen, R.** 1983. Yrkesfiskare i Liljedal, söder om Slottsbron, Vänern.
- Alm, G.** 1917. Undersökningar rörande Hjälmarens naturförhållanden och fiske. Medd. från Kungl. Lantbruksstyrelsen no 204 (no 3:1917).
- Almer, B.** 1979. Vänerprojektet 1972-77, fiskedelen. (English summary: Lake Vänern project 1972-77, fishery investigations.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 40 p.
- Almer, B. & T. Larsson.** 1974. Fiskar och fiske i Vänern. (English summary: Fishes and fishery in Lake Vänern.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (8). 119 p.
- Andersson, K.A.** 1964. Fiskar och Fiske i Norden. Natur och Kultur, Stockholm.
- Atlas över Sverige.** 1971. Nr 19-20 och 23-24. Generalstabens litografiska anstalts förlag. Stockholm.
- Aurell, I.** 1968. Braxen. En studie i fiskens fortplantning, utbredning och beteende. (Fotokopia.) 71 p.
- Banarescu, P.** 1964. Fauna Republicii Populare Romine. Pisces-Osteichthyes. Vol. XIII. Editura Academiei Republicii Populare Romine, Bucaresti.
- Banarescu, P., G. Brezeanu & A. Petcu.** 1978. Einfluss der Dämmung der Donau im gebeit des Eisernen Tores auf die Fischfauna. Trav. Mus. Hist. nat. "Grigore Antipa" 19, Bucuresti.
- Biro, P. & P. Garadi.** 1974. Investigations on the growth and populationstructure of bream (*Abramis brama*) at different areas of Lake Balaton, the assessment of mortality and production. Annal. Biol. Tihany, 41. Hungaria.
- Borås Tidning.** 1987. Fiskeligan 20/7, 1987. p. 3.

- Brehm**, 1929. Djurens liv. Aktiebolaget Familjeboken, Stockholm.
- Börje**, M. 1985a. Muntl. Genomgång av diverse arkivmaterial på Fiskenämnnden i Södra Älvsborg.
- Börje**, M. 1985b. Muntl. Genomgång av diverse arkivmaterial på Länsstyrelsen i Älvsborg.
- Collvin**, L. 1991. Länsstyrelsen i Kristianstads läns provfiskeri i Skeingesjön 1988. Rådata-protokoll.
- Collvin**, L. & L. **Persson**. 1975. Osbysjön - statusundersökning med förslag till restaurerande åtgärder. Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Curry-Lindahl**, K. 1985. Våra fiskar. Havs- och sötvattensfiskar i Norden och övriga Europa. Nordstedts, Stockholm.
- Degerman**, E. 1991. Muntl. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- Dohms**, V.U., T. **Hongslo**, D. **Hoverman**, M. **Strand** & S. **Åkeby**. S. 1978. Limnological study of lake Alstasjön in Uppland, Sweden, Feb-Mar, 1978. Student report in limnology D2/E1. University of Uppsala, Sweden.
- Eckerbom**, N. 1940. Den smackande näckrosen. Svensk Fisk. Tidskr. 49(9):212-215.
- Ekman**, S. 1922. Djurvärldens utbredningshistoria på Skandinaviska halvön. Stockholm.
- Ekman**, T. 1904. Notis i Svensk Fisk. Tidskr. 13(II):96.
- Ekman**, T. 1913. Faren. Svensk Fisk. Tidsskr. 22(5):129-130.
- Enderlein**, O. 1981. When, where, what and how much does the adult cisco eat. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:21-32.
- Filipsson**, O. 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske- och provtagningsmetoder. 2:a uppl. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16). 26 p.
- Filuk**, J. 1963. Biologiczna charakterystyka polowow leszcza (*Abramis brama*) zalewu wislane-go. (Biological characteristics of bream catches of Vistula Firth.) Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni. Nr 12/A.
- Fischerström**, J. 1785. Utkast til beskrifning om Mälaren. Holmberg, Stockholm.
- Fürst**, M. & B.O. **Andersson**. 1988. Restaurering av Hjälmarens kräftfiske. (English summary: Restoration of the crayfish fishery in Lake Hjälmaren.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3). 62 p.
- Grahn**, O. & O. **Sangfors**. 1984. Miljökonsekvensbedömning av utsläpp av organiskt syretärande material och närsalter från Frövifors bruk under tiden 1967-1984. Svenska Miljöforskargruppen AB.
- Grahn**, P. 1991. Guide till våra karpfiskar. Sportfiske (7-8):30-33.
- Grzimek**. 1968. Animal life encyclopedia. Vol. 4. Fishes I. Kindler, Zürich.
- Hamrin**, S. 1991. Muntl. Limnologiska institutionen, Lunds universitet.
- Hargeby**, A. 1985. Fiskens överlevnad vid syrebrist vintertid - en fråga om att fly eller illa fäktas? Fauna och Flora 80:81-92.
- Hegi**, G. 1927. Illustrierte Flora von Mittel-Europa. 5(3):1961-1964. München.
- Henriksson**, L., H. **Nyman**, H. **Oscarsson** & J. **Stenson**. 1980. Trophic changes, without changes in external nutrient loading. Hydrobiologia 68.
- Hildén**, M. & H. **Lehtonen**. 1982. Management of the bream, *Abramis brama*, stock in the Helsinki sea area. Finn. Fish. Res. 4:46-61.
- Hillebrandsson**, C.U. 1786. Inträdes-tal, om sjön Hjälmaren; Hället för Kongl. Vetenskaps Akademien den 9 augusti 1786. Tryckt hos J. G. Lange, Stockholm.
- Iina**, L.K. & N.A. **Gordeev**. 1980. Importance of water-level regime for reservoir fishery. Institute of the Inland Waters, Academy of Sciences of the USSR. Translated from Vodnye Resursy, no 2, 1981. Plenum Publishing Corporation.
- Ivarsson**, A. 1983. Muntl. Fiskeribiolog och lärare i Osby, Skåne.
- Ivarsson**, A. 1991. Muntl. Fiskeribiolog och lärare i Osby, Skåne.
- Jermolin**, V. 1983. Muntl. State Res. Inst. Lake River Fish., Saratov.
- Johansson**, C. & J.-Å. **Johansson**. 1974. Födoval hos mört- och braxenyngel (Cyprinidae) i Sövedsjön, Skåne. (English summary: Food selection of roach and bream fry (Cyprinidae) in Lake Sövedsjön, Scania, Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (13). 31 p.
- Junger**, H., K. **Kotrschal** & A. **Goldschmid**. 1989. Comparative morphology and ecomorphology of the gut in European cyprinids (Telostei). J. Fish Biol. 34:315-326.
- KM-lab**. 1989. Norra Väneren 1989. Del 1. Undersökningar i Säffle, Grums, Karlstad och Hammarö kommun. KM-laboratorierna AB.
- Kajosaari**, H. 1971a. Vinterfiske med nät under is. FiskTidskr. Finland 6:115-119.
- Kajosaari**, H. 1971b. Talvisen verkkopyynnin perusteiden tutkimus Lohjanjärven isoselällä vuosina 1959-70. (Nätfiskets grunder under vintern i sjön Lohjanjärvi under åren 1959-70.) Kalataloussäätiön monistettuja julkaisuja 44. Helsingfors.

- Kuznetsov, V.A.** 1980. Fluctuation in the abundance of commercial fishes influenced by regulated river discharge (as exemplified by Kuybyshev Reservoir). *J. Ichthyol.* 20(5):32-38.
- Lagom, T.** 1962. Rauta- ja Leikoveden. Monistettu julkaistu N:o 20. Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Helsinki.
- Lammens, E.H.R.R., H.W. de Nie, J. Vijverberg & W.L.T. van Densen.** 1985. Resource partitioning and niche shifts of bream (*A. brama*) and eel (*A. anguilla*) mediated by predation of smelt (*O. eperlanus*) on *Daphnia hyalina*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(8):1342-1351.
- Lazzaro, X.** 1987. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviors, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia* 146.
- Lilljeborg, W.** 1891. Sveriges och Norges fiskar. Tredje delen. Upsala.
- Lundberg, R.** 1899. Svenska insjöfiskars utbredning. Medd. Kungl. Lantbruksstyr. nr 10.
- Länsstyrelsen i Kristiansstads län.** 1991. Helgeåns vattendragskontroll. Rådautdrag.
- Länsstyrelsen i Örebro län.** 1991. Kontrollprogrammet för Väringen. Rådautdrag.
- Lönnberg, E.** 1896. *Limnanthemum nymphaeoides*, en ny svensk sjöväxt och dess betydelse för fisket. *Svensk Fisk. Tidskr.* 5(1):129-132.
- Malm, A.W.** 1877. Göteborgs och Bohusläns fauna. Rygggradsjuren. Göteborg.
- Milbrink, G.** 1973. Fiskens näringsval i Ekoln - en sammanfattning av tre delundersökningar. On the feeding habits of fish in Ekoln in northern Lake Mälaren.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 52 p.
- Molin, G & G. Svärdson.** 1981. Fiskbeståndets förändringar i Mellanfjärden, Hjälmarens under åren 1955-1978. (English summary: Fish population changes in Mellanfjärden, Lake Hjälmarens during 1955-1978.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3). 28 p.
- Monitor.** 1986. Sura och försurade vatten. Statens Naturvårdsverk, Solna.
- Muus, B.J. & P. Dahlström.** 1968. Sötvattensfisk och fiske. Nordstedt, Stockholm.
- Nathanson, J.E., R. Gustafson & L. Ohlsson.** 1987. Malens biotopval i Sverige. (English summary: Habitat choice in the sheatfish (*Silurus glanis*) in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (8). 49 p.
- Nilsson, S.** 1855. Skandinavisk fauna. Gleerups förlag.
- Nordqvist, O.** 1922. Sötvattensfiske och fiskodling. Bonniers, Stockholm.
- Nybelin, O.** 1937. Våra fiskar och hur man känner igen dem. Bonniers, Stockholm.
- Nyberg, P.** 1985. Resultat från Sötvattenslaboratoriets provfiske år 1985. PM till fiskevattenägare.
- Nyberg, P.** 1991. Muntl. Fiskeristyrelsens utredningskontor i Örebro.
- Olofsson, S.** 1989. Fiskeribiologiska undersökningar i Väringen 1988 samt utvecklingstendenser 1973-1988. Fiskeristyrelsens utredningskontor i Örebro.
- Persson, G., H. Olsson & E. Willén.** 1990. Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 1. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. SNV Rapport 3759. Statens Naturvårdsverk, PMK-data, Sötvatteningenheten, Uppsala.
- Pettersson, J.** 1991. Muntl. Fiskerikonstulent, Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Kristianstads län.
- Poddubnyi, A.G.** 1979. The River Volga and its life. p. 304-339. Ed.: Mordukhai-Boltovskoi. Monographiae Biologicae Vol. 33. Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Proshkina, O.V.** 1988. Promysel sintsa v Kujbyshevskom vodokhranilishche. (Blue bream fishery in the Kujbyshev reservoir.) *Ryb. Khoz.* 12:58-60.
- Ricker, W.E.** 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191. 382 p.
- Ros, T.** 1982. Muntl. Dåvarande fiskeriintendent på fiskeriintendentkontoret i Örebro.
- Rundberg, H.** 1968. Fisket i Mälaren. Intervjuundersökning angående det yrkesmässiga fisket 1964-1966. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (13). 50 p.
- Rundberg, H.** 1971. Fisket i Hjälmarens. Intervjuundersökning angående det yrkesmässiga fisket 1966-1969. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (13). 30 p.
- Rundberg, H.** 1983. Muntl. Yrkesfiskare i Stallarholmen, Mälaren.
- Rundberg, H.** 1991. Muntl. Yrkesfiskare i Stallarholmen, Mälaren.
- Schmuul, R.** 1981. Törn; en sjö i Småland. Långsjö socken och Visserfjärda hembygdsförening. p. 69.
- Schulz, U. & R. Berg.** 1987. The migration of ultrasonic-tagged bream, *Abramis brama* (L.), in Lake Constance (Bodensee-Untersee). *J. Fish Biol.* 31:409-414.
- Sedlar, J. I. Stranai & A. Makara.** 1976. Contribution to the knowledge of age and growth of zope *Abramis ballerus* from Lake Zemlekes Czechoslovakia. *Biologia (Bratisl)* 31(11).

- Siebold, C.T.E.** v. 1863. Die Susswasserfische von Mitteleuropa. Verlag von W. Engelmann. Leipzig.
- Skånska Rekognoseringskartan.** 1986. Uppmätt av Fältmättningsbrigaden 1812-1820. Lantmäteriet och Krigsarkivet. Berlings, Arlov 1986.
- Smirnov, Y.A.** 1983. Muntl. Petrozavodsk.
- Smitt, F.A.** 1895. Skandinaviens fiskar. Nordstedts, Stockholm.
- Sporfiskarna.** 1991. Sveriges Sporfiske och Fiskevårdsförbund Sportfiskarna. Register för storfiskanmälan.
- Stuxberg, A.** 1894. Sveriges och Norges fiskar. Wettergren & Kerber, Göteborg.
- Sundevall, C.J.** Stockholms läns K. Hush:s sällskaps Handl. 6;te häft. p. 81-82. Citat ur Lilljeborg (1891).
- Sundström, C.R.** 1877. Fauna öfver Sveriges ryggradsdjur. H. Linnströms förlag, Stockholm.
- Svenskt Fiskelexikon.** 1956. Nordiska uppslagsböcker, Stockholm.
- Svärdson, G.** 1951. Spawning behaviour of *Leuciscus rutilus* Linné. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 33:199-203.
- Svärdson, G.** 1965. Braxen. Fiske 1965. Fiskefrämjandets årsbok.
- Svärdson, G.** 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55:144-171.
- Svärdson, G. & G. Molin.** 1973. The impact of climate on Scandinavian populations of the sander, *Stizostedion lucioperca*. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 53:112-139.
- Tengelin, B.** 1981. Provfiske i sjön Väringen i Närke, en jämförelse 1973 och 1980. Rapport till fiskeriintendenten i övre södra distriktet.
- Tengelin, B.** 1982. Litet provfiske vid farens lek. PM till fiskeriintendenten i övre södra distriktet.
- Tengelin, B.** 1983. Den okända faren. Svenskt Fiske 9:44-45.
- Tengelin, B.** 1984. Faren - en okänd svensk sötvattenfisk. Viltnytt 19. Statens Naturvårdsverk.
- Tengelin, B.** 1986. Faren förväxlas med braxen och björkna. Sportfiskaren 7-8:86.
- Tengelin, B.** 1987. Har du faren i dina vatten? Tidsskriften Fiskevård.
- Theorin, B.** 1983. Fiskenämnden i Kronobergs provfiske i Helgeåns vattensystem.
- Vedin, H.** 1991. Muntl. Meteorolog, SMHI, Norrköping.
- Volodin, V.M.** 1981. The effect of temperature on resorption in practically mature eggs and the development of the next generation of oocytes in the blue bream, *Abramis ballerus*, from Rybinsk reservoir. J. Ichthyol. 20(1):56-61.
- Volodin, V.M. & A.P. Strelnikova.** 1985. Stages of the postembryonic development of blue bream, *Abramis ballerus* under hatchery conditions. J. Ichthyol. 25(1):142-153.
- Wanzenböck, J. & F. Schiemer.** 1989. Prey detection in cyprinids during early development. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:995-1001.
- Wheeler, A.** 1978. Key to the fishes of northern Europe. Frederick Warne & Co, London.
- Widén, U.** 1991. Fiskenämndens i Värmlands läns provfiske 1990 inom ramen för recipientkontrollprogrammet i norra Vänern. (Stencil.)
- Wiederholm, T.** 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1. Närringsämnen, syre, ljus, försurning. SNV Rapport 3627. Statens Naturvårdsverk, Laboratoriet för miljökontroll. Uppsala.
- Yurovitsky, Y.G.** 1958. On the factors determining population density of *A. ballerus* in the Rybinsk reservoir. Zool. Zurn. 37.

ENGLISH SUMMARY: OBSERVATIONS ON THE BLUE BREAM (*ABRAMIS BALLERUS* L.) IN SWEDEN

On the Scandinavian Peninsula, the blue bream (*Abramis ballerus* L.) occur with certainty only in the water systems belonging to the three southern larger lakes: Lakes Vänern, Mälaren, and Hjälmaren, and in the system of River Helgeå in the southernmost part of Sweden. Locally in these systems, the blue bream populations may be abundant. Using various methods of test-fishing, samples of blue bream have been collected and analysed from a number of localities in the listed systems.

The blue bream lives pelagically and seems to avoid water layers close to the surface. Within the epilimnion, the density of a population usually increases with the water depth. Warmer, shallow and nutrient-rich areas are preferred.

During the spawning season the males develop dim pearl organs along small patches of the body. Spawning takes place on flooded shores in spring, when the temperature of the main water column reaches about 9°C. If spring flood and high water levels fail to appear, the spawning success will be reduced.

The blue bream feeds on zooplankton, and experience limited competition from other species in the specific pelagic environment where it is most common. As an adult,

the blue bream escapes predation by choosing a narrow pelagic habitat, but also by its deep, laterally compressed body.

In Lake Väringen, where the main part of the studies were performed, the sex ratio of the population was skewed. Males dominated among the younger age groups, while the proportion of females increased with increasing age.

Age determinations from scales were used to describe individual growth as well as relative year-class strength. At an approximate age of seven years, the growth leveled off to a total length of ca 40 cm. Older females were significantly longer than males of the same age. During the summer, Fulton's condition index for males were slightly higher than for females. The growth rate was positively correlated to the amount of total-phosphorus in the water.

Recruitment in blue bream, however, seems to be highly irregular. Except for high spring flood levels during spring, the blue bream requires a high water temperature during the summer, as well as very nutrient-rich waters with a high density of zooplankton.

The blue bream should not be regarded as a relict from warmer periods, but as a species adapted to a typical inland climate.

ZOOPLANKTON PÅ FULUFJÄLLET 1976-91

Torolf Lindström

Sötvattenslaboratoriet, 178 93 DROTTNINGHOLM

SAMMANFATTNING

I okalkade vatten på Fulufjället är halterna av kalcium och totalfosfor mycket låga och komplexet pH + aluminiumhalt har visat sig giftigt för fisk. I motsats till situationen i andra försurade vatten tycks en diaptomid inte kunna hävda sig i den mest försurade sjön på Fulufjäll, men heller inte i den minst påverkade sjön. Vid kalkning gynnas däremot *Mixodiaptomus*.

En försöksmodell (verbal) för styrning av zooplanktons sammansättning i Fulufjällssjöarna lanseras, inkluderande aluminiumhalt, temperatur, kalkhalt (enl. ovan) och ömsesidig påverkan mellan crustacéplanktonarter vartill man förmodligen bör lägga verkan av evertebrata predatorer och indirekta kaskadeffekter (Kerfoot & Sih 1987).

Förekomst av enstaka exemplar kan aldrig uteslutas för någon art men bestånd av Holo-

pedium finns bara i de sjöar som kalkats i tid så att fiskbeståndet inte dog ut och *Daphnia* har bara (åter-)etablerat sig i Rösjön som ägnats den största fiskevårdsinsatsen. Latenstid för återetablering diskuteras.

Fiskevård genom kalkning har pågått under många år i flera av sjöarna, men tills vidare har endast en expansion av crustacéplankton kunnat visas i St. Rösjön och N. Särnamannasjön. Däremot har man troligen undvikit negativa förändringar på crustacéplankton i övriga kalkade sjöar.

När *Mixodiaptomus*beståndet expanderade gick reproduktionen per hona ner. Motsvarande material för studier på Cladocerer och Cyclops finns bara från sista åren.

Analysen i denna rapport är i detta och vissa andra hänseenden preliminär.

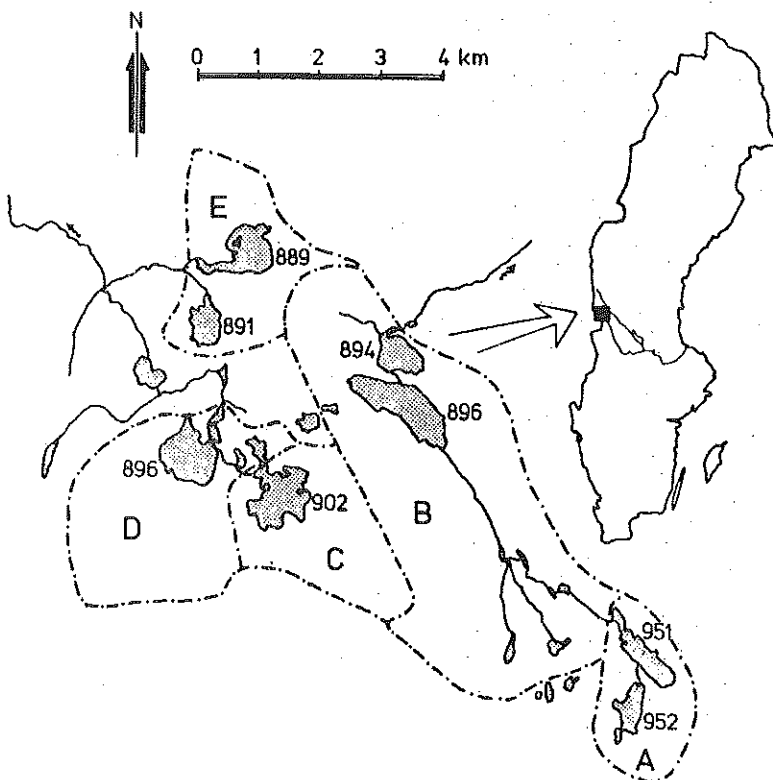
INLEDNING

Under en lång följd av år har vattenkemin i sjöarna på Fulufjället legat bortom gränsen mellan naturliga värden och sådana som orsakas av förbränning av fossila bränslen. Detta har tydligast dokumenterats i de sjöar där fyra fiskpopulationer, som varit etablerade där så långt tillbaka som kända källor rapporterat, har försvunnit under de senaste decennierna (röding och harr). I vissa vatten har en för fiskarna acceptabel vattenkemi kunnat upprätthållas med kalkning (Lindström et al. 1984).

Kunskapen om zooplankton omfattar perioden 1972-73 (Hanson 1974) och perioderna 1976-79 och 1989-91. Redan i början av 1970-talet hade nämnda fiskpopulationer försvunnit från respektive Ö. och N. Särnamannasjön och St. och L. Harrsjön. Genom analys av botten sedimentet (Nilsson 1984) kan man få säkrare kunskap om hur zooplanktonbestånd på Fulufjället såg

ut innan förbränning av fossila bränslen började påverka miljön. Med nu tillgängligt material kan man följa utvecklingen i sjöar där förändringen gått olika långt och fiskevårdsåtgärder satts in vid olika tidpunkter och med olika intensitet (Figur 1, Tabell 1-5). I Ö. Särnamannasjön har inga fiskevårdsåtgärder vidtagits, och effekten av försurningen är här tydligast. L. Harrsjön har valts som den sjö, som troligen bäst speglar tillståndet före försurningsepoken, även om den inte var opåverkad 1976. Följande faktorer antas vara av speciellt intresse för utvecklingen av zooplanktonpopulationerna på Fulufjället:

vattenkemin, inklusive effekter av kalkning, vattentemperatur, tillgång av föda för zooplankton, predation av fisk och av större evertebrater, vattnets omsättningshastighet, utdrift av plankton.



Avrinningsområde

A	952	Övre Särnamannasjön
	951	Nedre Särnamannasjön
B	896	Stora Rösjön
	894	Lilla Rösjön
C	902	Stora Harrsjön
D	896	Lilla Harrsjön

Figur 1. Karta. Ö.Särnamannasjön är fisktom och har inte kalkats, övriga sjöar har kalkats i olika omgångar. N. Särnamannasjön och Rösjöarna har uteslutande röding i fiskbestånden (normalröding och småväxt F-röding). Harrsjöarna hyste från början endast öring, harr och lake, men nu finns ingen harr längre och röding har tillkommit.

Kunskapen om dessa faktorer är ojämn. Evertebrata makropredatorer är ej närmare studerade och om nanoplankton finns bara uppgifter från en sjö/ett år (Hörnström 1979). Dessa begränsningar måste naturligtvis avspeglas i analysen.

Fulufjällets sjöar är emellertid gynnsamma för försurningsstudier i den bemärkelsen att alla sjöarna är grunda och uppvisar många biologiska likheter, vilket gör det möjligt att diskutera zooplankton mot bakgrunden av de mindre olikheter som ändå finns. Den submersa vegetationen är sparsam i de övre, mycket steniga sjöarna

(952 m ö h) och utgörs här till stor del av Fontinalis, för att i den lägst liggande och något djupare L. Harrsjön (896 m ö h) bl a bestå av Isoetesområden; i sjöar på mellanliggande altitud, t ex St. Rösjön, har vattentossorna stor utbredning (Eriksson & Mossberg, 1978, sidan 9 i Lindström et al. 1982). Fiskbestånden är inte identiska.

Målet för föreliggande uppsats är:

- 1) att redovisa årscyklarna för de olika crustacéarterna och
- 2) att med ledning av detta material studera olikheterna i populationstätheter mellan år och sjöar och försöka förklara dem.

MATERIAL OCH METODER

Provtagning

Materialet består av vertikala håvprover tagna med en håv med 70 µm maskvidd, prover tagna med en 1½ liters Ruttnerhämtare och silade genom planktonduk med samma maskvidd och prover tagna med 5.3 liters planktonhämtare och silade genom fosforbronsnät med samma maskvidd. Den senare metodiken är mer utförligt diskuterad av Lindström (1952, 1958) för Vålåns sjöar.

Kalibrering

Alla prover är omräknade till antal djur per 5 liter, håvproverna med utgångspunkt från den maximala vattenmängden som kan ha filtrerats, och hämtarproverna genom att ge vissa vikter åt värdena från olika djup, en

omräkning som beskrivits i studier av djupa sjöar i Vålåns system. Eftersom de nu aktuella sjöarna i regel endast är 3-4 meter djupa har vikterna ofta blivit desamma för de olika djupen, men i L. Harrsjön är vägningen något mer utvecklad (se nedan).

Felkällor

Vissa prover med Ruttnerhämtare uppfyllde inte de krav som man kan ställa och de tabellerade värdena är för låga. De har rubricerats semikvantitativa, SQ i tabellerna. Att prover med vertikalhåv och planktonhämtare ger resultat som det är meningsfullt att jämföra har visats i ovan citerade studier samt i flera andra planktonarbeten (Tonolli 1971). Båda metoderna har felkällor. För båda gäller att aktiva djur kan mistänkas fly från redskapen. Den verkliga filtrerade volymen kan vara mindre än den beräknade för håvar (Jensen 1988). Metodiken med planktonhämtare har fördelar, t ex möjligheten att studera variationen i horisontal- och vertikalled i detalj, men en fel-

Not: Förutom i citerade skrifter har vissa delar av materialet varit rapporterade i ett PM 1980 till "Fiskeristyrelsens referensgrupp för kalkningsfrågor". Föreliggande rapport är preliminär t ex i fråga om viss systematisk och statistisk analys.

källa är t ex att djur som tidvis håller sig mycket nära botten blir oriktigt registrerade av metoden. Cyclopider existerar periodvis i vilstadier på botten (Hairston 1987, De Stasio 1990). Se vidare om Cladocerernas dygnsvandringar och Cyclops årscykel, sid 39, 43 och 45.

Särdrag

Resultaten från Vålåns system tyder på att zooplankton undviker ytskiktet och bl a ansamlas nära botten. I sjöarna på Fulufjället

och troligtvis också andra grunda fjällsjöar utspelar sig detta i en trång vertikal, där yt- och bottenproverna endast är åtskilda av 1-meters-proverna. (Med yt och 1 m avses läget på hämtarens överkant). Det är då till viss ledning att ta provserien i blåsväder ("vind" = >5 i Beaufortskalan, se tabellerna sid 54-66). En jämförelse mellan bottenproverna med hämtarens centrum en halv meter över botten och proverna med centrum en meter över botten i vissa serier ger också viss information (sid 39).

TAXONOMISKA KOMMENTARER

Det finns en vanlig Cyclopsart (i tabellerna art 1), *C. scutifer*, Sars samt enstaka *Macrocylops albidus* (Jurine) (art 2). Äldre copepoditer av den senare är inte så ovanliga som de adulta, men varken yngre copepoditer eller nauplier är artbestämda. Daphniaarterna i Tännäsområdet har nyligen bearbetats av författaren och ett PM bifogas (Bilaga 1) som underlag för taxonomisk analys i Dala-Härjedalsfjällen. De honor av Daphnia som uppträder i slutet av augusti i St. Rösjön har en pigg på skallen, belägen i djurets mittlinje och i mittlinjen är också spinan belägen; den är ungefär lika med halva carapaxlängden. En köl (crest, Kiel) är tydlig på skallens apex och dorsalt där om även hos de rundskalliga honor som ej kommit så långt i cyklomorfosen. Med led-

ning av detta har djuren bestämts till *D. galeata* Sars, samma art som i Vålånsystemets sjöar, och Bosmina har bestämts stickprovsvis och utgörs av *Bosmina (Eubosmina) longispina* Leydig, synonymer *B. coregoni longispina* och *B. obtusirostris* G.O. Sars. Liksom samma art i Jämtlandssjöarna (Lindström 1952 och 1958) varierar storleken på äggbärande Bosminahonor (mellan en halv och tre kvarts mm). Andra plankton, som har artbestämts, är *Ceriodaphnia quadrangula sens.lat.*, O.F. Müller, *Acroporus harpae*, Baird, *Kurzia latissima* (Kurz), *Alonopsis elongata*, Sars, *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller). *Holoperdium gibberum* Zaddach och *Bytotrephes longimanus*, Leydig är de arter av respektive släkte som förekommer.

RESULTAT

Lilla Harrsjön. Plankton i det minst förändrade vattnet

Vattenkemi

Med ett pH nära 5-nivån och ett alumini-umvärde på ca 50-85 µg per liter under åren 1976-77 (William Dickson, opublicerat material, jämför Lindström et al. 1984, St. Harrsjön) ansågs L. Harrsjöns vattenkemi så pass acceptabel att sjön blev det sista av de stora kalkningsobjekten som behandlades. Detta skedde senhösten 1979, 1982 och följande år. Den uppströms liggande St. Harrsjön hade visserligen kalkats tidigare, 1976, 1979, 1982 och följande år, men inflödet och utflödet i L. Harrsjön ligger med bara 300 meters avstånd från varandra varför St. Harrsjöns kalkning 1976 fick ett ringa gensvar i L. Harrsjöns vattenkemi.

Djup, vegetation

Största djup 7-8 meter. I ett område finns Isoetesbottnar.

Fiskbestånd

Harren, som tycks ha varit den art som var känsligast för försurning, hade slagits ut ur L. Harrsjön i början av 1970-talet. Detta innebar också att fiskpredationen på plankton blev minimal, eftersom den kvarvarande öringens ungdomsstadier höll sig nere i utloppsälven, åtminstone sommartid (Lindström & Andersson 1981, Lindström et al. 1982). Några få lakar har fångats.

Cladocerer

Daphnior saknas. Bestånden av *Bosmina longispina* och *Holopedium gibberum* byggs upp fram till högsta värden i månadsskiftet augusti/september och går sedan tillbaka

(1979 års serie, Tabell 4b). Uppbyggnaden bekräftas av 1976 års serie; felkällan i de semikvantitativa proverna på högsommaren 1976 är av en storleksordning, som gör värdena oanvändbara för kvantitativa jämförelser mellan år, men de är ett acceptabelt underlag för diskussion av årscyklar. Mycket täta ansamlingar vid botten erhöles mot slutet av augusti 1976, då också en viss procent Bosminahanar uppträdde och då många Bosmina hade en rödbrun nyans. Andelen honor med ägg/embryon var också hög i månadsskiftet augusti/september. Färgändringen har inte en entydig förklaring (jämför Hairston 1979) då den iakttagits både hos välmående och kläna individ, men tillskottet av hanar kan indikera att avslutningen på den adulta fasen närmar sig.

De mycket höga värdena i slutet av augusti 1976 är betydelsefulla för en metodikfråga. Finns det tidvis sådana Cladocerkoncentrationer nära botten som man missar därför att de då ligger under den nivå som kan nås med planktonredskapen? En jämförelse med prover en halv meter högre upp i samma serie (Tabell 9) visar att skiktet är tydligt avgränsat - sådana skikt syns inte i proverna från 1977. Ytterligare kunskap kan t ex erhållas genom studier av dygnsserier (se N. Särnamannasjön och St. Rösjön, samma teknik som i L. Harrsjön). Dessa tyder inte på stark dygnsvariation. Tidpunkten för dygnsvandring i arktiska sjöar behandlas t ex av Buchanan & Haney (1980). Även vid en svag dygnsvandring borde en "gömd" fraktion komma upp i det område som är åtkomligt för redskapen när det mörknar. L. Harrsjöns flacka Isoetesbottnar har också en morfologiskt enklare struktur än bottenarna i de två andra sjöarna, vilket kan ha viss betydelse (se nedan).

Därmed finns åtminstone underlag för slutsatsen att variationen mellan år var avsevärd. 1976 års *Bosmina*- och *Holopedium*-värden var högst i serien och 1979 hade de lägsta *Bosmina*-värdena (månadsskiftet augusti/september). Resultaten för övriga cladocerer visar inte på några stora olikheter mellan år. 1976 var varmest och 1979 kallast, och både 1978 och 1979 nådde aluminiumvärdena toppar på ca 100 µg per liter, högre än 1976-77.

Calanoida copepoder

Både *Mixodiaptomus laciniatus* och *Heterocope saliens* utvecklas under sommaren från nauplier till adulta och i mitten av september minskar arterna i planktonproverna (Tabell 4a). Exemplaren av *Mixodiaptomus* är färre än i övriga studerade sjöar på Fulufjäll. I ett horisontalt håvprov från juni 1976 var calanoida nauplier mycket talrika, vilket stöder det tabellerade materialet. År 1977 visar de högsta värdena för adulta och äldre copepoditer i månadsskiftet augusti/september och 1979 de lägsta. Variationen mellan år är inte så drastisk som för Cladocererna.

Cyclopoida copepoder

Adulta *Cyclops* uppträder i juni och blir allt ovanligare utöver sommaren. I stället ökar antalet nauplier under sommaren på ett sätt som inte helt tydligt står i något samband med förekomsten av äggbärande honor som skulle ha producerat dessa nauplier. Fram på sensommaren/hösten ökar antalet copepoditer, men någon andra reproduktionsperiod har inte observerats ens i mitten av september då samtliga stadier tenderar att minska i planktonproverna. Delvis inkapslade äldre copepoditer har erhållits i planktonproverna, och ett diapaus stadium i vila på botten komplicerar tydningen av årscykeln (Hairston 1987), men även rekrytering från adulta av någon *Cyclops*art som inte finns i planktonproverna i representativa mängder, kan spela med i

mönstret för årscykeln/cyklarna. Nauplier-na och yngre copepoditerna är ej artbestämda. Om man tar summan av nauplier och yngre copepoditer som mått på denna artgrupps talrikhet så har 1979 de högsta värdena.

Ö. och N. Särnamannasjöarna. Plankton i de mest försurade vattnen

I början på 1970-talet hade både Ö. och N. Särnamannasjöarna lågt pH mellan 4½ och 5 och låg alkalinitet och ett utdöende rödingbestånd (Hanson 1974, Lindström & Andersson 1981, Lindström et al. 1984). Senare har den nedre sjön kalkats och röding återinsatts där.

Sammansättning

Bosmina longispina dominerade plankton i början av 1970-talet, därnäst kom ett par stycken *Mixodiaptomus laciniatus* och *Heterocope saliens* per prov och några få *Cyclops*, *Daphnia* och *Holopedium* saknades helt men däremot fanns några andra cladocerer: *Chydorus* och *Alonopsis* (Hanson 1974).

Årscyklar, reproduktion

I vad gäller årscyklar och copepodernas stadier 1972, se originalarbetet (Hanson 1974). För de arter som finns i de sura sjöarna är årscykeln densamma som i L. Harrsjön. I Ö. Särnamannasjön 1976 och 1979 är plankton i stort sett oförändrad (Tabell 1), men *Bosmina* saknas nästan helt före slutet av augusti månad, en olikhet jämfört med 1972. Procenten honor var så hög som 10% i månadsskiftet augusti/september 1979, andelen honor med ägg/embryon var också hög och många exemplar var i tveksam kondition, indikerande att slutet av den adulta fasen närmade sig.

Kontakt strand-pelagen

Heterocope, *Chydorus* och *Alonopsis* är i många nordsvenska sjöar rätt bundna till

strandnära områden och (chydoriderna) vegetationsanknutna. De nu aktuella sjöarna är grunda och inte mer än ca 100 meter tvärs över och det är nära till strand överallt. *Bosmina* i pelagen, se nästa kapitel.

N. Särnamannasjön, St. Harrsjön och St. Rösjön. Plankton i försurade och sedan kalkade sjöar

Till denna grupp hör merparten av de studerade sjöarna. Här finns en rödingsjö där rödingen dött ut och åter etablerat sig efter kalkning (N. Särnamannasjön, Tabell 1), en kalkad öring/rödingsjö där ungröding tillkommit genom rekrytering först efter provtågningarna som redovisas i Tabell 3 (St. Harrsjön) och två rödingsjöar där fiskbeståndet bevarats hela perioden genom en tidigt insatt kalkning (Rösjöarna, varav mest St. Rösjön behandlas, Tabell 2).

Nedre Särnamannasjön, sammansättning, årscyklar, reproduktion

Efter kalkning har pH legat mellan 5 och 6 och aluminiumpvärdena under 70 g per liter (Lindström et al. 1984). En naturlig rödingreproduktion av någon omfattning och därmed en tänkbar betning på plankton av 0+ årsungar startade med 1979 års klass (Lindström & Andersson 1980, Lindström et al. 1984).

Trots vattenkemiska värden som tillåtit rödingbeståndet att växa till igen, har varken bestånden av *Holopedium* eller *Daphnia* (åter-)etablerats. Bland filtratorerna har *Mixodiaptomus* blivit den dominerande arten efter kalkning och *Bosmina* kommer som tvåa. En serie prover, som sträcker sig utöver solnedgången, tyder på en ringa dygnsvandring men även på viss trovärdighet för medelvärde för vertikalen - troligen finns inga stora aggregationer på botten under dagtid (Tabell 9). Cyclopsbeståndet är glest 1976-79.

Årscyklarna likna dem i L. Harrsjön, men *Bosmina* saknas på försommaren i materialet som insamlades efter kalkningen. Andelen hanar och honor med ägg/embryon är hög som i den övre sjön i månadsskiftet augusti/september. *Mixodiaptomus* hade en låg individuell reproduktionspotential i detta stora bestånd (Tabell 6).

Stora Rösjön, inledning

I denna kalkade sjö är vattenkemin och fiskpredationen bäst känd. Fiskpredationen på plankton var obetydlig, något *Cyclops copepoditer* på våren, *Bosmina* på eftersommaren för småröding och *Bytotrephes* för storrödingen (Hanson 1976). Rödingungarnas diet under första sommaren är inte känd (årsklasserna 1976 och 1979 var stora). Genom födostudier är också något känt om evertebrata makropredatorer (dykarlarver, corixider, Lindström et al. 1982). Den höga fisktätheten bör ha hållit tillbaka dessa bestånd. Denna sjö har fått den mest omfattande behandlingen med kalkning. Sedan pH stadigt legat över 5 och aluminiumpvärdena med ett undantag under 70 g per liter, uppträdde efter några år de första helt säkra *Daphniorna* i St. Rösjön 1979. Den fortsatta delvis dramatiska utvecklingen skall redovisas i ett särskilt kapitel om åren 1989-90.

Stora Rösjön, sammansättning, årscyklar, reproduktion, variation mellan år

Förutom förekomsten av *Daphnia* kan noteras att bland filtratorerna dominerar inte *Mixodiaptomus* så starkt som i föregående fall (Tabell 2a). *Holopedium* finns men är inte så talrik som *Bosmina*. Liksom för N. Särnamannasjön visar jämförelse mellan vertikalmedelvärden för dag och natt att dessa värden förefaller trovärdiga (Tabell 9). De ansamlingar som uppträder vid vissa tillfällen (760830, yt- och 1 metersprovet) kan uppfattas som lokala svärmar. Bottarna är fläckvis täckta av kraftiga *Fonti-*

nalisruskor och mellanrummen kunde locka till lokalisering av Bosminasvärmar, men sådana finns alltså troligen inte omedelbart över botten.

Årscyklarna under åren 1976-79 omfattar bara augusti och september, men med den reservationen gäller även här att årscyklarna är desamma som i L. Harrsjön med följande tänkbara undantag. Mixodiaptomus årscykel är något tidigare och Cyclops senare i stadiövaxling. Trots detta har inte Mixodiaptomus minskat i mitten av september 1977. Bosminas bestånd var på tillväxt fram till mitten av september 1977, och nådde då mycket höga värden. Andelen hanar och speciellt andelen honor med ägg/embryon var då högt.

Jämför man planktontäthet mellan år framgår att Mixodiaptomus är ganska stabil med högsta värden 1979, men Bosmina varierar häftigt med ett maximum 1977. Vattentemperaturen var högst 1976 något lägre 1977 och lägst 1979 medan aluminiumhalten nådde en mindre topp 1977 och en hög topp på våren 1979 (Lindström et al. 1984). 1978 var också ett kallt år.

Stora Harrsjön, sammansättning, årscyklar, reproduktion, variation mellan år

Fiskbeståndet utgjordes under perioden av öring och några få adulta rödingar, dvs fiskpredationen kan inte varit omfattande (se L. Harrsjön och St. Rösjön). Sjön kalkades föråret 1976 före provtagningarna men först efter 1979 startade rödingreproduktionen i sjön.

Sjön är den tredje kalkade sjön som hade mer Mixodiaptomus än L. Harrsjön. Inte heller materialet från St. Harrsjön motsäger det mönster för årscyklar som fanns i L. Harrsjön (Tabell 3). Bosminahanar finns endast i prov från månadsskiftet augusti/september 1976 men andelen honor med ägg/embryon var ej hög då.

Täthetsvariationen mellan år är ringa för Mixodiaptomus jämfört med Bosmina. Bosmina har störst täthet i månadsskiftet

augusti/september 1976, och även från denna sjö finns enstaka bottenprov med mycket höga tal. 1976 var varm, 1978 och 1979 kalla och med höga aluminiumvärden.

Sammanfattning av årscyklar. Reproduktion under 1970-talet

Efter en oregelbunden utveckling under försommaren, betingad av en sådan svit av asexuell fortplantning som är typisk för cladocerer, ökar tätheten av Bosmina från början av augusti till månadsskiftet augusti/september i sex av sex möjliga jämförelser med prov från samma år och sjö under 1970-talet. I ett fall ökar tätheten ytterligare under september, i ett fall minskar den (Tabell 1-4). Hanar uppträder inte förrän i sagda månadsskifte med något undantag. (Troligen är hanarna fler än som noterats, då karaktären är otydligare hos unga individer). Andelen Bosminahonor med ägg eller embryon är också hög vid samma tid, men detta är svårare att värdera eftersom Bosminahonorna lätt tycks förlora ägg etc och man måste väga in frekvensen i kalkylen av "andelen fria ägg eller embryon" (Tabell 7). Den adulta fasen är emellertid på väg att avslutas under september även om tätheten ökade år 1977 av orsaker som inte är dokumenterade - orsaken kan inte vara att året var varmt.

Holopedium har också en oregelbunden täthetskurva under sommaren, förmodligen i takt med intensivare och svagare asexuell reproduktion. I L. Harrsjön 790831 var 94 av 103 individer just utsläppta juveniler. Äggbärande honor uppträder flera gånger under sommarhalvåret, hanar mot slutet av sommaren. Större mängder Holopedium fanns bara i St. Rösjön 1979 och L. Harrsjön 1976 och 1979. I dessa tre fall var tätheten störst i månadsskiftet augusti/september, men materialet tillåter inte någon generalisering. Stora svärmar av Holopedium uppträdde i ett fall i samma prov som Bosminasvärmar, L. Harrsjön 760831. Lik-

som när det gällde *Bosmina* ökade mängden *Holopedium* i St. Rösjön i september 1977 men minskade i L. Harrsjön i september 1979. I det senare fallet bar 5 honor summa 186 ägg eller embryon, vilket är högsta observerade värden. Antalet honor med ägg eller embryoner redovisas i Tabell 8, men också här måste man korrigeras för att honorna lätt förlorar dem under insamling/hantering.

Cyclops har en komplicerad årscykel där äldre copepoditer i diapausstadier ingår (Fryer & Smyly 1954, Cole 1955). Den ena arten är mycket vanligare och har sin reproduktionsperiod tidigt på sommarhalvåret då hanar och äggbärande honor finns. Sedan fångas mest nauplier under provtagningsperioden. Äldre copepoditer av denna art med en kapsel eller med rester av en kapsel påträffas då och då. Möjligen utvecklas dessa till ett fåtal adulta och då sillas den vägen in en ökad reproduktion, men den kan inte vara så omfattande. Tänkbart är att det också finns ett förråd av ägg som inte kommer med i planktonredskapen. På endera eller båda sätten kan man förklara den stadigt ökande frekvenskurvan för nauplier under sommaren.

Till den ökande kurvan av antalet nauplier under sommaren kan också den andra arten, *Macrocyclops albidus*, ha bidragit. Nauplierna har ej artbestämts men adulta av denna art är mycket sällsynta (Tabell 1-5).

Reproduktionen hos *Mixodiaptomus*, mätt med antalet ägg per äggsäck och med antalet ägg per hona, redovisas i Tabell 6.

Förändringar i kalkade sjöar efter tio år

Efter tio år kontrollerades plankton i sjöarna St. Rösjön och St. Harrsjön med vertikalkhäv. I proverna från St. Rösjön fanns gröna alger och samma beläggning försvårade nätfisket och minskade säkerligen fångsten. I proverna erhöles mycket av algen *Melosira*. Tidigare hade nätfytoplank-

ton (70 µm maska) bestått av en del räckor av *Tabellaria*, en del brottstycken av zygne-maler samt enstaka andra fytoplankton (Tabell 10). Varken nätfytoplankton eller rotatorier ingår i målsättningen för detta arbete, men de ha noterats i primärprotokollen med reservation för att siffrorna för rotatorier är minimisiffror i de fall provens struktur försvårat räkningen (mycket algtrådar eller t ex *Holopediumkolor*) eller rotatoriernas storlek låtit dem passera nätmaskorna. En redovisning finns i Tabell 10.

Den tydliga förändringen i cladocerernas täthet i St. Rösjön, främst *Daphnia*, i 1989 års prover motiverade en uppföljning i juni, juli och början av augusti 1990 med planktonhämtare (Tabell 5). I stället för *Melosirablomningen* finns nu en stor mängd *Staurastrum* i St. Rösjön.

I det expanderande *Daphniabeståndet* hade honorna ett högt antal ägg/embryon per hona under försommaren 1990 i St. Rösjön. *Bosminatätheten* nådde ett rekordvärde i början av augusti 1990 och också fö höga värden i St. Rösjön och genomgående ett lågt antal honor med ägg/embryon (Tabell 5). Det föreföll möjligt att fraktioneringen av 1989 års prover medfört att flera kunnat tappa sina ägg/embryon och därför sikade den fortsatta bearbetningen till att räkna ut det totala antalet ägg och embryon för cladocererna. Till summan lösa *Daphnia* + *Bosmina* ägg/embryon (Tabell 7) skall läggas reproduktionsvärdena hos sådana honor som vid bearbetningen bar ägg/embryon, för *Bosmina* 1-2 per hona, för *Daphnia* 5½ i juni och 1-2 i juli och augusti.

I St. Harrsjön var högsta värdet av *Bosminatätheten* under 1989-90 lägre än under 1970-talet och inträffade också vid en annan årstid när jämförbara data från 1970-talet saknas. Här består kategorin fria ägg/embryon enbart av *Bosmina* (Tabell 7).

Holopedium hade större täthetsvärden i St. Rösjön och St. Harrsjön 1989-90 än på 1970-talet, men de inträffade tidigare på sommaren, när jämförbara värden från

1970-talet saknas. Reproduktionen var hög på försommaren (Tabell 8).

Tätheten för *Mixodiaptomus* i St. Rösjön mätt med antalet äldre copepoditer + adulta, var större 1989-90 än på 70-talet, men i St. Harrsjön låg täthetsvärdena under det bästa 70-talsåret (1979) respektive något över, om värdet från vertikalhåvningen 1989 fördubblas (jämför Jensen 1988). Antalet ägg per äggpaket hos *Mixodiaptomus* var något lägre än på 1970-talet i månads-skiftet augusti/september i St. Harrsjön och betydligt lägre i St. Rösjön (Tabell 6).

Cyclops täthet mätt med antalet nauplier+ yngre copepoditer i månads-skiftet augusti/september i St. Rösjön, var större än på 70-talet, men i St. Harrsjön låg motsvarande värde 1989-90 under bästa 70-talsåret (1979). En fördubbling av värdet från vertikalhåvningen kan också provas här. I juni 1990 hade Cyclops ett stort antal ägg per hona, men spridningen var stor, troligen för att många ägg kläckts. I St. Harrsjön och St. Rösjön var antalet ägg per hona lägre i juli 1990, men då bör ju ännu fler hunnit kläckas.

DISKUSSION

Årscyklar under 1970-talet

Med informationen om vattenkemi, djup, vegetation m m som argument är resultaten från L. Harrsjön under 1970-talet en lämplig utgångspunkt för att illustrera årscyklar hos crustacéplankton i Fulufjällets sjöar. Effekten av försurning var inte lika tydlig som i övriga sjöar och kalkning hade inte påbörjats. Den ringa fiskpredation på zooplankton under provtagningsåren 1976-79 styrks av att harrbeståndet var slut och öringens ungar inte vistades i sjön. Det senare är inte a priori givet. På Sötvattenslaboratoriet har andra sjöar i fjällområde med endast öring studerats och preliminärt kan sägas att fördelningen av fiskens stadier på olika biotoper inte är densamma i en sådan sjö som t ex i en öring/röding sjö. I L. Harrsjön har emellertid nät med olika maskstorlek använts under flera år och årstider (Lindström et al. 1982, 1984), och små öringar har inte fångats i sjön.

Trots att övriga sjöar uppvisa en relativt god samstämmighet med L. Harrsjön i årscyklarna råder en viss osäkerhet då det gäller t ex *Bosminas* årscyklar.

Bosmina

Bosminabestånd med två täthetsmaxima under sommarhalvåret förekommer i sjöar utanför det aktuella området, och motsvarande kan gälla i L. Harrsjön 1976. Eftersom reproduktionen hos cladocererna fortsätter i flera asexuella generationer under sommaren, bör *Bosminas* täthetskurva kunna uppvisa pulser och det är detta som då syns i L. Harrsjön. I så fall är det inte heller något svårförklarligt i den snabba expansionen i proverna från Särnamannasjöarna i augusti 1979, det är i huvudsak bara andra toppen som utvecklas. Svårare att analysera är 1) den stora variationen mellan två dagar i St. Rösjön och St. Harrsjön i slutet av augusti 1976 och 2) ökningen i proverna i St. Rösjön i september 1977.

1) *Bosmina* har förmågan att leva i många biotoper, rinnande vatten såväl som sjöar, i pelagen såväl som strandnära, och kan där det är fördelaktigt uppträda i mycket täta svärmar eller mycket nära substrat. Detta bör kunnat ge som effekt en stark inomklassvariation i pelagiskt tagna planktonprover 1976. Sådana svärmar som

erhållits i det aktuella materialet i tre sjöar under månadsskiftet augusti/september 1976 kan troligen lättare uppträda när fiskpredationstrycket är lågt. Argument för att så var fallet i St. Rösjön och Harrsjöarna är den låga andelen plankton i dieten i de tre sjöar där man vet något om dieten (även opubl. material, öring i Harrsjöarna). En reservation måste göras för den ännu okända dieten hos årsungar, men trots att rödingårsklasserna 1976 och 1979 var starka i St. Rösjön hindrade detta inte att svärmar uppstod 1976.

2) I ett fall ökar Bosminatätheten ytterligare under september, i ett fall minskar den (L. Harrsjön). Nytt material från september 1991 har insamlats för att öka kunskapen på denna punkt, men den adulta fasen är i alla fall på väg att avslutas under september även om tätheten ökade år 1977 i St. Rösjön av ännu okända orsaker. En hypotes är att mängden evertebrata predatorer var lägre 1977. De enda kända större evertebrata predatorerna är dykarlarver och corixider (bara kända genom dietstudier på fisk). Man kan spekulera över att sjöarna är grunda och detta skulle ge dem en viss fördel vid predation på plankton, men å andra sidan är fisktätheten stor och den starka årsklassen 1976, nu 1+, kunde genom betning ha hållit ner dessa evertebrata predatorbestånd. Heterocope och Bythotrephes finns, men är fåtaliga i planktonproverna och det är oklart hur deras predation drabbar t ex Bosmina. Det var i varje fall inget varmt år och inget år med speciellt gynnsam vattenkemi 1977.

Cyclops

Cyclops har en komplicerad årscykel. Det är tänkbart att diapausstadiet har en väsentligt annorlunda funktion än den som omnämnts i resultatkapitlet (sid 43), copepoditerna kanske framför allt väcks på vårvintern och övergår då i adulta. De utgör en reserv som klarar populationen över kritiska perioder (Strickler & Twombly 1975, Elg-

mork & Nilssen 1978, Elgmork et al. 1978, Hairston 1987, De Stasio 1990).

Problemet kräver studier med ny teknik. Troligen är det lättare att få med copepoditer med rester av kapsel under provtagningen med planktonredskap i dessa grunda sjöar än i sjöar med en större pelagial volym. I djupare sjöar kan de också vara ersatta av diapausstadier som inte är inkapslade (Elgmork 1955, Gunnerød 1971). I Fulufjällsmaterialet ser man ibland äldre copepoditer utan kapsel som länge varit i något sorts vilstadium då de är täckta av protozoer av Vorticellatyp (och detta kan t o m inträffa med Bosmina).

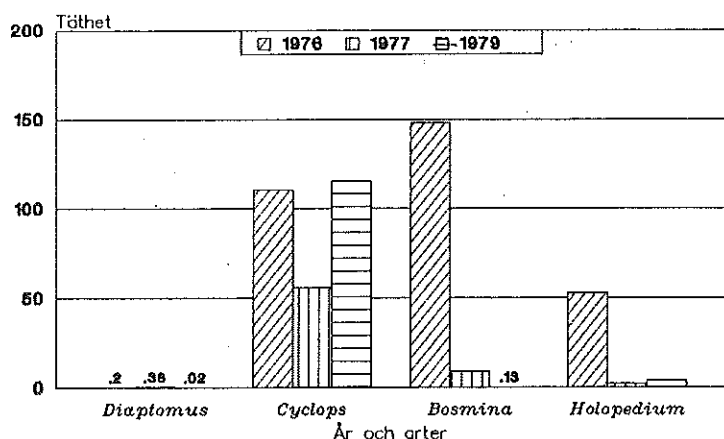
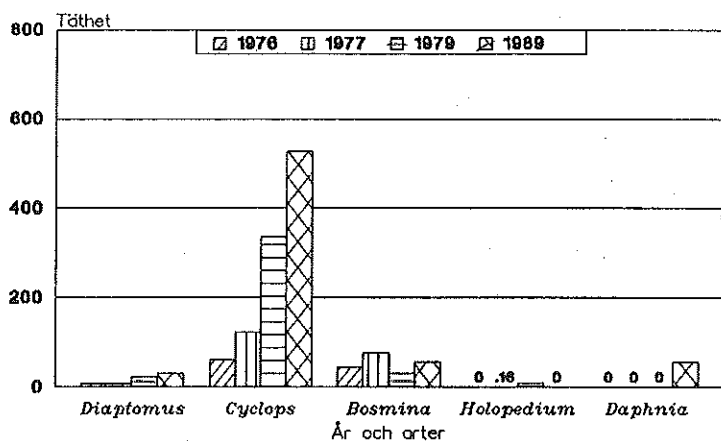
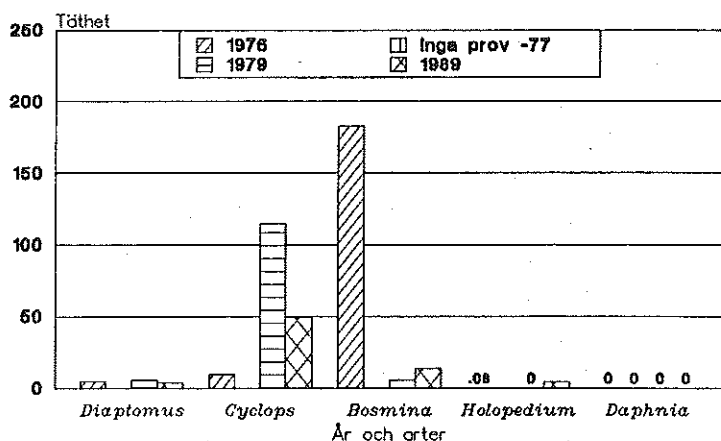
Sammanfattningsvis finns mycket i Cyclops biologi som återstår att studera. För den föreliggande studien är slutsatsen att det är svårt att välja stadium och årstid för täthetsskattningar. I brist på andra möjligheter har antalet nauplier+yngre copepoditer i månadsskiftet augusti/september valts.

Antalet av de olika arterna per 5 liter i månadsskiftet augusti/september i Tabellerna 1-5 har använts i Figur 2 som mått på variationen mellan år och sjöar, se vidare nedan. Först skall ett annat tema diskuteras.

Omfattningen av planktonförluster via utloppet

I Vålåns sjöar var in- och utflöden fattigare på crustacéplankton än sjöarnas djupa bassiner, och det var bl a Cyclopsnauplier och Bosmina som återfanns i utloppen (Lindström 1952, 1957, jämför Siebeck 1968). En preliminär analys visar att samma regel gäller utloppet från Fulufjällets sjöar, trots att retentionstiden är mycket kort i dessa sjöar. I augusti 1991 fanns några Cyclopsnauplier i utloppet från St. Rösjön och Bosminatätheten var högre i utloppet än ute i sjön men fö fanns nästan inga crustacéplankton. Cyclopsnauplier har troligen svårt att förhindra att de spolats ut men fö gäller de mekanismer mot utspolning som diskuteras i den citerade uppsatsen. För

L.Harrsjön, variation mellan år i zooplanktontäthet

St.Rösjön, jämförelse 1970-tal och 1989
Zooplanktontäthet per 5 literSt.Harrsjön, jämförelse 1970-tal och 1989
Zooplanktontäthet per 5 liter

Figur 2. Antal per 5 liter av olika crustacéer i månadsskiftet augusti/september, genomsnitt för vertikal i sjön. 1989 års värden har erhållits med håv och övriga med planktonhämtare och 1989 års värden kan därför behöva räknas upp något (se sid 44). Tendensen i en jämförelse mellan 1970-talets värden och 1989 i St. Harrsjön är otydligare än vad som tycks framgå av figuren.

Bosmina gäller att kommunikationen mellan sjö och rinnande vatten är en del i Bosminas metod att utnyttja båda biotoperna.

Den ursprungliga sammansättningen av zooplanktonbeståndet i naturligt sura vatten i fjällområdet

I djupa sjöar i Offerdalsfjällen i Jämtland med annan struktur på fiskbeståndet (röding, öring och lake) och med plankton i fiskdieten har crustacéplankton noterats med en sammansättning som liknar den i sjöarna på Fulufjället (Lundquist 1936, Quennerstedt 1955, Lindström 1957). Bland cladocererna fanns *Holopedium gibberum*, *Polyfemus pediculus* och *Bosmina coregoni longispina* och få copepoder, *Diaptomus laticeps* och *laciniatus*, *Heterocope saliens* och *Cyclops scutifer*. Offerdalsjöarna är sura sedan gammalt på grund av berggrunden, ty de ligger i ett urbergsområde, och pH låg vid de tidigaste provtagningstillfällena (1934 och 1948) kring 6. Kanske ser man här början till ett mönster för en sammansättning av zooplankton som är typisk för naturligt sura vatten i vissa delar av fjällområdet. Vissa olikheter finns dock. *Polyfemus* är mycket sällan noterad från Fulufjällets sjöar och *Diaptomus* i Offerdalsjöarna utgörs huvudsakligen av en annan art, *laticeps* i stället för *laciniatus*.

Förändringar i crustacéplankton vid försurning och kalkning

En djurpopulations reaktion på miljön är ett mång-faktor-problem. En analys av fältmaterial bygger ofta

på att man kan finna situationer där vissa faktorer inte kunnat vara verksamma. Här kan man också innefatta situationer när man studerar ett antal näraliggande och likartade sjöar (färre skiljaktiga faktorer i aktivitet). I gynnsamma fall har man också numeriska värden för de faktorer som misstänks ha styrt utvecklingen (Degerman et al. 1992, P.C.A.-analys). Ett annat sätt att fördjupa studierna är givetvis genom experiment.

Bland basfakta finns den låga diversiteten och ofta låga biomassan hos växtplankton och nedsatt fotosyntes i försurade sjöar och förbättring i dessa egenskaper efter kalkning. I ett antal försurade västkustsjöar (Hörnström et al. 1984) var den låga diversiteten till någon del beroende av det låga pH-värdet i sig men framförallt av fosfatbrist och giftverkan framkallad av aluminium. Pansarflagellater och Dinobryon är exempel på former som dominera under den fasen i den försurade Gårdsjön, Bohuslän, produktiviteten i sjön var låg (Larsson 1990). Nilssen et al. (1984) sammanfattar erfarenheterna från sura vatten med att pansarflagellaterna är en dominerande grupp med låg fotosyntes.

Bland de zooplanktonarter som visat sig vara fåtaliga eller saknats i sura vatten finns t ex *Daphnia* där experiment visat att deras fysiologi skadas, antingen av lågt pH (Nilssen et al. 1984) eller av aluminiumvärde på 300 µg per liter men tillgången på näring i form av humus kunde modifiera dessa effekter (Hörnström et al. 1984). Vid jämförelser mellan vatten i Torröområdet i Jämtland fanns några vatten som trots lågt pH hyste arter som anses känsliga för förorening. Dessa vatten var humusrikare än de andra och förklaringen till förekomsten av *Daphnia* kan vara att vattnen är näringsrika och/eller att humusfärgen ger skydd mot predatorer (Degerman et al. 1987, 1992) eller att humus binder de giftiga ämnena (Ekström 1990). Även i andra fall anges näringsbrist snarare än giftverkan förklara bristen på vissa zooplankton i försurade vatten.

När växtplanktons diversitet, biomassa och produktion ökade efter kalkning i skogssjöar i nordöstra Västergötland och i Gårdsjön i Bohuslän visade det sig att evertebrata predatorer (*Chaoborus*, *Glaenocorisa*, *Cymatia*, *Dytiscider*) ökade och förhindrade att populationerna av crustacéplankton eller vissa av dem återhämtade sig trots att de borde fått ökad näringstillgång (Nyberg 1984, Henrikson et al. 1984).

Om och när fisk infördes i ovan nämnda system och betade ner de evertebrata predatorerna, fick vissa zooplankton möjlighet att expandera (Henrikson & Oscarson 1984, Nyberg 1984, Henrikson et al. 1984, Stenson 1990). Det är inte givet att fisk skall ha en sådan effekt. Vid jämförelser mellan sjöar som ligger inom en och samma region (Torröområdet respektive västra Härjedalen) men skiljer sig med avseende på fiskbestånd, finns inget samband mellan täthet av fisk och den relativa tätheten av djurplankton i det förra området men i Härjedalsserien föll vissa sjöar ut, där effekten av mört och elritsa kunde kopplas till dominans av *Bosmina* och *Ceriodaphnia*. På det hela taget fanns ett samband mellan sammansättningen av fiskfaunan och av planktonfaunan.

En enkel modell av vattnets egenskaper och zooplanktonbeståndens storlek i sjöar på Fulufjället

1979 var alltid ett bottenår för Cladocerer i materialet från 1970-talet och 1976 ofta ett toppår i St. Rösjön och Harrsjöarna. Cyclops visar en motsatt tendens. Om fiskbetningstrycket varit starkt (sid 44) kunde man ha förklarat situationen i St. Rösjön med att 1976 och 1979 rödingårsklasser tillsammans utövade ett starkt tryck i denna sjö, men i Harrsjöarna fanns inget sådant tryck (se Resultat). Några andra faktorer i St. Rösjön och Harrsjöarna olika år ger följande bild. 1976 var varmest, 1977 medium och 1979 kallast. Vattenkemin är något olika i olika sjöar: i de kalkade sjöarna har

t ex aluminiumvärdena hållit sig på nivån ca 50 µg per liter under 1976-79 med undantag för St. Rösjön 1977 (kortvarigt) och 1979 (höst och vinter) och St. Harrsjön 1978 och 1979 där det blev toppar på uppemot eller över 100. I icke kalkade L. Harrsjön var nivån omkring 75 µg per liter 1976-77 och här fanns toppar 1978-79 på ca 100. Enbart med detta material skulle man kanske utgå från att aluminiumvärdena och kylan skadade Cladocerbistånden 1979 och att Cyclops klarade sig på friställd näring av icke känt slag - totalfosfor hade år 1979 (med ett undantag) de dittills högsta värden i observationsserien. Detta skulle kunna utgöra stommen till en modell av hur bestånden av crustacéplankton kontrolleras av vattenkemin men Bosmina- och Mixodiaptomusbeståndens utveckling i Särnamannasjöarna passar inte i mönstret.

Mixodiaptomusbestånden är svaga i den suraste och den minst försurade sjön

I övriga försurade skandinaviska vatten är en diaptomid ofta vanlig. De Mixodiaptomus som togs i Ö. Särnamannasjön avvek något i form och framför allt till färgen från normen: de var bjärt tegelröda. Färgen kan vara ett skydd mot solstrålning och antyda att predationen är svag (Hairston 1979), men de var tydligen inte i full vigör. Detta tyder på att Mixodiaptomusbeståndet skadas av vattenkemin i de suraste vattnen på Fulufjäll. Emellertid var ju Mixodiaptomusbeståndet svagt i den minst påverkade L. Harrsjön också, innan kalkning skett här. En närliggande slutsats är att kalkningen eller någon faktor som samvarierar med Ca+Mg-halten tillförde något som var vitalt för beståndet. I okalkade sjöar låg Ca+Mg-halten kring eller under 0.025 milliekvivalenter per liter. År 1979 kom denna halt upp till 0.05 i L. Harrsjön, men Mixodiaptomusbeståndet kunde inte hinna reagera på denna högre halt. Denna nivå är annars - grovt räknat - mer typisk för St. Rösjön och

St. Harrsjön efter kalkning och i dessa sjöar var Mixodiaptomusbeståndet större. När N. Särnamannasjön kalkades utvecklades det tätaste Mixodiaptomusbeståndet i hela materialet och Ca+Mg-halten nådde för regionen rekordhöga värden (Lindström et al. 1984), en utveckling som kontrasterar mot Bosmina-beståndets, se nedan.

Betydelsen av interaktion mellan zooplanktonarterna

I observationsmaterialet från sura sjöar är Bosmina en viktig komponent, och betecknas i litteraturen som mindre försurningskänslig än många andra zooplankton. I de starkast försurade Särnamannasjöarna (den nedre före kalkning) är Bosmina nästan den enda komponenten. Utgår man från den enkla modellen (se ovan) borde ju Bosminabestånden i stället skadas i sura sjöar. Den enkla modellen är alltså ofullständig på någon punkt och måste i alla fall kompletteras. L. Harrsjön, som ingick i det material som modellen byggde på, hade 1979 en komplex miljö med mycket nätfytoplankton (70 µm maska), rotatorier och mycket Cyclops. I Ö. Särnamannasjön var crustacéplankton mindre divers och det fanns få rotatorier, summa 17 Kelicottia och 3 Polyarthra sp. i 17 prover på ca 5 liter från 790829 (rotatoriedata, se Tabell 10). Tätheten på Bosmina i augusti 1979 var större i den övre, fortfarande starkt försurade sjön än i den nedre, efter kalkning. En komplettering till den enkla modellen kan vara att Bosmina kan bilda stora bestånd i sura sjöar om inverkan från andra zooplankton minskar. En jämförelse mellan Ö. Särnamannasjön och N. Särnamannasjön efter kalkning visar att i den nedre fanns möjlighet till konkurrens från Mixodiaptomus. Effekt av predatorer måste också vägas in i bilden från Särnamannasjöarna. Inget är känt om evertebrata predatorer i den övre sjön men de ha noterats i magprov från nedre sjön. Utsatt odlad fisk fanns i den nedre sjön från 1975 och en väsentlig

reproduktion startade i och med årsklass 1979. Tillsammans med Cyclops copepoditer och de semipelagiska Eurycercus och Bythotrephes är Bosmina visserligen den vanligaste planktonkomponenten i rödingens föda där plankton dock är en obetydlig fraktion (Hanson 1976, Lindström et al. 1982). Detta skulle kunna betyda, att en viss betningseffekt bidrar till Bosminas lägre täthet i nedre sjön: först evertebrata predatorer som senare borde hållits nere av fisk, som i sin tur kunnat haft någon liten betningseffekt på Bosminabeståndet. Framförallt antyder uppgifterna i detta stycke att interaktioner mellan planktonarter kan vara invävda i det styrande komplexet av faktorer.

Cyclops i suraste vattnet

Vare sig Cyclops och dess olika utvecklingsstadier lever av rov eller av fytoplankton etc. (Gunnerød 1971, Elgmork et al. 1978) kan man förmoda att tillgången på föda är otillfredsställande i den sura Övre Särnamannasjön. Tillgången på zooplankton är ringa och fytoplankton domineras av peridiner (Hörnström 1979). Cyclopsbeståndet repade sig inte i N. Särnamannasjön 1979 efter restaureringen. Det borde testas om det kan vara tillfälligt; när pH stiger vid kalkning faller en del skadlig aluminium ut (Dickson 1983, Raddum et al. 1984) som kan skada bottenlevande Cyclopsformer.

Indirekta kaskadeffekter?

En jämförelse mellan en rödingsjö (St. Rösjön) och en öringsjö (St. Harrsjön) indikerar inga stora olikheter i planktonfaunan. Det är inte givet att en obetydlig fiskpredation, som behandlas på sid 44 och ovan, skulle garantera ett sådant utfall eftersom röding och öring genom betning kunnat framkalla indirekta kaskadeffekter (Kerfoot & Sih 1987). Genom arbeten av Eriksson och Mossberg (1978), Mossberg (1979) och Engblom och Lingdell (1984) är botten-

faunan och faunan i rinnade vatten på Fulufjället känd och kan ge indikationer om vilka vägar sådana kaskadeffekter kan ta.

Latensid för återetablering

Holopedium finns i de sjöar som aldrig tilläts bli fisktomma, men har inte ännu observerats i N. Särnamannasjön trots kalkning. Daphnia har bara (åter)etablerat bestånd i St. Rösjön som ägnats de största kalkningsinsatserna. Det går inte att visa att arterna är helt frånvarande från någon sjö eller var helt borta från St. Rösjön under någon period. Detta väcker frågan om etablering efter restaurering av ett vatten är beroende av någon latensperiod eller av en tillfällighet som möjliggör invandring. Detta behandlas av Henrikson et al. 1984, som betonar att det främst är evertebrata predatorer som styrt utvecklingen. Evertebrata predatorer har inte under någon period utrotat Holopedium ur de sjöar på Fulufjället som senare kalkats, men kan tillsammans med andra faktorer fördröja en återetablering. Något motsvarande gäller om Daphnia, som dock verkar ha svårare att övervinna motståndet i miljön.

En jämförelse mellan Fulufjällssjöarna och andra skandinaviska vatten vid försurning och kalkning

Resultaten från Fulufjället passar inte helt och hållet in i det mönster som kan utläsas ur de översikter av försurningens effekter på zooplankton i skandinaviska vatten som t ex finns i Report 61 från Sötvattenslaboratoriet (1984). Fulufjällssjöarna skiljer sig från många andra försurade vatten på grund av en extrem vattenkemi (låg kalk-magnesiumhalt, låga totalfosforhalter, aluminium mest i o-chelrad form, Lindström et al. 1984) och en ringa predation på crustacéplankton, där dock inverkan av gruppen evertebrata makropredatorer tills vidare är ganska dåligt känd.

Årscyklar och reproduktionsförändringar, jämförelser mellan 1970-tal och 1989-90 efter en lång årsserie med kalkning

Mixodiaptomus har en individuell reproduktion med 9-17 ägg per äggsäck i de tidiga proverna utom i det nyetablerade beståndet i N. Särnamannasjön, som var större än i någon annan sjö, och där antalet ägg per äggsäck var 3. (Man kan också skatta detta i antalet ägg per hona, Tabell 6.) 1989-90 minskade antalet per äggsäck i St. Rösjön, som i samband med den kraftiga Melosira-blomningen hade fler Mixodiaptomus än tidigare. I St. Harrsjön var det obetydligt färre ägg per äggsäck än på 1970-talet i ett bestånd där tätheten var i det närmaste oförändrad. Det betyder att det är de expanderande bestånden som fått sänkt individuell reproduktion.

Mätt med det mått som står till buds har Cyclopsbeståndet ökat kraftigt 1989 i St. Rösjön även jämfört med det tidigare maximivärdet från 1979. Antalet ägg/äggsäck på försommaren var högt men avtog med tiden när äggen kläcktes. I litteratur anges ofta att äggantalet är lågt hos *C. scutifer*, 3-25 (Dussart 1969). Cyclops täthet i St. Harrsjön 1989 ligger mellan 1976 års värde och det tidigare maxvärdet 1979, äggantalet är icke studerat.

Daphnias reproduktion i St. Rösjön var hög i juni 1990. Den hade icke varit möjlig

att observera tidigare år bortsett från enskilda data. I sura sjöar har en normalt hög reproduktionspotential hos *Daphnia* noterats även om en ringa del resulterar i livsduglig avkomma (Nilssen et al. 1984, Walton et al. 1982) och *Daphnia* har normalt ett högt antal sommarägg på försommaren.

Beståndstäthet, jämförelse mellan 1970-tal och 1989-90

St. Rösjöns bestånd av *Bosmina*, *Daphnia*, *Microdiaptomus* och *Cyclops* har ökat efter kalkningen som pågått under perioden 1962-89. I St. Harrsjön efter en kortare serie år 1976-89 var förändringarna i crustacéplankton från 1970-talet till 1989-90 små om ens några. I St. Rösjön indikerade nätfytoplankton (70 µm) stora förändringar (Melosirablomning och därefter under 1990 massförekomst av *Staurastrum*). pH och alkalinitet var högre i augusti/september i St. Rösjön 1989 (6.1 resp. 0.01) än i St. Harrsjön (5.2 resp. <0.01) som en följd av olikheterna i fiskévårdsprogrammet. Tillgängliga uppgifter medger inte en slutgiltig utvärdering av orsakerna till det som skett. Det vore värdefullt om olikheterna i kalkningsmängder och -metoder mellan dessa två sjöar analyserades av expertis på området. En rimlig hypotes är att giftverkan minskat och näringstillgång för zooplanktoncrustaceer ökat mer i St. Rösjön.

ERKÄNNANDE

Birger Pejler, William Dickson och Erik Degerman har haft vänligheten diskutera, framförallt *Daphnia*systematik, vattenkemi

och datahantering och -värdering, vilket tacksamt erkännes.

LITTERATUR

- Buchanan, C. & J.F. Haney.** 1980. Vertical migrations of zooplankton in the arctic: a test of the environmental control. p. 69-79. *In* Evolution and ecology of zooplankton communities. Spec. Symp. Vol. Amer. Soc. Limnol. Oceanogr. Ed. W.C. Kerfoot. University Press of New England, Hanover.
- Cole, G.A.** 1955. An ecological study of the microbenthic fauna of two Minnesota lakes. *Amer. Midl. Nat.* 53: 213-230.
- De Stasio, B.T. Jr.** 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1079-1090.
- Degerman, E., G. Lindgren, P.-E. Lingdell & P. Nyberg.** 1987. Kartering av strömfåuna och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation till försurning. (English summary: An inventory of benthic fauna and fish in small streams in mountainous regions of Northern Sweden affected by acidification.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2). 64 p.
- Degerman, E., E. Engblom, P.-E. Lingdell, E. Melin & E. Olofsson.** 1992. Försurning i fjällen? (English summary: Acidification in the mountains?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 112 p.
- Dickson, W.** 1983. Liming toxicity of aluminium to fish. *Vatten* 39: 400-404.
- Dussart, B.** 1969. Les copepodes des eaux continentales. II. Editions N.Boube'e & cie, Paris. 292 p.
- Ekström, C.** 1990. Kalkningseffekter på djurplankton. 4 p. *In* Kalkningseffekter på flora och fauna. Eds: A. Bogelius & A. Maslennikov. Fiskeriverket, Meddelande (1).
- Elgmork, K.** 1955. A resting stage without encystment in the annual cycle of the freshwater copepod *Cyclops strenuus*. *Ecology* 36: 739-743.
- Elgmork, K. & J.P. Nilssen.** 1978. Equivalence of copepod and insect diapause. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 2511-2517.
- Elgmork, K., J.P. Nilssen, T. Broch & R. Vrevik.** 1978. Life cycle strategies in neighbouring populations of the copepod *Cyclops scutifer* Sars. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 2518-2523.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell.** 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 60-68.
- Eriksson, F. & P. Mossberg.** 1978. Vattenvegetationen och bottenfaunan i några sjöar på Fulufjället. PM. Limnol. Inst., Uppsala. 7 p. (Stencil.)
- Flössner, D.** 1972. Tierwelt Deutschlands 60. 501 p.
- Flössner, D. & K. Kraus.** 1986. On the taxonomy of the *Daphnia hyalina-galeata* complex. *Hydrobiologia* 137: 97-115.
- Fryer, G. & W.J.P. Smyly.** 1954. Some remarks on the resting stages of some cyclopoid and harpactoid copepods. *Ann. Mag. Nat. Hist. Ser.* 12, 7: 65-73.
- Gunnerød, T.B.** 1971. The life history and population dynamics of *Cyclops scutifer* Sars in Pedro Bay, Iliamna lake, Alaska. Univ. of Washington. Dissertation. 137 p.
- Hairston, N.G. Jr.** 1979. The relationship between pigmentation and reproduction in two species of Diaptomus. *Limnol. & Oceanogr.* 24: 38-44.
- Hairston, N.G. Jr.** 1987. Diapause as a predator-avoidance adaptation. p. 281-289. *In* Predation. Eds: C.W. Kerfoot & A. Sih. Univ. Press, Hanover & London.
- Hanson, M.** 1974. Zooplankton i Fulufjällssjöar med lågt pH. (English summary: The zooplankton in lakes with low pH in the Fulufjäll mountain.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 17 p.
- Hanson, M.** 1976. Biologin i ett sur fjällsjö belyst av rödingens föda. (English summary: The biology of an acid mountain lake as illustrated by the food of Arctic char.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 13 p.
- Henrikson, L. & H.G. Oscarson.** 1984. Lime influence on macroinvertebrate zooplankton predators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 93-103.
- Henrikson, L., H.G. Oscarson & J.A.E. Sten-son.** 1984. Development of crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless Lake Gårdsjön, Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 04-114.
- Hrbacek, J.** 1987. Systematic and biogeography of *Daphnia* species in the northern temperate region. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 45: 37-76.
- Hörnström, E.** 1979. Kalkningseffekter på fytoplankton. Stencil från Statens Naturvårdsverk. 7 p.

- Hörnström, E., C. Ekström & M.O. Duraini.** 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 115-127.
- Jensen, J.W.** 1988. Crustacean plankton and fish during the first decade of a subalpine, man-made reservoir. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 64: 53.
- Kerfoot, W.C. & A. Sih.** (Eds.) 1987. Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities. Univ. Press, Hanover & London. 386 p.
- Larsson, S.** 1990. Effekten av kalkning och fiskinplantering på växtplankton. 5 p. In Kalkningseffekter på flora och fauna. Eds: A. Bogelius & A. Maslennikov. Fiskeriverket, Meddelande (1).
- Lindström, T.** 1952. Sur l'écologie du zooplancton Crustacé. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 33: -165.
- Lindström, T.** 1957. Sur les planctons crustacé de la zone littorale. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 38: 31-153.
- Lindström, T.** 1958. Observations sur les cycles annuels des planctons crustacés. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 39: 99-145.
- Lindström, T. & G. Andersson.** 1980. Otoliter av Fulufjällsröding. (English summary: Otoliths from Fulufjäll char.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 12 p.
- Lindström, T. & G. Andersson.** 1981. Population ecology of salmonid populations on the verge of extinction in acid environments. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 51-95.
- Lindström, T., W. Dickson, M. Hanson & G. Andersson.** 1982. Dålig kondition hos röding i ett surt område - en effekt av näringsbrist eller fysiologisk stress? (English summary: Low condition factor of fish in acidified lakes - an effect of insufficient food or physiological stress?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 23 p.
- Lindström, T., W. Dickson & G. Andersson.** 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: a progress report. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 128-137.
- Lundquist, G.** 1936. Sjösediment från mellersta Norrland. Sveriges Geologiska Undersökning C 405. 152 p.
- Mossberg, P.** 1979. Bottenfaunans sammansättning i sura oligotrofa sjöar. (English summary: Benthos of oligotrophic and acid lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 40 p.
- Nilssen, J.P.** 1984. An ecological jig-saw puzzle: reconstructing aquatic biogeography and pH in an acidified region. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 138-147.
- Nilssen, J.P., T. Østdahl & W.T.W. Potts.** 1984. Species replacement in acidified lakes: physiology, predation or competition? Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 148-153.
- Nyberg, P.** 1984. Impact of chaoborus predation on planctonic crustacean communities in some acidified and limed forest lakes in Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 154-166.
- Pejler, B.** 1973. On the taxonomy of limnoplancetic *Daphnia* species in northern Sweden. Zoon 1: 23-27.
- Raddum, G.G., G. Hagenlund & G.A. Halvorsen.** 1984. Effects of lime treatment on the benthos of Södra Boksjön. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 166-176.
- Siebeck, O.** 1968. Uferflucht und optische Orientierung pelagischer Crustacéen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 35: 1-118.
- Stenson, J.** 1990. Betydelsen av kalkning och fiskintroduktion för utvecklingen av zooplankton i den försurade Gårdsjön. 5 p. In Kalkningseffekter på flora och fauna. Eds: A. Bogelius & A. Maslennikov. Fiskeriverket, Meddelande (1).
- Strickler, J.R. & S. Twombly.** 1975. Reynolds number, diapause and predatory copepods. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2943-2950.
- Tonolli, V.** 1971. Methods of collection. 1.1 Zooplankton. p. 1-20. In A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Eds.: W.T. Edmondson & G.G. Winberg. Blackwell, Oxford.
- Walton, W.E., S.M. Compton, J.D. Allan & R.G. Daniels.** 1982. The effect of acid stress on survivorship and reproduction of *Daphnia pulex*. Can. J. Zool. 60: 573-579.
- Quennerstedt, N.** 1955. Diatoms in the lake vegetation of the Långan drainage area, Jämtland, Sweden. Acta Phytogeogr. Suec. 36. 208 p.

ENGLISH SUMMARY: ZOOPLANKTON IN 1976-91, THE FULUFJÄLL DISTRICT, THE SOUTHERN HIGH MOUNTAIN

In acidified lakes in the Fulufjäll region the calcium and total phosphorus levels were extremely low and the pH + aluminium levels have been poisonous to fish. Contrary to experiences from other regions, a diaptomid population seems to be damaged in the most acidified lake but also small in the least acidified lake in the Fulufjäll region. In limed lakes, however, the *Mixodiaptomus* populations expanded.

A preliminary (verbal) model for governing the crustacean species composition is launched, including aluminium level, temperature, calcium level and interaction between plankton species and probably should effects of invertebrate predators and indirect cascading effects (Kerfoot & Sih 1987) be added.

The existence of single specimens can never be excluded with absolute certainty for any plankton species, but a population of *Holopedium* exists only in those lakes that were limed in an early state of acidification so that their fish population never was extinct. A *Daphnia* population is only (re-)established in the lake where the liming efforts were highest (Lake St. Rösjön). A time lapse for the reestablishing of populations is discussed.

Liming has proceeded in some lakes during a series of years, but only in Lake St. Rösjön and Lake N. Särnamannasjön could increases of the crustacean populations be shown.

When the *Mixodiaptomus* populations increased, the reproductive potential of the females decreased.

Tabell 1a. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	COPEPODA			Cyclops spec.2 honor	Cyclops spec.1 honor	Cyclops spec.2 honor	Cyclops hanar
				Calanid. nauplii	Diaptomus yngre copep.	Diaptomus äldre copep.				
Ö.Särnamannasjön	76-06-29	13.30	5	.33	1.11	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-05	14.15	5½	SQ	.11	1.67	.00	.00	.00	.00
	79-08-29	12.45	4	.05	.00	.17	.49	.00	.00	.00
	75-09-24	13.30	3½	SQ	.22	5.11	2.00	11.00	.00	.00
N.Särnamannasjön	76-06-29	11.30	4	4.00	29.22	.33	.00	.00	.00	.00
	76-08-05	15.30	4	.00	2.22	45.89	.33	.00	.00	.00
	79-08-06	19.30-21.15	3½	.00	.00	126.01	.19	.00	.00	.00
	79-08-28	16.15	3	.00	.00	22.64	95.72	.00	.00	.00
Ö.Särnamannasjön	76-06-29	.56		.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-05	.00		.56	.11	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-29	.00		.42	.09	.00	.00	.00	.00	.00
	75-09-24	.00		.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
N.Särnamannasjön	76-06-29	.00		.44	.11	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-05	.00		.67	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-06	.00		.82	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-28	.00		.06	.00	.00	.00	.00	.00	.00

Tabell 1b. Samma text som i Tabell 1a.

SJÖ	DATUM	CLADOCERA				SÄLLSYNTA ARTER		
		Bosmina coregoni alla	Bosmina med ägg el embryon	Bosmina hanar	Holop. gibberum juv&ad.	Alonopsis	Acroperus	Chydorus
Ö.Särnamannasjön	76-06-29	.11	.00	.00	.00	.22	.00	.11
	76-08-05	.11	.00	.00	.00	.00	.00	.22
	79-08-29	162.08	8.65	10.03	.00	.00	.00	.00
N.Särnamannasjön	75-09-24	37.67	15.00	2.11	.00	.11	.00	1.00
	76-06-29	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-05	6.11	.00	.00	.00	.00	.00	.11
	79-08-06	9.81	.06	.06	.00	.06	.06	.00
79-08-28	14.72	3.40	1.57	.00	.00	.00	.06	

Tabell 2a. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	VIND, SQ	COPEPODA					Cyclops spec.2 honor	Cyclops spec.1 honor	Cyclops hanar
					Calanid. nauplii	Diaptomus yngre copep.	Diaptomus äldre copep.	Diaptomus laciniatus adulta	Cyclopid. nauplii			
St.Rösjön	76-08-04	16.45	3½	SQ	.00	.00	.56	10.44	.00	.00	.00	
	76-08-29	19.00	3½		.00	.00	.00	7.08	.00	.00	.00	
	76-08-30	08.15	3½	Vind	.00	.00	.00	7.08	.00	.00	.00	
	77-09-04	13.30/16.30	3	Vind	.04	.00	.00	7.15	.00	.00	.00	
	77-09-19	14.30/16.30	3	Vind	.12	.00	.00	14.86	.00	.00	.00	
	78-06-30				.00	.00	12.44	.00	.00	.00	.00	
L.Rösjön	79-08-10	16.30/21.15	3½		.00	.00	5.71	11.74	.00	.00	.00	
	79-08-11	15.00	4		.00	.00	.94	2.91	.00	.00	.00	
	79-08-27/28	19.15/10.45	3½	Vind	.00	.00	.00	23.87	.00	.00	.00	
St.Rösjön	76-08-04	.00	2.22	139.33	.11	.00	.00	.11	.00	.00	.00	
	76-08-29	.00	.79	44.10	14.15	.08	.00	.00	.00	.00	.00	
	76-08-30	.00	.24	37.74	22.88	.00	.00	.00	.00	.00	.00	
	77-09-04	.00	1.26	113.29	9.32	.00	.00	.00	.00	.00	.00	
	77-09-19	.00	.41	7.31	128.36	.00	.00	.00	.00	.00	.00	
	78-06-30	.14	1.11	29.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	
L.Rösjön	79-08-10	.00	.42	333.12	.00	.31	.00	.05	.00	.00	.00	
	79-08-11	.00	1.65	48.03	.16	.00	.00	.08	.00	.00	.00	
	79-08-27/28	.00	1.18	334.58	.00	.05	.00	.05	.00	.00	.00	

Tabell 2b. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	CLADOCERA						
		Bosmina coregoni alla	Bosmina med ägg el embryon	Bosmina hanar	Daphnia galeata alla	Daphnia med ägg el embryon	Daphnia hanar	Holo-pedium gibberum
St.Rösjön	76-08-04	4.11	.22	.00	.00	.00	.00	.56
	76-08-29	18.71	1.26	.08	.24	.00	.08	.00
	76-08-30	68.55	4.80	.39	.08	.00	.00	.00
	77-09-04	75.90	14.35	.12	.00	.00	.00	.16
	77-09-19	281.49	113.50	23.47	.00	.00	.00	1.30
	78-06-30	.14	.00	.00	.00	.00	.00	8.29
L.Rösjön	79-08-10	8.23	.52	.00	.00	.00	.00	2.73
	79-08-11	3.54	.08	.00	.08	.00	.00	3.62
St.Rösjön	79-08-27/28	30.24	3.02	.05	.14	.00	.00	8.68
SÄLLSYNTA ARTER								
		Cerio-daphnia	Alonopsis	Alona	Chydorus			
St.Rösjön	76-08-04	.00	.00	.00	.56			
	76-08-29	.00	.00	.00	.00			
	76-08-30	.00	.00	.00	.00			
	77-09-04	.04	.00	.04	.00			
	77-09-19	.18	.00	.00	.12			
	78-06-30	.00	.00	.00	.00			
L.Rösjön	79-08-10	.00	.00	.00	.00			
	79-08-11	8.10	.00	.00	.16			
	79-08-27/28	.09	.05	.00	.05			

Tabell 3a. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	VIND, SQ	COPEPODA			Heteroc. saliens adulta		
					Calanid. nauplii	Diaptomus yngre coep.	Diaptomus äldre coep.		Diaptomus laciniatus adulta	Hetero- cope coep.
St.Harrsjön	76-08-03	16.15	4	Vind,SQ	.00	.00	2.89	1.11	.00	.56
	76-08-29	13.30	3½	Vind	.00	.00	.00	5.75	.00	.63
	76-08-31	09.00	3½	Vind	.00	.00	.00	4.09	.00	.63
	79-08-07	12.30	3	Vind	.00	.00	2.33	9.94	.00	.00
	79-08-30	13.00	3	Vind	.00	.00	.00	5.79	.00	.13
					Cyclopid. nauplii	Cyclopid. coep. I-III	Cyclopid. coep. IV-V	Cyclops spec.1 honor	Cyclops spec.2 honor	Cyclops hanar
St.Harrsjön	76-08-03	18.33	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-29	7.58	1.16	.00	.16	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-31	10.69	.94	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-07	261.07	.06	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-30	51.38	63.33	.00	.06	.00	.00	.00	.00	.00

Tabell 3b. Samma text som i Tabell 3a.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	VIND, SQ	CLADOCERA			SÄLLSYNTA ARTER		
					Bosmina coregoni alla	Bosmina med ägg el embryon	Bosmina hanar	Holo- pedium gibberum	Cerio- daphnia	Bytho- trepes
St.Harrsjön	76-08-03	24.89	2.11	.00	.22	.00	.00	.00	.00	.22
	76-08-29	316.76	2.64	1.42	.16	.00	.00	.00	.00	.00
	76-08-31	48.74	.00	.31	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-08-07	.06	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.06
	79-08-30	6.10	.50	.00	.00	.31	.00	.00	.13	.06

Tabell 4a. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	VIND, SQ	COPEPODA				
					Calanid. nauplii	Diaptomus yngre copep.	Diaptomus äldre copep.	Diaptomus laciniatus adulta	
L.Harrsjön	76-06-30	10.30	7		.11	.00	.00	.00	
	76-08-02	18.45	6½	SQ	.00	.33	.00	.00	
	76-08-31	13.45	8		.00	.00	.20	.00	
	77-09-01	13.00/17.00	8		.00	.00	.38	.00	
	79-08-08/10	10.45/11.15	7		.00	.04	.18	.00	
	79-08-31	07.15	7		.00	.00	.02	.00	
	79-09-12	10.00	6	Vind, Vert.háv.	.00	.00	.02	.00	
L.Harrsjön					Cyclopid.		Cyclops		
					nauplii	copep. I-III	spec. 1 honor	spec. 2 honor	
						Cyclopid.	Cyclops	Cyclops	
						copep. I-III	copep. IV-V	spec. 1 honor	hanar
						283.00	.56	5.22	.00
						160.56	.11	.11	.00
						33.73	76.97	.04	.00
						23.52	32.25	.00	.00
					130.90	.03	.00	.00	
					43.55	72.07	.00	.02	
					.25	11.71	.00	.00	

Tabell 4b. Samma text som i Tabell 4a.

SJÖ	DATUM	CLADOCERA			SÄLLSYNTA ARTER			
		Bosmina coregoni alla	Bosmina med ägg el embryon	Bosmina hanar	Cerio- daphnia	Bytho- trephes	Alona	Chydorus
L.Harrsjön	76-06-30	40.22	.00	.00	.00	.00	.00	.11
	76-08-02	14.44	2.00	.00	.11	.00	.11	.00
	76-08-31	147.72	5.54	5.58	.16	.00	.16	.28
	77-09-01	9.06	.86	.26	.00	.00	.00	.31
	79-08-08/10	.11	.00	.00	.13	.04	.03	.00
	79-08-31	.13	.00	.00	.00	.00	.00	.00
	79-09-12	.10	.00	.00	.04	.00	.09	.06

Tabell 5a. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och vind också förklaras.

SJÖ	DATUM	TID	DJUP (m)	VIND, SQ	COPEPODA				Cyclops spec.2 honor	Cyclops spec.1 honor	Cyclops spec.2 honor	Cyclops hanar
					Calanid. nauplii	Diaptomus yngre copep.	Diaptomus äldre copep.	Diaptomus laciniatus adulta				
St.Rösjön	89-08-23	11.00	3	Vert.håv	.09	.00	.00	.00	.05	.00	.00	.00
St.Harrsjön	89-08-22	11.00	3	Vert.håv	.00	.00	.09	.00	.00	.00	.00	.00
St.Rösjön	90-06-14	14.00	3		2.89	22.58	.00	.00	54.09	.00	.00	18.74
St.Harrsjön	90-07-04	14.00	3	Vind	.00	12.10	3.12	.00	17.57	.00	.00	.10
St.Rösjön	90-07-05	10.30	3	Vind	.06	2.42	18.68	.00	16.16	.00	.00	.38
St.Harrsjön	90-08-07	09.00	3		.69	.00	11.89	.19	.06	.06	.00	.00
St.Rösjön	90-08-08	15.00	3		.00	.00	.13	15.79	1.19	.06	.06	.13
					Hetero- cope copep.	Heteroc. saliens adulta	Cyclopid. nauplii	Cyclopid. copep. I-III	Cyclopid. copep. IV-V	Cyclops spec.1 honor	Cyclops spec.2 honor	Cyclops hanar
St.Rösjön	89-08-23	.00	.05	527.90	.00	.00	.00	.00	.05	.00	.00	.00
St.Harrsjön	89-08-22	.00	1.24	49.13	.05	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
St.Rösjön	90-06-14	.00	.00	18.81	.13	.00	.00	.00	54.09	.00	.00	18.74
St.Harrsjön	90-07-04	.19	.23	147.09	.10	.00	.00	.00	17.57	.00	.00	.10
St.Rösjön	90-07-05	.06	.00	435.35	.00	.00	.13	.00	16.16	.00	.00	.38
St.Harrsjön	90-08-07	.00	.00	48.24	.00	.00	.00	.00	.06	.06	.06	.00
St.Rösjön	90-08-08	.00	.13	111.01	.00	.00	.13	.00	1.19	.06	.06	.13

Tabell 5b. Antal per 5 liter av olika crustacéer, genomsnitt för vertikal i sjön. De flesta serierna är tagna med planktonhämtare och bakom varje siffra ligger data från olika djup och tre eller fler värden från varje djup, se kapitlet Material och metoder, där begreppet SQ och wind också förklaras.

SJÖ	DATUM	CLADOCERA						
		Fria ägg el embryon Bo.+Da.	Bosmina coregoni alla	Bosmina med ägg el embryon alla	Daphnia galeata alla	Daphnia med ägg el embryon	Daphnia hanar	Holo- pedium gibberum
St.Rösjön	89-08-23	+	55.85	.69	55.76	9.76	11.42	.00
St.Harrsjön	89-08-22	+	13.95	.09	.00	.00	.00	4.51
St.Rösjön	90-06-14	57.61	54.72	.69	25.22	5.22	.00	42.77
St.Harrsjön	90-07-04	.00	76.23	.00	.00	.00	.00	12.85
St.Rösjön	90-07-05	3.52	62.45	.19	71.76	10.88	.25	3.46
St.Harrsjön	90-08-07	3.42	23.54	.59	.00	.00	.00	2.49
St.Rösjön	90-08-08	12.17	339.75	.75	50.31	11.57	14.28	1.82

SJÖ	DATUM	SÄLLSYNTA ARTER		
		Holopedium ägg el em- bryon, alla	Bytho- trepes	Chydorus
St.Rösjön	89-08-23	.00	.00	.00
St.Harrsjön	89-08-22	+	.00	.00
St.Rösjön	90-06-14	86.42	.00	.13
St.Harrsjön	90-07-04	18.18	.00	.00
St.Rösjön	90-07-05	.44	.00	.06
St.Harrsjön	90-08-07	.00	.06	.06
St.Rösjön	90-08-08	.00	.13	.13

Tabell 6. Reproduktion hos Mixodiaptomus.

N.Sämnamansjön		79-08-28	
Datum		79-08-28	
Antal ägg per äggsäck		3.26	
Medelfel		.15	
Sa antal honor i provet		718.00	
Antal ägg per hona		.14	
St.Rösjön		Fraktion	
Datum		89-08-23	
Antal ägg per äggsäck		10.20	7.18
Medelfel		.15	
Sa antal honor i provet		212.00	191.00
Antal ägg per hona		8.61	3.50
St.Harrisjön		Fraktion	
Datum		89-08-22	
Antal ägg per äggsäck		11.05	
Medelfel		.52	
Sa antal honor i provet		48.00	55.00
Antal ägg per hona		7.31	4.42

Tabell 7. Reproduktion, fria ägg/embryon Bosmina (St. Rösjön 1990 inkluderar även Daphnia).

Särnamansjöarna	Nedre		Övre		Nedre	
Datum	79-08-06	79-08-29	79-08-29	79-08-28	79-08-28	79-08-28
Antal per 5 l, Tab. 1b	9.81	162.08	162.08	14.72	14.72	
Antal honor i aktuell serie	130.00	2,552.00	2,552.00	209.00	209.00	
Antal fria ägg/embryon	8.00	78.00	78.00	17.00	17.00	
Fria ägg/embryon per hona	.06	.03	.03	.08	.08	

St.Rösjön	77-09-19		79-08-27/28		90-06-14		90-07-05		90-08-08	
Datum	77-09-04	77-09-30	79-08-10	79-08-27/28	90-06-14	90-07-05	90-07-05	90-08-07	90-08-07	90-08-08
Antal per 5 l, Tab. 2b	4.11	44.00	8.23	30.24	79.94	133.96	133.96	23.54	23.54	375.78
Antal honor i aktuell serie	37.00	900.00	157.00	638.00	57.61			318.00	318.00	
Antal fria ägg/embryon	+	1,029.00	44.00	125.00				45.00	45.00	
Fria ägg/embryon per hona		1.14	.28	.20	.72	0.03	0.03	.14	.14	0.03

St.Härrsjön	76-08-29/31		79-08-30		90-07-04		90-08-07	
Datum	76-08-03	76-08-29/31	79-08-07	79-08-30	90-07-04	90-07-04	90-08-07	90-08-07
Antal per 5 l, Tab. 3b	24.89	316.76;48.74	.06	6.1	76.23	76.23	23.54	23.54
Antal honor i aktuell serie	224.00	2,118.00		97.00	826.00	826.00	318.00	318.00
Antal fria ägg/embryon	+	886.00		36.00	.00	.00	45.00	45.00
Fria ägg/embryon per hona		.42		.37	.00	.00	.14	.14

L.Härrsjön	76-08-02		79-08-31		90-09-12	
Datum	76-06-30	76-08-02	79-08-08/10	79-08-31	79-09-12	79-09-12
Antal per 5 l, Tab. 4b	40.22	14.44	.11	.13	.10	.10
Antal honor i aktuell serie	362.00	130.00	4.00	4.00	5.00	5.00
Antal fria ägg/embryon	4.00	+	.00	1.00	.00	.00
Fria ägg/embryon per hona	.01	+	.10	.25		

Tabell 8. Reproduktion, Holopedium.

St.Rösjön		76-08-04	77-09-19	79-08-10	79-08-27/28	90-06-14	90-07-05	90-08-08
Datum								
Antal per 5 l, Tab.2b		.56	1.30	2.73	8.68	42.77	3.46	1.82
Andel honor med ägg/embryon			.80	.50	.40	.28		
Ägg/embryon per ind. Tab.5b						2.02	.13	.00
St.Harrsjön		76-08-03	76-08-29/31				90-07-04	90-08-07
Datum								
Antal per 5 l, Tab. 3b		.22	.08				12.85	2.49
Andel honor med ägg/embryon			1.00	1.00				
Ägg/embryon per ind. Tab.5b							1.41	.00
L.Harrsjön		76-06-30	76-08-02	76-08-31	77-09-01	79-08-08/10	79-08-31	79-09-12
Datum								
Antal per 5 l, Tab. 4b		9.44	15.33	52.63	2.06	1.64	3.69	.31
Andel honor med ägg/embryon		.05	.33	.44	.47	.23	.03	.33
Ägg/embryon per ind.								12.40

Tabell 9a. Djupfördelning och dygnsvandringar i St. Rösjön.

	Diaptomus laciniatus adulta	Cyclopid. nauplii	Cyclopid. copep. I-III	Bosmina coregoni alla	Holop. gibberum juv&ad.
760829	Kl.18.30-19.30 (Sol ned kl. 19)				
Yta	2.33	45.67	8.67	17.00	.00
1 m	8.33	49.33	17.67	9.33	.00
Botten+1 m	9.67	46.67	19.33	18.33	.00
Botten	9.67	45.33	14.33	34.67	.00
Medeltal	7.50	46.75	15.00	19.83	.00
760830	Kl.07.30-09.00				
Yta	8.33	53.33	23.33	126.33	.00
1 m	10.67	28.00	27.33	109.67	.00
Botten+1 m	8.00	45.00	22.67	20.33	.00
Botten	3.00	33.67	23.67	34.33	.00
Medeltal	7.50	40.00	24.25	72.67	.00
770904	Kl.12.30-17.15				
Yta	4.67	116.83	10.83	70.17	.33
1 m	6.50	133.50	9.33	89.67	.17
Botten+1 m	8.67	116.00	10.67	80.17	.00
Botten	10.50	114.00	8.67	81.83	.17
Medeltal	7.58	120.08	9.88	80.46	.17
770919	Kl.14.00-17.00				
Yta	14.25	6.50	122.50	223.25	1.25
1 m	16.75	6.75	132.75	343.75	2.00
Botten+1 m	14.50	10.50	141.25	299.75	1.00
Botten	17.50	7.25	147.75	326.75	1.25
Medeltal	15.75	7.75	136.06	298.38	1.38
790827	Kl.18.45-19.45 (Sol ned kl. 19)				
Yta	30.00	466.50	.00	31.50	3.50
1 m	20.50	420.00	.00	24.00	1.50
Botten+1 m	9.00	373.50	.00	30.50	2.50
Botten	15.00	446.00	.00	29.00	1.00
Medeltal	18.63	426.50	.00	28.75	2.13
790828	Kl.10.30-11.10				
Yta	26.67	319.33	.00	50.67	18.00
1 m	33.33	334.00	.00	39.33	15.33
Botten+1 m	29.67	319.00	.00	33.67	13.33
Botten	29.33	254.67	.00	13.33	9.00
Medeltal	29.75	306.75	.00	34.25	13.92

Tabell 9b. Djupfördelning och dygnsvandringar i L. Harrsjön.

	Cyclopid. nauplii	Cyclopid. copep. I-III	Bosmina coregoni alla	Holopedium gibberum juv & ad.
760831	Kl.13.00-14.30			
Yta	24.00	25.67	1.67	.00
1 m	34.33	86.00	2.67	.00
Botten + 1 m	44.00	103.00	183.33	5.33
Botten	27.00	60.00	693.00	430.33
Medeltal	32.33	68.67	220.17	108.92
770901	Kl.14.00-18.00			
Yta	21.60	35.20	5.60	.60
1 m	23.00	37.60	5.40	.80
4 m	20.00	27.00	11.40	1.60
Botten + 1 m	27.40	36.00	12.00	5.20
Botten	23.80	26.80	16.20	3.40
Medeltal	23.16	32.52	10.12	2.32
790831	Kl.06.00-08.30			
Yta	43.40	61.20	.60	9.00
1 m	46.40	82.00	.20	1.60
3 m	45.40	75.40	.00	2.20
Botten	49.40	80.00	.00	7.40
Medeltal	46.15	74.65	.20	5.05

Tabell 9c. Djupfördelning och dygnsvandringar N. Särnamannasjön.

	Diaptomus copep. juv.	Bosmina coregoni alla	Diaptomus copep. juv.	Bosmina coregoni alla
790806	Kl.19.30-20.30		Kl. 20.30-21.15 (Sol ned 20.00)	
Ytan	158.00	13.00	153.00	11.00
1 m	122.00	10.50	146.00	8.50
Botten	130.00	4.50	105.67	12.67
Medeltal	136.67	9.33	134.89	10.72

Tabell 10a. Genomsnittsfrekvens per 5 l prov av rotatorier, 1970-talet. Medeltal i hel serie eller för några prov i en vertikal (vert). Fytoplankton, mest Tabellaria och Zygnemacéer, har antecknats för mer än hälften av alla prover från Rösjöarna och Harrsjöarna men i regel rör det sig om ett litet antal celler per 5-litersprov. I L. Rösjön 790811 dock mer än 100 celler av zygnemacéer och i L. Harrsjön 790830 mellan 100 och 1 000 Tabellaria per 5-litersprov.

Sjö, datum	Prov, n	Kelicottia	Polyarthra	Conochilus (ind.)	Övriga rotatorier
Ö.Särnamannasjön					
760629	10	2.00	1.33	.00	.00
790829	17	.94	.17	.00	.00
N.Särnamannasjön					
790806	14	6.33	1.95	.00	.00
790828	15	3.02	.13	.00	.00
St.Rösjön					
760829/30 Vert.håv	4	185.85	.71	198.58	.00
770904	24	61.40	12.62	.00	.00
770919	16	51.83	8.67	.00	.00
790810 Vert.håv	3	86.79	3.72	4.40	.00
790827/28	20	80.14	9.06	.00	.00
L.Rösjön					
790811	12	44.26	5.50	+	.16
St.Harrsjön					
760829	12	Rikligt	Enstaka	+	.00
760831 Vert.håv	3	763.84	19.81	5.35	.00
790807 Vert.håv	3	786.16	237.11	.00	.00
790830	15	284.03	93.58	.00	.06
L.Harrsjön					
760630	10	138.49	301.23	44.53	.19
760831 Vert.håv	4	50.71	7.55	.24	.00
770901	23	29.33	18.09	.41	.00
790808/10	19	25.87	17.23	.00	.05
790830	20	44.76	9.19	.00	.00

Tabell 10b. Genomsnittsfrekvens av rotatorier per 5-litersprov 1989-90. Siffrorna är osäkra (se texten) men visar storleksordningen.

Sjö, datum	Prov, n	Kelicottia	Polyarthra	Conochilus (kolonier)	Övr.rotatorier
St.Rösjön					
890823 Vert.håv		1.10	.00	.00	.00
900614	15	95.91	1.57	16.92	.00
900705	15	122.01	10-100	+	.00
900808	15	70.13	.00	+	.00
St.Harrsjön					
890822 Vert.håv		4.56	.83	+	.00
900704	13.00	108.85	164.73	29.61	.00
900807	13.00	49.93	.44	+	.07

BILAGA 1.

MOTIVERING FÖR DEN ANVÄNDA
TAXONOMIN

Bilaga 890910 till "Planktonprover från
Tännäsområdet 1988."

Motiveringen bygger på och hänvisar till
följande litteratur:

F = Flössner, D. 1972. Tierwelt Deutsch-
lands 60. 501 p.

P = Pejler, B. 1973. On the taxonomy of lim-
noplantic *Daphnia* species in Norderm
Sweden. Zoon 1: 23-27.

F&K = Flössner, D. & K. Kraus. 1986. On
the taxonomy of the *Daphnia hyalina-gale-*
ata complex. Hydrobiologia 137: 97-115.

H = Hrbacek, J. 1987. Systematic and bio-
geography of *Daphnia* species in the
northern temperate region. Mem. Ist. Ital.
Idrobiol. 45: 37-76.

Orienteringen av *Daphnia* i avbildning-
ar skiftar och begrepp som höjd, bredd, upp
och ner etc. är tvetydiga. Därför används
här de vertebrat-anatomiska beteckningar-
na dorsalt, ventralt, kranialt, kaudalt även
om kranialt kan verka illa valt för djur som
saknar kranium.

Vissa andra termer m m behöver defi-
nieras. Crest (H) eller Kiel (F) är en förhöj-
ning av kutikulan i mittlinjen på huvudets
ventrala, kraniala och/eller dorsala sida, på
svenska här kallad köl. Hjälms kallas av H,
som är mest utförlig, en förhöjning av kölen
i kranial riktning om den överstiger vissa
relativa mått. Hjälmen är alltså en cuticu-
labildning som inte skall innehålla andra
vävnader. Mer lösligt kallas det mesta som
sticker upp kranialt om ögat och som ut-
vecklas under cyklomorfofen för hjälms.

Hjälmen kan vara spetsig (pointed) eller
t o m ha en pigg (denticle). Huvudets ven-
tralkontur kan vara rak (som *D. hyalina*
ofta avbildas). Ventralkonturens rostrum

kan vara triangulär, fågelnäbbsliknande
figur (typiskt för *D. longispina sensu stric-*
to). Ventralkonturen kan bukta ut utanför
ögat (t ex hos *D. galeata*).

Om den krets möjliga *Daphnia*arter som
diskuterades i PM 890222 kan följande sägas:

D. hyalina (Leydig, *sensu lat.*) kan enligt
Lilljeborgs arbete finnas i norra Sverige i
form av *D. hyalina lacustris*, som skall ha
tydlig köl och hjälm i slutfasen av cyklo-
morfofen och en konkav ventral skallkon-
tur. *D. lacustris* har tagits in i *D. galeata* av
F&K och helt försvunnit hos H som nämner
formen som en effekt av ålder.

D. galeata har utsatts för en revision av
F&K och kan enligt dessa författare anta
många olika former och även hybridisera
med *D. cucullata*. Det är möjligt att detta är
första steget i en omfattande revision av ar-
ten *D. galeata*. Den form i norra Skandina-
vien som betecknats som *galeata* är förmod-
ligen inte i "faroazonen" om den förekommer
norr om *D. cucullatas* utbredningsområde.
D. galeata finns i föreliggande material en-
dast i Rogstjärn men fanns också i 1981 års
prover^{*)}

D. longispina longispina eller *D. longis-*
pina sensu stricto är nu inte längre en enkel
art, utan ingår i *D. longispina complex* (H)
bestående av 1) *D. longispina* O.F. Müller
emend. Sars och 2) *D. rosea* Sars emend.
Richard och 3) *D. zschokkei* Stingelin emend.
Margaritora et Ferrata.

^{*)} I Lilljeborgs nomenklatur var huvudindel-
ningen *D. longispina* O.F. Müller och *D. hy-*
alina Leydig. Rylov gick ett steg till och
namngav dem *D. longispina longispina* och
D. longispina hyalina. Under *hyalina* fanns i
båda fallen underarter eller varianter, bl a
galeata. Om djuret utvecklade en pigg på
hjälmen under cyklomorfofen lade man till
galeata. *Daphniorna* från västra Jämtland
(Ånn, Ottsjön-Sällsjön) var *galeata* men jag
använde "*D. longispina hyalina*" då 4-när no-
menklatur verkade orimligt. Denna pigg be-
skrevs utan att synas i latinska namnet.

Pejler behandlar svårigheterna att skilja ut *D. longispina sensu stricto* från *D. rosea* och till detta kan nu läggas att H och F ger helt olika diagnoser för *D. rosea*. Om F har rätt i sina utbredningsuppgifter kunde detta dock vara en orsak till att åter fundera över *D. rosea* för former i skandinaviens fjällområde då *D. longispina* O.F. Müller egentligen skulle höra hemma i näringsrika varma småvatten nere på slättlandet men inte heller på den punkten är H och F eniga. *D. longispina complex* blir den term som kommer att användas i föreliggande analys av Tännäsplankton. Storleken kan variera mycket som ett svar på betning (H).

En köl och hjälm saknas helt enligt H i *D. longispina complex* medan F säger att en svag köl kan finnas. Troligen är H strängare i sina krav på vad som får kallas köl och hjälm. I detta sammanhang är det viktigt att ange var kölen saknas. Enligt den beskrivning som kommer från Lilljeborg skall den han kallade *D. longispina* O.F. Müller (*D. longispina sensu stricto*) ha en köl på huvudets dorsalsida men inte på ventralsidan. Om man då lägger djuret på ventral- eller dorsalsidan blir det inte alltid exakt samma punkt på skallens topp (kranialt-apikalt) som blir studerad, och det är här som skallens ventralsida övergår i dorsalsidan. Så vitt jag vet har alla Daphnior

en köl på skallens dorsalsida och om en pigg (denticle) utvecklas här så kommer den från kölen. En pigg finns kranio-dorsalt hos *D. rosea* och en pigg som ligger nästan i samma läge som hos *galeata* avbildas av P för prover från svenska fjällkedjan och fanns också i Ö. Frösötjärn i föreliggande material. Denna pigg var anledningen till att *D. galeata* togs upp som en möjlighet i PM 890222, men i det material som insamlades 1988 fanns inga djur med mer utvecklad köl än 1987 och inga med pigg. Då materialet insamlats något senare i den biologiska cykeln (cyklomorfofen) och då formen överensstämmer mycket väl med bilderna i P har idén om *galeata* i tidig cyklomorfos övergivits.

En förändring sker dock under den biologiska cykeln i Tännäs materialet. De tidigare kläckta (äldre) honorerna har apex på skallen ventralt om frontalplanet genom ögat - det är svårt att säga det enklare om det inte skall kunna missförstås - så som man i regel beskriver *D. longispina sensu stricto*, men i en del prover uppträder senare kläckta (yngre) honor där skallen är förlängd också dorsalt därom (jämför konturen av en *Daphnia* i Figur 9 i Pejlers arbete) även om ingen pigg utbildas här. Det finns alltså trots allt en sorts cyklomorfos hos Tännäsformerna av *D. longispina complex*.

TILLVÄXT- OCH KÖNSMOGNADSMÖNSTER I ODLING FÖR SEX STAMMAR AV ÖRING

Ingemar Näslund, Jan Henricson, Torleif Andersson och Lars Hanell

Fiskeriverket, Försöksstationen, 840 64 Kälarne

SAMMANFATTNING

Vid Fiskeriverkets försöksstation i Kälarne genomfördes under 1988-90 ett försök vars syfte var att jämföra tillväxten hos sex olika öringstammar odlade i tråg. De undersökta stammarna var Arevattnetöring, Arjeplogsöring, Bergnäsöring, Båthällaöring, Granboöring och Gullspångsöring. Under första delen av försöket hölls fisken i 1 m² tråg. Efter två odlingsår (i september 1989) flyttades fisken till 4 m² tråg, varvid stammarna slogs ihop (efter gruppmarkering) för att sedan odlas tillsammans. Försöket avslutades i oktober 1990. Längd och vikt registrerades vid 7 olika tillfällen. Tillväxthastigheten (G_w) beräknades för varje period mellan registreringarna. Vid stamjämförelserna gjordes kompensation för skillnaderna i medelvikt mellan stammarna genom att tillväxthastigheten för en fisk av enhetsvikt (G_w') beräknades.

Efter första tillväxtsången hade Bergnäsöringen den högsta medelvikten och Granbo- och Båthällaöring den lägsta. I september 1989, efter två odlingsår, var den inbördes ordningen i stort oförändrad. Bergnäs- och Gullspångsöring var störst medan Granbo- och Båthällaöring fortfarande var minst. Under försökets and-

ra del, dvs när stammarna odlades tillsammans i samma tråg, växte däremot Arevattnetöring snabbast och registrerades för den högsta medelvikten vid försökets avslutning. Bergnäsöring däremot, växte långsammare än övriga stammar efter sammanslagningen.

Arevattnetöring hade den högsta relativa tillväxthastigheten under hösten 1989 och sommaren 1990, medan Bergnäsöring hade den lägsta relativa tillväxthastigheten sommaren 1990. Gullspångsöring växte snabbast av alla stammar under vinterperioderna. Granbo- och Båthällaöring hade genomgående låga tillväxthastigheter.

Storleksspridningen var störst för de långsammast växande stammarna. Sett över hela försöket minskade storleksspridningen med tiden för de snabbast växande stammarna. Gullspångsöringen hade den högsta andelen könsmogna hannar medan Granboöring hade den lägsta. Könsmogna hannar hade högre medelvikt än juvenil fisk (Gullspångsöring undantagen).

Elliott (1975a) utvecklade en modell för prediktion av optimal tillväxt hos öring. Samtliga stammar i detta försök växer under flera av tillväxtperioderna snabbare än

vad denna modell förutsäger. Modellen tycks därmed generellt underskatta tillväxten hos de stammar som odlats i Kälarne.

De observerade stamskillnaderna i tillväxt torde i första hand bero på genetiska faktorer. Stammarna har under lång tid anpassats till olika lokala förhållanden och

växer därmed olika när de odlas under identiska förhållanden. Det är dock troligt att odlingsbakgrund (antal generationer i odling) och grad av inavel också påverkat resultatet. Framför allt gäller detta försökets andra del där de mest odlingspåverkade stammarna hävdats sig bäst.

INLEDNING

Öring (*Salmo trutta* L.) förekommer som art uppdelad i en mängd olika bestånd som under lång tid anpassats till lokala förhållanden. De genetiska skillnaderna mellan öringbestånd är ofta stora, även om de är geografiskt närbelägna (Ferguson 1989). Man kan förvänta sig att denna anpassning till lokala förhållanden också leder till genetiskt betingade skillnader i egenskaper som tillväxt, könsmognad m m. Tillväxt hos öring i vilda bestånd har ägnats ett mycket stort intresse i den vetenskapliga litteraturen. Ett flertal studier av öringtillväxt under experimentella förhållanden finns också redovisade (Wingfield 1940, Brown 1945, 1946, Schuck & Kingsbury 1948, Swift 1961, Poston 1975, Spigarelli et al. 1982). Ytterligt få undersökningar jämför dock tillväxten hos olika stammar. Alm (1939) studerade tillväxt och könsmognadsmönster hos två olika öringstammar uppfödda i dammar medan Elliott (1989) jämförde tillväxten hos en vandrande och en stationär öringstam under experimentella förhållanden. I övrigt finns inga stamjämförelser under kontrollerade odlingsförhållanden genomförda.

Vidare utvecklade Elliott (1975a,b) under experimentella förhållanden en modell för tillväxt hos öring. Med hjälp av denna kan optimal tillväxt predikteras utgående från fiskens storlek och vattnets temperatur. Jämförelser av tillväxt under naturliga för-

hållanden med predikterad optimal tillväxt har sedan genomförts i flera fall (Edwards et al. 1979, Elliott 1984, Allen 1985, Elliott 1985, Mortensen 1985, Elliott 1988, Mortensen et al. 1988, Preall & Ringler 1989, Jensen 1990).

Idag är öring en av de viktigaste fiskarterna i den svenska fiskevården. Den odlas och sätts ut i stor omfattning. Man har länge varit klar över att utsättningsmaterialets härstamning har stor betydelse för utsättningsresultatet (Aass 1984, O'Grady 1984, Gönczi et al. 1986). Vid Fiskeriverkets försöksstation i Kälarne pågår ett långsiktigt arbete vars syfte är att beskriva och dokumentera egenskaper hos de stammar av laxfisk som är intressanta ur odlings- och fiskevårdssynvinkel. I en tidigare rapport har tillväxt- och könsmognadsmönster redovisats för olika rödingstammar (Näslund et al. 1990). Resultaten visade att stamskillnader förelåg och att dessa uttrycktes som skillnader i tillväxtkapacitet vid olika temperaturer och under olika delar av året. Målsättningen med föreliggande arbete är att redovisa tillväxt och könsmognadsgrad för sex olika öringstammar odlade under identiska förhållanden. Stammarnas tillväxt vid försöksstationen har också jämförts med den teoretiskt beräknade optimala tillväxten enligt Elliotts modell. Försöket har löpt över tre tillväxtsäsonger.

MATERIAL OCH METODER

Försöksstammar

I försöket användes 6 olika öringstammar. Försöksfisken härstammade dels från avelsfisk som hålls vid försöksstationen, dels från ögonpunktad rom som hämtades in från andra fiskodlingar. Antalet föräldrar till respektive försöksgrupp framgår av Tabell 1.

Arevattnetöring: Härstammar från sjön Arevattnet (580 ha, 674 m ö h), i Storumans kommun (Västerbottens län), där den lever allopatriskt (ensam fiskart). Denna öringstam är sjölekande, tillväxer långsamt och blir sent könsmogen (Andersson 1978). Avels-linjen i Kälarne har sitt ursprung i ett avelsfiske i Arevattnet hösten 1969. Fisken i försöket utgjorde den fjärde generationen i odling och är starkt inavlad.

Arjeplogsöring: Reproducerar sig i Arjeplogsströmmarna (Skellefteälven), men har sin huvudsakliga tillväxt i de nedströms belägna sjöarna Storavan och Uddjaur i Arjeplogs kommun, Norrbottens län. Stammen är storvuxen och individer kan nå vikter på 8-10 kg (Bergman et al. 1989). Stammen togs in som ögonpunktad rom till Kälarne från Sälla fiskodling i Arjeplog. Fisken i försöket härstammade från vildfisk som togs in som ungar via elfiske i Arjeplogsströmmarna 1982.

Bergnäsöring: Nedströmslekande stam som reproducerar sig i Bergnäsälven (Skellefteälven) och har sin huvudsakliga tillväxt i sjöarna Uddjaur och Storavan i Arjeplogs kommun, Norrbottens län. Stammen betecknas som storvuxen och har givit goda resultat vid utsättningar (Gönczi et al. 1986, Bergman et al. 1989). Liksom för Arjeplogsöringen togs ögonpunktad rom in från Sälla fiskodling. Även Bergnäsöringen härstammade från avelsfisk som togs in till fiskodlingen i Sälla som ungar via elfiske under 1982.

Båthällaöring: Härstammar från nedre delen av Gimåns vattensystem i Bräcke kommun, Jämtlands län. Den anses vara uppströmslekande, med huvudsaklig tillväxt (fiskdiet) i sjöarna Holmsjön och Leringen, storvuxen och kan nå vikter på 8-10 kg (Bergman et al. 1989). Avelsfisk av denna stam hålls vid försöksstationen i Kälarne. Försöksfisken var den andra generationen i odling. Antalet föräldrar vid det ursprungliga avelsfisket hösten 1976 var lågt (3-4 honor), vilket innebär att stammen är inavlad och torde ha förlorat genetisk variation.

Granboöring: Härstammar från Granboforsen i Indalsälven i Östersunds kommun, Jämtlands län. Den anses vara strömstationär och en relativt storvuxen fiskpredator (Bergman et al. 1989). Avelsfisk hålls vid Bonäshamns fiskodling i Åre kommun. Försöksfisken hämtades in till Kälarne i form av ögonpunktad rom och utgjorde den andra generationen i odling. Antalet avelsfiskar vid det ursprungliga avelsfisket i Granboforsen 1979 var lågt (4 honor, 2 hannar), vilket troligen innebär att det odlade materialet har lägre genetisk variation än det vilda.

Gullspångsöring: Härstammar från Gullspångsälven i Gullspångs kommun, Skaraborgs län. Den har sin huvudsakliga tillväxt i Väneren och är mycket storvuxen (Ros 1981). Eftersom de naturliga reproduktionsområdena har decimerats på grund av kraftutbyggnad har stammen hållits i odling under lång tid (Ring & Hanell 1987, Henricson et al. 1990, Ring et al. 1990). Försöksfisken utgjorde fjärde generationen i odling och härstammade från avelsfisk som hålls vid försöksstationen.

Tabell 1. Kramningsdatum, antal föräldrar, romstorlek, ögonpunkts- och kläckningsdatum (50% kläckta) samt tidpunkt för start av inmatning för de öringstammar som ingått i tillväxtförsöket. (- uppgift saknas)

Table 1. Stripping date, number of parents, egg size, eye point and hatching date (50% hatched), and start of initial feeding for the brown trout stocks in the growth experiment. - data lacking.

Stam	Kramn.	Ant. föräld.	Romstlk. antal/l	Ögon- punkt.	Kläckn. datum	Inmatn. start
Arevattnet	22/10	56 35	6 400	14/1	5/4	26/5
Arjeplog	4/10	25 25	8 800	-	3/3	6/4
Bergnäs	4/10	75 60	8 800	1-7/1	15/2	6/4
Båthälla	22/10	29 15	6 400	4/1	31/3	19/5
Granbo	9/10	74*	9 400	15/2	27/4	25/5
Gullspång	9/10	22 22	5 600	22/1	3/4	26/5

*Totalantal angivet. Exakt antal av respektive kön ej känt.

Försöksuppläggning

Tillväxtförsöket genomfördes vid Fiskeriverkets försöksstation i Kälarne med öring av årsklass 1988 från våren 1988 till den 19 oktober 1990. Då inmatningen påbörjades placerades ynglen i 1 m², kvadratiska plasttråg. Tiden för utsättning och inmatning varierade för de olika stammarna (Tabell 1). Varje stam representerades av två tråg med ca 2 000 individer per tråg. Fisken hölls under försökets första del, till den 19 september 1989, i dessa tråg. Vattenvolymer ökade stegvis från 220 l till 420 l och flödet från 5 l/min till 25 l/min. Fisken odlades i naturtempererat sjövattnet från Ansjön, som är belägen uppströms och utgör vattentäkt för försöksstationen.

Den 7 september 1988 hade biomassan i försökstrågen ökat till mellan 2.7 och 11.4 kg (Tabell 2). Denna dag kullades antalet fiskar i varje tråg ned till ca 1 100 st. Efter kullningen varierade biomassan mellan 2.2 och 7.6 kg. Dödligheten från inmatningen till den 7 september varierade mellan trägen från 13.8% till 33.4% (Tabell 2). Dödligheten var högst under månaderna juni och juli.

Den 14 juni 1989 hade biomassan ökat till mellan 7.1 och 24.3 kg. Ytterligare en

kullning genomfördes, nu till ca 500 individer per tråg. Efter kullningen varierade biomassan mellan 3.7 och 11.6 kg. Den 19 september 1989 avslutades försöket i 1 m² trägen. Då hade biomassan i de olika trägen ökat till mellan 11.9 och 43.0 kg (Tabell 2). Dödligheten från september 1988 till september 1989 var låg, under 5%, för samtliga stammar. Fisken överfördes nu till 2 st 4 m² stora, kvadratiska plasttråg med ett vattendjup på ca 35 cm (volym 1.4 m³). I varje tråg placerades totalt 660 fiskar, ca 110 individer av varje stam. Stammarna odlades nu alltså tillsammans och för att kunna skilja dem åt frysmärktes fisken med flytande kväve (Mighell 1969). Biomassan var vid starten av denna del av försöket ca 39 kg per tråg (28 kg/m³). Den 25 juli 1990 reducerades antalet fiskar till drygt 400 st. Biomassan var vid försökets avslutning den 19 oktober 1990 ca 95 kg per tråg (69 kg/m³). Dödligheten i de två trägen uppgick till 6.8 respektive 8.7% och inträffade under juni 1989.

Försöksfisken fick torrfoder av typ Ewos ST 40, ST 41 och ET 92 i överskott och byte av foderstorlek gjordes successivt enligt fabrikanterens rekommendationer. Foderautomaterna var ställda så att utfodring ägde

Tabell 2. Dödlighet (%) från inmatning till och med den 7 september 1988 samt biomassa (kg) i respektive tråg före och efter de olika kullningarna.

Table 2. Mortality (%) from start feeding until September 7 1988 and fish biomass (kg) in tanks before and after the three grading occasions.

Stam		Kullning 880907			Kullning 890614		Kullning 890919	
		Vikt före	Vikt efter	Dödl. (%)	Vikt (kg) före	Vikt (kg) efter	Vikt (kg) före	Vikt (kg) efter
AR	1	7.4	3.7	13.8	13.7	8.7	34.7	7.5
	2	-	3.7	-	12.6	8.5	29.1	6.3
AP	1	4.7	4.0	21.2	14.4	8.1	24.9	6.7
	2	5.6	4.7	21.2	15.8	8.8	36.2	8.0
BE	1	11.4	7.6	22.9	24.3	10.6	43.0	9.6
	2	10.6	7.2	18.1	22.5	11.5	39.6	9.1
BÅ	1	2.8	2.2	21.9	7.1	3.7	12.5	3.4
	2	2.7	2.5	33.4	8.0	4.2	15.2	3.2
GR	1	3.6	2.5	31.6	8.6	4.7	11.9	3.6
	2	2.8	2.6	23.3	8.0	4.7	11.9	3.6
GU	1	8.9	5.7	16.3	20.8	11.6	37.9	8.4
	2	7.7	5.2	20.6	19.5	9.8	37.3	8.4

rum 2-3 ggr/timme under den ljusa delen av dygnet.

Efter bedövning med MS-222 längdmättes (gaffellängd i mm) och vägdes (noggrannhet 0.1 g) 42-149 slumpvis utvalda individer av varje försöksgrupp vid 7 olika tillfällen (Tabell 3).

Tabell 3. Tidpunkter för registrering av längd och vikt samt medeltemperatur för mellanliggande tidsperioder.

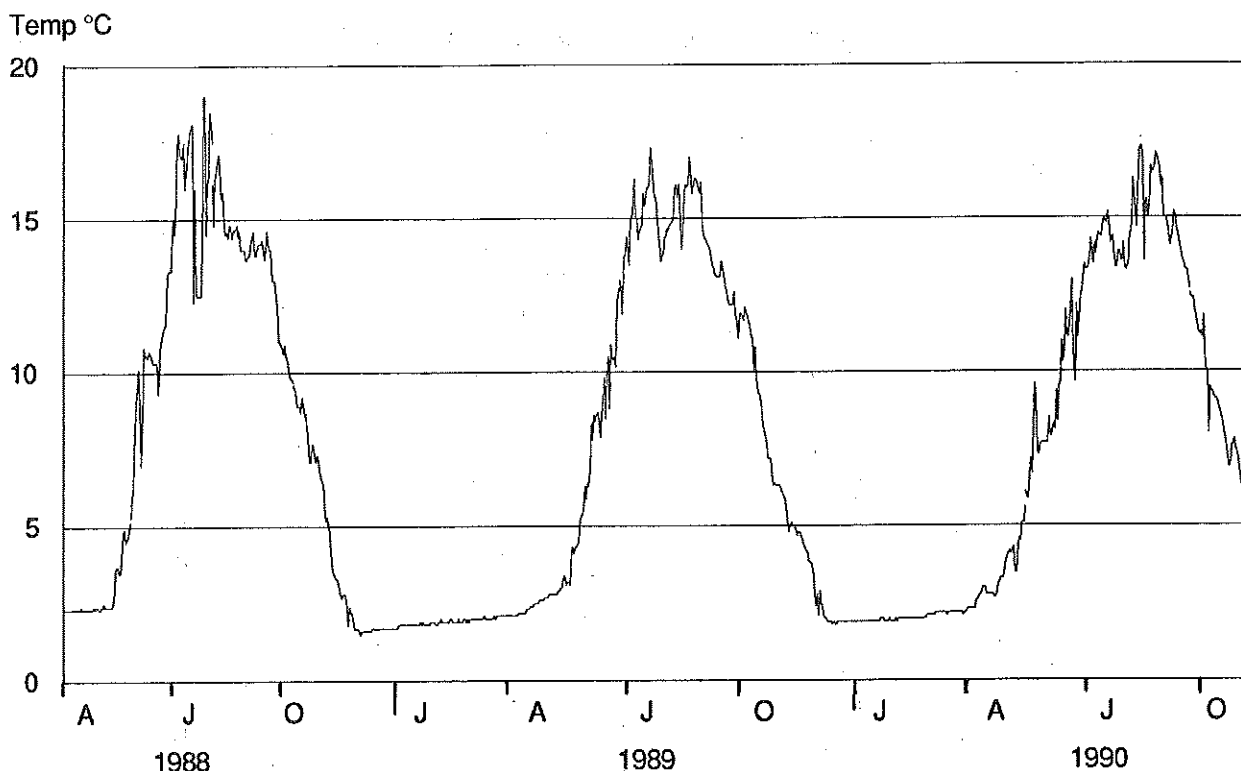
Table 3. Dates for length and weight registration and mean temperature for the time periods between registrations.

Datum för registrering	Medeltemp. (°C)
880906	
881121	7.5
890518	2.2
890918	13.2
891121	6.9
900402	2.1
901019	10.6

Vattentemperaturen registrerades dagligen i ett av trågen (Figur 1). Medeltemperaturen för de olika perioderna mellan registreringarna framgår av Tabell 3. Ingen mätbar skillnad i temperatur förelåg mellan trågen. pH varierade mellan 6.5 och 7.2. Fisken hade mycket begränsad tillgång till dagsljus. Under dagtid var belysningen tänd mellan 07.00 och 16.00. Under perioden september till juni fanns dessutom ledljus mellan 05.00 och 07.00 samt mellan 16.00 och 23.00.

Tillväxtberäkningar

För att närmare analysera om, och i så fall varför, vissa stammar växer snabbare och under vilken period eventuella stamskillnader föreligger, krävs att man tar hänsyn till skillnaderna i storlek vid inledningen av varje tillväxtperiod. Detta eftersom tillväxthastigheten är storleksberoende. Vid redovisningen av stamjämförelser har därför en kompensation gjorts för storleksskillnader enligt en särskild ekvation utvecklad av Job-



Figur 1. Vattentemperaturer i försökstrågen under försöket.

Figure 1. Water temperature data in the troughs during the experiment.

bling (1983). Denna metod med beräkning av tillväxthastighet för en fisk av enhetsvikt har tidigare tillämpats för bäckröding (*Salvelinus fontinalis* Mitchill) (McCormick & Naiman 1984).

Tillväxthastighet (specifik tillväxt) i vikt har beräknats enligt formeln:

$$G_w = (\ln W_t - \ln W_0) * 100/t$$

där G_w = tillväxthastighet i % per dag
 W_0 = fiskens utgångsvikt i gram
 W_t = fiskens vikt i gram efter tiden t
 t = tid i dagar mellan viktregistreringarna.

Tillväxthastigheten för en fisk med enhetsvikt (G_w') har beräknats enligt Jobling (1983):

$$\ln G_w' = \ln G_w - b * \ln W_0$$

b = regressionskoefficienten för det linjära sambandet mellan $\ln G_w$ och $\ln W$. I före-

liggande jämförelse har genomgående ett generellt värde för laxfisk på -0.41 (Brett 1979) utnyttjats.

W_0 = fiskens vikt i gram vid början av det tidsintervall för vilket tillväxthastigheten beräknats.

För att jämföra de olika stammarnas tillväxthastighet beräknades kvoten mellan observerad och predikterad optimal tillväxthastighet enligt Elliott (1975a). Elliotts modell beskriver förhållandet mellan tillväxthastighet, vattentemperatur och fiskens storlek:

$$W_t = [b_1(a + b_2 * T)t + W_0^{b_1}]^{1/b_1}$$

där W_t = fiskens vikt i gram efter tiden t vid T °C

T = vattentemperatur i °C

t = tid i dagar

W_0 = fiskens utgångsvikt i gram

Värden för konstanterna a , b_1 och b_2 med

95% konfidensintervall har hämtats från tabell 2 i Elliott (1975a). Modellen gäller ursprungligen för fisk i storleksintervallet 10-350 g och vid vattentemperaturer i intervallet 3.8-21.6 °C. Senare har modellen utsträckt till att gälla öring ned till 0.2 g (Elliott 1984). För att beräkna optimal tillväxt i föreliggande försök har den teoretiska ökningen i medelvikt under intervall om 10 dagar successivt beräknats för respektive tillväxtperiod. För denna beräkning har den genomsnittliga vattentemperaturen under respektive 10-dagars intervall an-

vänts. Utifrån startvikten och den på så sätt erhållna slutvikten har sedan den predikterade tillväxthastigheten med 95% konfidensintervall för varje period beräknats.

Variationskoefficienten (%) för medelvikten har använts för att beskriva storleksspridning och beräknats enligt formeln:

$$C.V. = S.D. * 100 / \bar{x}$$

där \bar{x} = medelvärde för vikt (g)

S.D. = standardavvikelse

RESULTAT

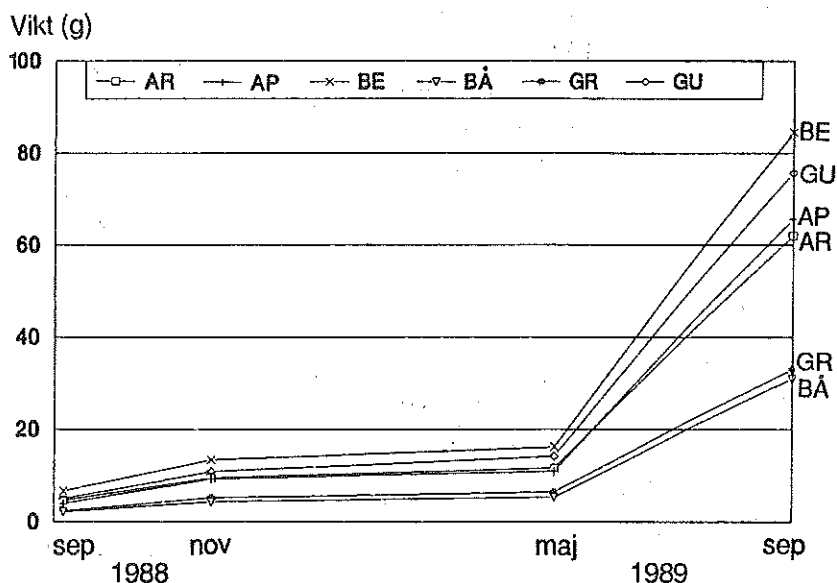
Romstadiet

Kramningarna ägde rum under oktober månad (Tabell 1). Minst romstorlek hade Granboöring medan Gullspångsöring hade de största romkornen. Tidpunkt för kläckning och startutfodring varierade stort mellan de olika stammarna. Bergnäs- och Arjeplogsöring kläcktes tidigast och började startutfodras ca en och en halv månad före de övriga. Skillnaden i kläckningstid mellan den tidigast kläckande stammen (Bergnäs) och den sist kläckande (Granbo) uppgick till 71 dagar, vilket innebar en skillnad på 163 dygnsgrader för perioden fram till den första mätningen.

Tillväxt

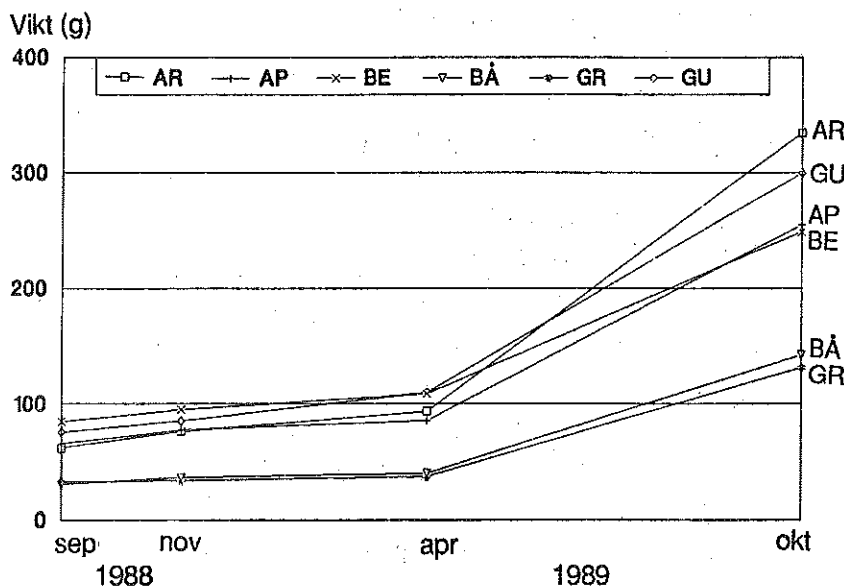
Vid beräkningarna av tillväxt har resultaten från de två replikaten av respektive stam slagits ihop. Detta får anses tillåtligt då medelvikterna för replikaten ej skilde sig signifikant (Variansanalys, $p > 0.05$). Mellan stammarna fanns däremot signifi-

kanta skillnader i medelvikt (Variansanalys). Dessa skillnader var redan vid den första mätningen, i september 1988, tämligen stora. Medelvikten för Bergnäsöring var då signifikant högre än för övriga stammar (t-test, $p < 0.05$) (Figur 2A). De lägsta medelvikterna registrerades för Granbo- och Båthällaöring, vilka var signifikant mindre än övriga stammar. Den inbördes ordningen stammarna emellan bibehölls i stort sett över den andra tillväxtsången och i september 1989 hade stammarna inordnat sig parvis vad gäller medelvikt (Figur 2A). Bergnäs- och Gullspångsöring var störst, Arevattnet- och Arjeplogsöring något mindre, medan Båthälla- och Granboöring uppvisade de lägsta medelvikterna. Skillnaderna mellan paren var signifikanta. Från september 1989 till och med den tredje tillväxtsången, det vill säga efter det att stammarna förts samman i större tråg, skedde vissa omkastningar (Figur 2B). Öring från Arevattnet ökade mest i medelvikt och var i



Figur 2A. Medelvikt (g) för de olika stammarna registrerade under tidsperioden 880906-890918. AR=Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.

Figure 2A. Mean weight (g) for the brown trout stocks registered from September 6, 1988 to September 18, 1989. AR=Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.



Figur 2B. Medelvikt (g) för de olika stammarna registrerade under tidsperioden 890918-901019. AR=Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.

Figure 2B. Mean weight (g) for the brown trout stocks registered from September 18, 1989 to October 19, 1990. AR=Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.

oktober 1990 signifikant större än övriga stammar. Näst störst var Gullspångsöring, som även den var signifikant skild från övriga stammar. Båthälla- och Granboöring var signifikant mindre än de övriga men ej skilda sinsemellan. Inga signifikanta skillnader förelåg heller mellan Arjeplog- och Bergnäsöring.

Tillväxthastighet

För att en rättvisande stamjämförelse med avseende på tillväxthastighet skall kunna göras, krävs att man tar hänsyn till de storleksskillnader som förelåg mellan stammarna vid starten av varje tillväxtperiod. Tillväxthastigheten för en fisk av enhetsvikt (G_w') har därför beräknats (Tabell 4).

Arevattnetöringens goda tillväxt i försökets slutfas avspeglas i den höga tillväxthastigheten under hösten 1989 och sommaren 1990. Tillväxthastigheten för Granbo- och Båthällaöring var låg under i stort sett samtliga perioder. Gullspångsöring växte snabbast av alla stammar under vintern. Bergnäsöring växte snabbast under sommaren 1989 men långsammast under sommaren 1990.

Tillväxthastigheten under hela försöket var högst hos Arevattnetöring, men skillnaderna mellan de fyra snabbast växande stammarna var tämligen små (Figur 3). De lägsta totala tillväxthastigheterna registrerades för Båthälla- och Granboöring.

Tabell 4. Tillväxthastighet för en fisk av enhetsvikt (G_w') under olika tidsperioder för de sex stammar som ingick i tillväxtförsöket. AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång. R = Inbördes rangordning för respektive period.

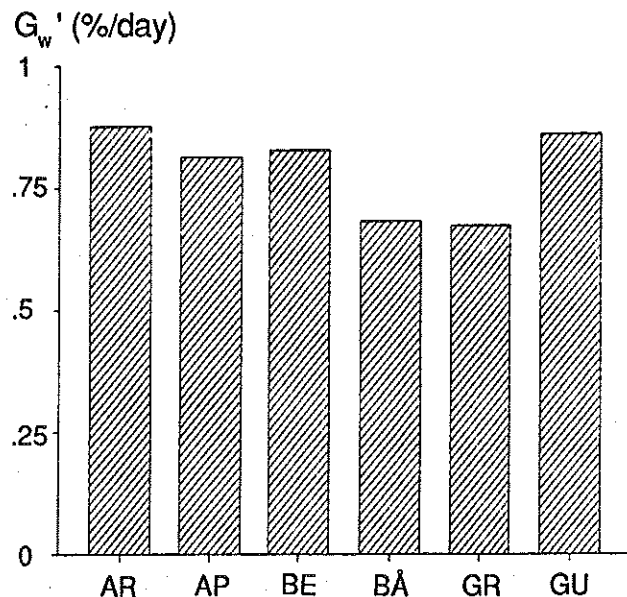
Table 4. Specific growth rate for a fish of unit weight (G_w') during sex seasons for the six brown trout stocks in the experiment. AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång. R = rank number for each stock and season.

Period	AR		AP		BE		BÅ		GR		GU	
	G_w'	R	G_w'	R	G_w'	R	G_w'	R	G_w'	R	G_w'	R
Höst-88	1.51	4	1.69	1	1.61	3	1.16	6	1.35	5	1.66	2
Vinter-88/89	0.21	3	0.17	6	0.23	2	0.18	5	0.19	4	0.30	1
Sommar-89	2.84	4	2.98	3	3.10	1	2.36	5	2.32	6	3.01	2
Höst-89	1.13	1	0.91	2	0.70	4	0.75	3	0.16	6	0.70	4
Vinter-89/90	0.56	2	0.29	4	0.40	3	0.21	5	0.21	5	0.73	1
Sommar-90	2.48	1	2.06	2	1.68	6	1.90	4	1.85	5	2.05	3
Totalt		15		18		19		28		31		13

Jämförelse med predikterad optimal tillväxt

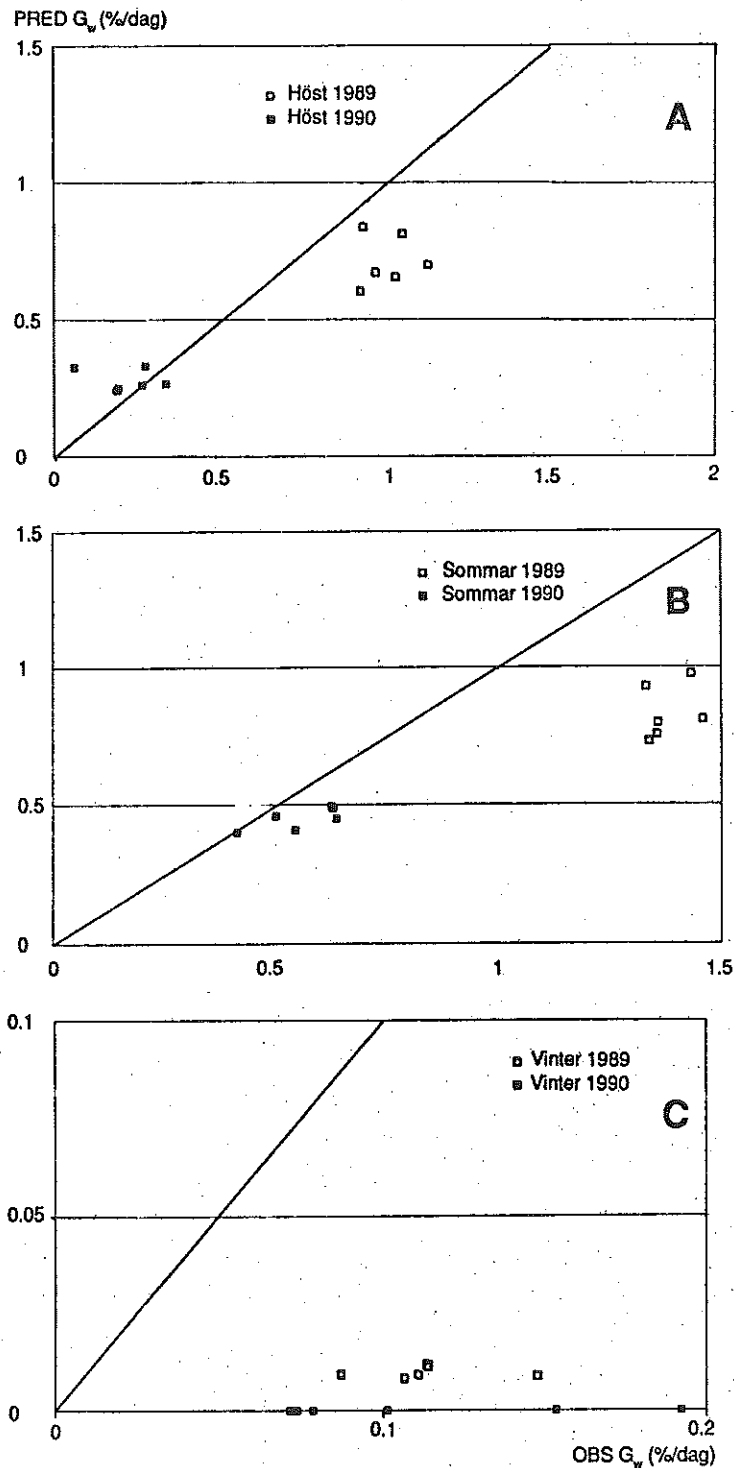
För höstperioderna var trenden den att stammarna växte snabbare än vad Elliotts (1975a) modell predikterar under första hösten men sämre än modellen under andra hösten (Figur 4A). Endast Arjeplogsöring hade dock signifikant högre tillväxthastighet jämfört med vad modellen predikterar under hösten 1988. På motsvarande sätt var det endast Granboöring som växte signifikant sämre under hösten 1989. Mönstret är detsamma för sommarperioderna (Figur 4B). Under sommaren 1989 hade samtliga stammar högre tillväxthastighet än vad modellen förutsäger medan inga signifikanta skillnader registrerades för tillväxthastigheten sommaren 1990. Elliott's modell förutsätter att öring inte förmår tillväxa vid temperaturer under 3.8 °C. Under större delen av vintern är vattentemperaturen i försöksanläggningen i Kälarne lägre än 3.8 °C (Figur 1). Trots detta tillväxte alltså samtliga öringstammar under vinterperioderna (Figur 4C). Skillnaderna gentemot modellen var signifikanta för samtliga stammar under båda perioderna. Totalt sett

var tillväxthastigheten för samtliga stammar alltså högre än vad Elliott's modell förutsäger.



Figur 3. Tillväxthastighet för en fisk av enhetsvikt (G_w') under hela försöket. AR = Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.

Figure 3. Growth rate for a fish of unit weight (G_w') for the entire experiment. AR=Arevattnet, AP=Arjeplog, BE=Bergnäs, BÅ=Båthälla, GR=Granbo, GU=Gullspång.



Figur 4. Jämförelse av observerad tillväxthastighet (G_w) och predikterad optimal tillväxthastighet enligt Elliott's (1975a) tillväxtmodell för öring. A:hösten 1988 och 1989, B:sommaren 1989 och 1990, C:vintern 1989 och 1990.

Figure 4. A comparison of observed growth rates (G_w) of brown trout in the experiment and growth rates computed from the growth model for brown trout fed on maximum rations (Elliott 1975a). A:autumn periods, B:summer periods, C:winter periods.

Sambandet mellan längd och vikt

En linjär regression för sambandet mellan \log_{10} längd och \log_{10} vikt ger en uppfattning om fiskens kondition. Det vill säga, ju brantare lutning (högre lutningskoefficient) för linjen, desto högre är vikten per längdenhet. Skillnaderna i kondition mellan stammarna visade sig vara mycket små. Inga tydliga positiva samband fanns mellan inbördes rangordning efter medelvikt (Figur 2) eller tillväxthastighet under närmast föregående period (Tabell 4) å ena sidan och kondition å andra sidan. Det var alltså inte så att de snabbast växande stammarna eller stammarna med högst medelvikt, också hade en högre kondition. Snarare fanns en tendens till att snabb tillväxt under närmast föregående tillväxtperiod medförde att fiskens kroppsform blev mer långsträckt och konditionsfaktorn därmed lägre. Gullspångsöring hade den lägsta konditionen vid mätningen i oktober 1990 vilket dock kan ha att göra med att andelen köns mogna hannar var hög.

Storleksspridning

Viktfördelningen vid de olika mättillfällena varierade mellan stammarna men skillnaderna var inte signifikanta (chi-2-test). Som exempel visas fördelningen för respektive stam i september 1988 och oktober 1990 (Figur 5A och B). Skillnaderna i variationskoefficient för medelvikt var dock markanta vilket framgår av mätningen i september 1989 (Tabell 5). Högst variationskoefficient hade då Granboöring medan Bergnäs- och Gullspångsöring hade lägst. De sistnämnda stammarna hade också de högsta medelvikterna vid detta tillfälle och samtidigt högst biomassa i

Tabell 5. Medelviktens variationskoefficient (C.V.) vid mättillfället 890918. AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång.

Table 5. Coefficient of variation (C.V.) for the mean weight at the sampling occasion September 9 1989. AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång.

Stam Grupp	AR		AP		BE		BÅ		GR		GU	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
C.V. (%)	40	41	37	28	26	21	32	38	49	51	28	32

respektive tråg (Figur 2A). Sett över perioden från försökets start till mättillfället i september 1989 minskade variationskoefficienten för de snabbast växande stammarna medan den ökade eller förblev oförändrad för övriga stammar.

Könsmognad

I slutet av september 1989 återfanns inga köns mogna hannar utom hos Gullspångsöring (3%). Vid försökets avslutning i oktober 1990 hade Gullspångsöring den högsta andelen köns mogna hannar medan Granboöring hade den lägsta andelen (Tabell 6). Värdena för dessa båda stammar var också signifikant skilda från de övriga fyra stammarna (chi-2-test). Medelviktarna för köns-

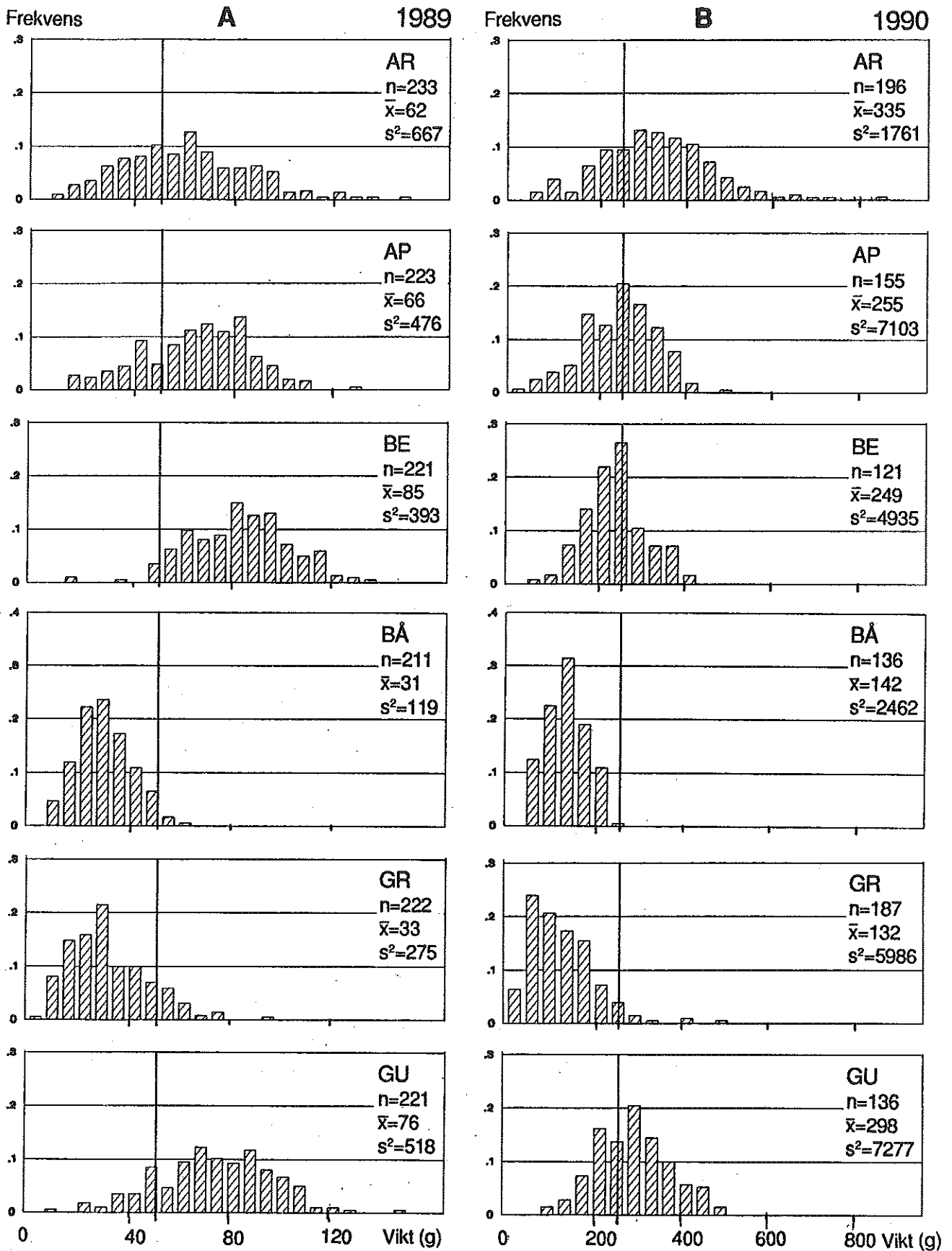
mogna hannar var signifikant högre än medelvikten för icke köns mogna fisk hos Arevattnet-, Arjeplogs- och Granboöring (t-test, $p < 0.05$). För Gullspångsöring var förhållandet det omvända.

För fyra av stammarna jämfördes också medelvikten mellan köns mogna och icke köns mogna hannar. De köns mogna hannarna var signifikant större hos Arjeplogs- och Granboöring medan inga skillnader förelåg mellan kategorierna hos Gullspångs- och Bergnäsöring. Hos Gullspångsöring var honorna signifikant större än hannarna. Inga köns mogna honor återfanns hos någon av stammarna. Sammantaget var alltså köns mogna hannar större eller lika stora som icke köns mogna hannar.

Tabell 6. Andel köns mogna hannar (%), medelvikt med 95% konfidensintervall (C.I.) för köns mogna hannar och medelvikt för hela stickprovet exklusive köns mogna hannar vid sista mättillfället (oktober 1990). AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång.

Table 6. Percentage mature males (%), mean weight with 95% confidence intervals (C.I.) for mature males and mean weight with 95% confidence intervals (C.I.) for the entire sample (mature males excluded) at the termination of the experiment in October 1990. AR = Arevattnet, AP = Arjeplog, BE = Bergnäs, BÅ = Båthälla, GR = Granbo, GU = Gullspång.

Stam	AR	AP	BE	BÅ	GR	GU
Köns m. hannar (%)	24	24	15	16	4	42
Medelv. köns m. hannar (g)	390	305	234	152	204	273
C.I.	356-424	283-327	200-268	129-175	180-228	255-291
Medelv. exkl. köns m. hannar (g)	319	238	252	140	130	322
C.I.	305-333	223-253	239-265	131-149	119-141	302-342



Figur 5. Viktfördelning för de olika öringstammarna vid mätillfällena 890918 och 901019.

Figure 5. Weight frequency histograms for the brown trout stocks registered September 18, 1989 and October 19, 1990.

DISKUSSION

Tydliga skillnader i tillväxtmönster förelåg mellan de olika öringstammarna i försöket. Skillnader i tillväxt och överlevnad mellan olika stammar inom samma art av laxfisk har tidigare konstaterats (Reinitz et al. 1978, Papst & Hopky 1983, Dwyer & Piper 1984, Whitler et al. 1986, Näslund et al. 1990). Vad gäller tillväxt visade Alm (1939) att en i naturen storvuxen och fiskprederande öringstam växte något bättre än stationär öring hämtad från en bäck, när de odlades under identiska förhållanden. Elliott (1988, 1989) fann dock inga genotypiskt betingade skillnader i tillväxt mellan juveniler från en stationär och en havsvandrande öringstam. Avgörande för de observerade stamskillnaderna i storlek var i stället yngelstorleken som i sin tur var beroende av de vandrande honornas större storlek och ägg.

I föreliggande undersökning var det endast Granboöring som skilde sig från de andra stammarna i form av mindre äggstorlek. Man har i undersökningar av andra arter av laxfisk visat att den tillväxtfördel som stora ägg innebär begränsas till tiden från kläckning och några månader framåt (Springate & Bromage 1985, Näslund et al. 1990). Vidare varierade tidpunkten för kläckning avsevärt i vårt försök, vilket medförde att tidigt kläckande stammar startutfodrades tidigare och fick ett försprång i tillväxt. Detta var dock inte avgörande för det slutliga resultatet av tillväxtförsöket, vilket överensstämmer med Alms (1939) resultat. De båda stammar som slutligen uppnådde de högsta slutvikterna tillhörde inte de tidigast kläckande. Att märka är att de båda stammar som uppnådde de lägsta slutvikterna (Båthälla- och Granboöring) också hade de högsta dödligheterna i försökets inledning. Vilken betydelse detta haft för resultatet av tillväxtjämförelsen är

dock oklart, men det är möjligt att sämre anpassade individer slagits ut.

Hos öring är de genetiska skillnaderna ofta mycket stora mellan geografiskt närbelägna populationer (Ferguson 1989). En stor del av artens totala genetiska variation föreligger därmed mellan populationer. Liksom för de stammar av röding som tidigare undersökts (Näslund et al. 1990) är det därför troligt att skillnaderna i föreliggande undersökning har en genetisk bakgrund och är ett resultat av öringstammarnas anpassning av livshistoriestrategin till skilda lokala förhållanden under lång tid. Dessa skillnader i anpassning yttrar sig sedan som olikheter i näringsfysiologi, näringsbehov, tolerans mot olika foderingredienser, beteende, tillväxtkapacitet vid olika temperaturer och/eller endogena tillväxttryck (Näslund et al. 1990).

Det var också så att försöksfiskens bakgrund skilde sig markant vad gällde antal föräldrar och antal generationer i odling för de olika stammarna. Graden av inavel och odlingspåverkan varierade alltså mellan de stammarna. Detta kan också ha påverkat resultatet av tillväxtjämförelsen. De stammar som växte bäst, efter det att försöksgrupperna förts samman till två gemensamma tråg i september 1989, var Arevattnet- och Gullspångsöring. Dessa båda representerades av fisk som utgjorde fjärde generationen i odling. De var därmed de stammar i försöket som i störst utsträckning anpassats till ett liv i odling, vilket kan innebära beteende- och tillväxtmässiga förändringar (Kincaid 1981). Det kan ha varit så att fisk i dessa stammar generellt sett var mer aggressiva och därmed lättare skaffade sig föda under de konkurrensförhållanden som uppstod efter det att stammarna slagits samman (L'Abbée-Lund

1991). Vidare kan sammanslagningen av stammarna ha missgynnat de stammar som redan från början hade låg medelvikt. Etablering av storlekshierarkier kan ha inneburit att de små individerna fick svårare att hävda sig på grund av sociala interaktioner (Jobling & Wandsvik 1983, Jobling 1985).

De stammar som växte bäst och därmed hade de högsta biomassorna i trägen hade också lägst storleksvariation. Det är tänkbart att högre tätheter leder till minskad aggression mellan individerna vilket i sin tur gynnar tillväxten (Baker & Ayles 1990) och reducerar storleksvariationen.

Tydliga skillnader i könsmognadsfrekvens stammarna emellan vid åldern 2+ förekom i vår undersökning. Stammar med hög tillväxthastighet under det sista året hade en högre andel könsmogna hannar. Det fanns också en tendens till att snabbväxande individer inom en stam könsmognade i högre grad.

Alm (1959) fann att de två stammar av öring han jämförde, en i naturen tidigt könsmogen, stationär stam och en sent könsmogen, vandrande stam, bibehöll sina inbördes skillnader även under odlingsförhållanden. Han fann också att de snabbast växande individerna blev könsmogna först. Alm (1959) konstaterade också, vid en jämförelse av olika försök med samma stam, att könsmognadsfrekvensen var högre i de försök där fisken vuxit snabbare. Det är därför troligt att skillnaderna i tillväxthastighet under det sista året delvis förklarar de observerade skillnaderna i könsmognadsfrekvens.

Tidigt könsmogna småhannar förekommer i vilda bestånd av havsöring (Svärdson & Anheden 1963, Campbell 1977, Bohlin 1979). Några tidigt (ålder 1+) könsmogna småhannar förekom inte hos stammarna i vårt försök. I kommersiell odling innebär tidig könsmognad ofta en nackdel och stor möda har lagts ned på att utröna vilka faktorer som är avgörande för om fisk (framför allt hannar) blir könsmogen eller inte (Jobling & Baardvik 1991).

Samtliga öringstammar växte under i stort sett samtliga perioder snabbare än eller lika snabbt som Elliotts (1975a) modell predikterar, vilket tyder på att födotillgången i försöket inte varit begränsande. Även om tillväxthastigheten överensstämmer med modellen under vissa perioder, är det uppenbart att modellen inte varit helt giltig för odlingsförhållandena under försöket i Kälarne. Detta gäller framför allt vinterperioderna. Även tillväxthastigheten hos öring i naturvatten har vid flera tillfällen visat sig nå upp till och överstiga den tillväxthastighet som predikteras av modellen (Allen 1985, Mortensen 1985, Jensen 1985, Jensen 1990). Detta kan ha att göra med att den stam som Elliott utnyttjade för att utveckla sin modell inte förmår tillväxa lika snabbt som andra stammar och att detta har en genetisk bakgrund (Allen 1985). Det är också tänkbart att det fiskfoder eller den odlingsutrustning som Elliott använde av någon anledning inte hade optimal sammansättning och därmed inte gav optimal tillväxt.

ERKÄNNANDEN

Ett tack till försöksstationens personal som utfört registreringarna. Erik Degerman har

lämnat värdefulla synpunkter på manuskriptet.

LITTERATUR

- Aass, P.** 1984. Brown trout stocking in Norway. p. 123-128. *In* Report of the symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries. Budapest 31 May-5 June 1982. EIFAC Tech. Pap. 42.
- Alm, G.** 1939. Undersökningar över tillväxt m m hos olika laxöringformer. Medd. Kungl. Lantbruksstyr. Nr 15. 93 p. (In Swedish.)
- Alm, G.** 1959. Connection between maturity, size and age in fishes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 40:5-145.
- Allen, K.R.** 1985. Comparison of the growth rate of brown trout (*Salmo trutta*) in a New Zealand stream with experimental fish in Britain. *J. Anim. Ecol.* 54:487-495.
- Anderson, T.** 1978. Förändringar av fiske och fiskbestånd i Umeälven under senare decennier med särskild hänsyn till vattenkraftutbyggnaden. Del 1. Sjöarna. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2). 172 p. (In Swedish.)
- Baker, R.F. & G.B. Ayles.** 1990. The effects of varying density and loading level on the growth of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *World Aquacult.* 21:58-62.
- Bergman, W., J. Halvarson & M. Larsson.** 1989. Öringstammar i Sverige. Åtgärdsstudier för kompensation av fiskeskador. Delrapport 2. FUD, Vattenfall. 125 p. (In Swedish.)
- Bohlin, T.** 1979. Sea trout (*Salmo trutta*) juveniles in a small Swedish stream - a population study. Doctoral dissertation, Dep. of Zoology, Univ. of Gothenburg, Sweden. 20 p.
- Brett, J.R.** 1979. Environmental factors and growth. p. 599-675. *In* Fish physiology. Eds.: W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett. Vol. VIII. Bioenergetic and growth. Academic Press, New York.
- Brown, M.** 1945. The growth of brown trout (*Salmo trutta* L.). II. The growth of two year old trout at a constant temperature of 11,5°C. *J. Exp. Biol.* 22:130-144.
- Brown, M.E.** 1946. The growth of brown trout (*Salmo trutta* Linn.). III. The effect of temperature on the growth of two-year-old trout. *J. Exp. Biol.* 22:145-155.
- Campbell, J.S.** 1977. Spawning characteristics of brown and sea trout (*Salmo trutta* L.) in Kirk Burn, River Tweed, Scotland. *J. Fish Biol.* 11:217-229.
- Dwyer, W.P. & R.G. Piper.** 1984. Three-year hatchery and field evaluation of four strains of rainbow trout. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 4:216-221.
- Edwards, R.W., J.W. Densem & P.A. Russell.** 1979. An assessment of the importance of temperature as a factor controlling the growth rate of brown trout in streams. *J. Anim. Ecol.* 48:501-507.
- Elliott, J.E.** 1975a. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta*) fed on maximum rations. *J. Anim. Ecol.* 44:805-821.
- Elliott, J.E.** 1975b. Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding for brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshw. Biol.* 5:287-303.
- Elliott, J.E.** 1984. Growth, size, biomass and production of young migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 53:979-994.
- Elliott, J.E.** 1985. Growth, size, biomass and production for different life-stages of migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 54:985-1001.
- Elliott, J.E.** 1988. Growth, size, biomass and production in contrasting populations of trout *Salmo trutta* in two lake district streams. *J. Anim. Ecol.* 57:49-60.
- Elliott, J.E.** 1989. Growth and size variation in contrasting populations of trout *Salmo trutta*: an experimental study on the role of natural selection. *J. Anim. Ecol.* 58:45-58.
- Ferguson, A.** 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Freshw. Biol.* 21:35-46.
- Gönczi, A.P., J. Henricson & G. Sjöberg.** 1986. Fiskevård i älvmagasin. Slutrapport från FÅK, del I. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 115 p. (In Swedish.)
- Henricson, J., O. Ring & L. Hanell.** 1990. Bevarande av genetiska naturresurser: nationella avelsplaner för gullspångslax och gullspångsöring. (English summary: Conservation of genetic resources: national breeding plans for the salmon and trout stocks of River Gullspångsälven.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3):9-17.

- Jensen, A.J.** 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *J. Anim. Ecol.* 59:603-614.
- Jensen, J.W.** 1985. The potential growth of salmonids. *Aquaculture* 48:223-231.
- Jobling, M.** 1983. Growth studies with fish - overcoming the problem of size variation. *J. Fish Biol.* 22:153-157.
- Jobling, M.** 1985. Physiological and social constraints on growth of fish with special reference to Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *Aquaculture* 44:83-90.
- Jobling, M. & A. Wandsvik.** 1983. Effect of social interactions on growth rates and conversion efficiency of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *J. Fish Biol.* 22:577-584.
- Jobling, M. & B.M. Baardvik.** 1991. Patterns of growth of maturing and immature Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in a hatchery population. *Aquaculture* 94:343-354.
- Kincaid, H.L.** 1981. Trout strain registry. National Fisheries Center, Leetown. U.S. Fish and Wildlife Service, Kearneysville. 118 p.
- L'Abbée-Lund, J.H.** 1991. Fiskeutsetninger - et reelt forsterkningstiltak? *Fauna (Oslo)* 44:173-180. (In Norwegian.)
- McCormick, S.D. & R.J. Naiman.** 1984. Some determinants of maturation in brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Aquaculture* 43:269-278.
- Mighell, J.L.** 1969. Rapid cold-branding of salmon and trout with liquid nitrogen. *J. Fish. Res. Board Can.* 26:2765-2769.
- Mortensen, E.** 1985. Population and energy dynamics of trout, *Salmo trutta*, in a small Danish stream. *J. Anim. Ecol.* 54:869-882.
- Mortensen, E., P. Geertz-Hansen & E. Marcus.** 1988. The significance of temperature and food as factors affecting the growth of brown trout, *Salmo trutta* L., in four Danish streams. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35(3/4):533-544.
- Näslund, I., J. Henricson, T. Andersson & L. Hanell.** 1990. Egenskapskartering av rödingstammar - en jämförelse av tillväxt i odling. (English summary: Stock characteristics of Arctic char - a comparison of growth under culture conditions.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2):17-35.
- O'Grady, M.F.** 1984. Observations on the contribution of planted brown trout (*Salmo trutta* L.) to spawning stocks in four Irish lakes. *Fish. Mgmt* 15:117-122.
- Papst, M.H. & G.E. Hopky.** 1983. Growth of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) in a pilot commercial rearing system. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1182. 16 p.
- Poston, H.A.** 1975. Influence of dietary protein and energy on swimming stamina, growth, and body composition of brown trout. *Progr. Fish Cult.* 37:257-261.
- Preall, R.J. & N.H. Ringler.** 1989. Comparison of actual and potential growth rates of brown trout (*Salmo trutta*) in natural streams based on bioenergetic models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:1067-1076.
- Reinitz, G.L., L.E. Orme, C.A. Lemm & F.N. Hitzel.** 1978. Differential performance of four strains of rainbow trout reared under standardized conditions. *Progr. Fish Cult.* 40:21-23.
- Ring, O. & L. Hanell.** 1987. Genetisk bakgrund till avelsstammarna av Gullspångslax och Gullspångsöring i Kälarne. (English summary: Genetic background of brood stocks of Gullspång salmon and brown trout at the Fisheries Board's Kälarne hatchery.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 44 p.
- Ring, O., L. Hanell & J. Henricson.** 1990. Analys av det svenska avelsmaterialet av Gullspångslax 1990. (English summary: Analysis of the Swedish brood stock of salmon from River Gullspångsälven in 1990.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3):1-8.
- Ros, T.** 1981. Salmonids in the Lake Vänern area. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 34:21-31.
- Schuck, H.A. & O.R. Kingsbury.** 1948. Survival and growth of fingerling brown trout (*Salmo fario*) reared under different hatchery conditions and planted in fast and slow water. *Trans. Am. Fish. Soc.* 75:147-156.
- Spigarelli, S.A., M.M. Thommes & W. Prepejchal.** 1982. Feeding, growth, and fat deposition by brown trout in constant and fluctuating temperatures. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111:199-209.
- Springate, J.R.C. & N.R. Bromage.** 1985. Effects of egg size on early growth and survival in rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Aquaculture* 47:163-172.
- Svärdson, G. & H. Anheden.** 1963. Könskvot och utvandring hos Verkeåns öring. *Svensk Fisk. Tidskr.* 72:165-169. (In Swedish.)
- Swift, D.R.** 1961. The annual growth-rate cycle in brown trout (*Salmo trutta* Linn.) and its cause. *J. Exp. Biol.* 38:595-694.
- Wingfield, C.A.** 1940. The effect of certain environmental factors on the growth of brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Exp. Biol.* 17:435-448.
- Withler, R.E., W.C. Clarke, B.E. Ridell & H. Kreiberg.** 1986. Freshwater survival and growth of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) under hatchery conditions. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 583. 33 p.

ENGLISH SUMMARY: STOCK CHARACTERISTICS OF BROWN TROUT - A COMPARISON OF GROWTH AND MATURATION UNDER CULTURING CONDITIONS

During 1988-90 a growth experiment with brown trout, *Salmo trutta* L., was carried out at the Fisheries experimental Station in Kålarne, Sweden. The aim of the experiment was to compare the growth of different stocks of brown trout reared in troughs. Six stocks of the year-class 1988 (Arevattnet, Arjeplog, Bergnäs, Båthälla, Granbo, Gullspång) were compared. The fish were kept in 1 m² troughs (each stock represented by two troughs) until September 1989. Thereafter the stocks were reared together in 4 m² troughs until the termination of the experiment in October 1990. Length and weight were measured at seven occasions and specific growth rate (G_w) was calculated for each period between the recording dates. When comparing the stocks, the difference in mean weight was compensated for by calculating the growth rate of a fish of unit weight (G_w') (Jobling 1983).

After the first summer of growth Bergnäs trout had the highest mean weight and Granbo- and Båthälla trout the lowest. In September 1989, after two growing seasons, the ranking of stocks with respect to mean weight, had not changed. During the rest of the experiment, i.e. when stocks were reared together, Arevattnet trout increased in weight most rapidly and was recorded for the highest final mean weight. Bergnäs trout, on the other hand, grew very slowly after stocks were merged.

Arevattnet trout had the highest relative growth rate during the autumn 1989 and during the summer 1990, while Berg-

näs trout had the lowest growth rate during the summer 1990. During the winter periods, the highest growth rate was recorded for Gullspång trout. Granbo- and Båthälla trout had generally very low growth rates.

The variation in individual size within stocks, expressed as the coefficient of variation (C.V.) for the mean weight, was higher for the slow growing stocks than for the stocks growing most rapidly. A decrease in size variation with time was also recorded for fast growing stocks. Gullspång trout had the highest proportion (42%) of mature males at the termination of the experiment while Granbo trout had the lowest proportion (4%). Mature males generally had a higher mean weight than immature fish.

Elliott (1975a) developed a model to predict the maximum growth of brown trout. All stocks grew under most periods better than this model predicted. Thus, Elliott's model seem to underestimate growth of the stocks in this experiment.

The observed stock differences in growth potential probably have a genetic origin. Adaptation to different environments over a long period of time would produce differences in growth potential when stocks are reared under identical conditions. However, the culturing history of the stocks tested may have affected the results since some of the stocks were represented by F_4 , while others were represented by F_1 fish. F_4 fish are most certainly better adapted to culturing conditions and thus more successful when reared together with other fish.