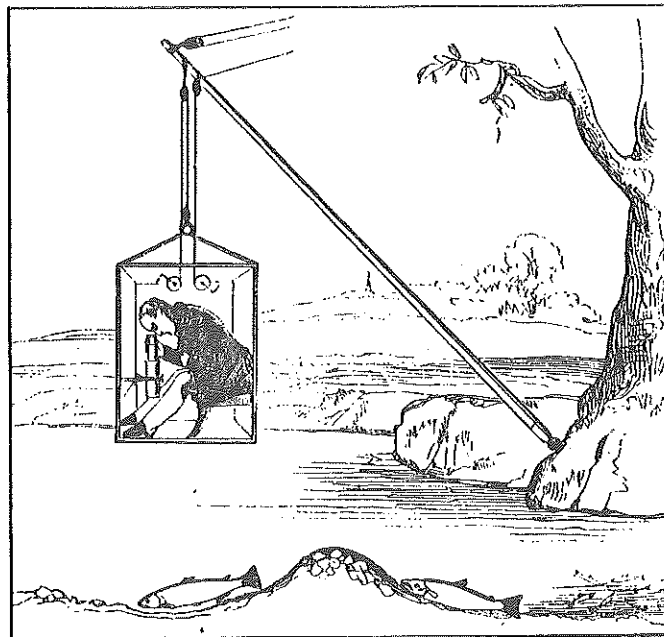


Nr 1 1993

Information från

SÖTVATTENS-  
LABORATORIET  
Drottningholm



HÅKAN WESTERBERG

Laxmärkningar i Vättern

INGEMAR NÄSLUND

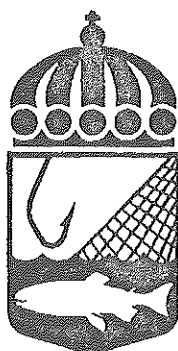
Överlevnad och spridning hos  
öring utsatt i små vattendrag

INGEMAR NÄSLUND

Låktaprojektet 10 år -  
erfarenheter från ett försök att  
etablera en vandrande öringstam

## INNEHÅLL

<b>HÅKAN WESTERBERG</b>	Laxmärkning i Vättern	sid 1-15
<b>INGEMAR NÄSLUND</b>	Överlevnad och spridning hos öring utsatt i små vattendrag	17-41
<b>INGEMAR NÄSLUND</b>	Låktaprojektet 10 år - erfarenheter från ett försök att etablera en vandrande öringstam	43-54



FISKERIVERKET  
National Board of  
Fisheries

### Redaktion:

Redaktör: Stellan F Hamrin  
Monica Bergman (manus, layout)  
Eva Sers (manus, prenumeration)  
Serien utkommer med 4 nr/år  
Lösnr 100 kr (inkl porto+moms)  
Prenumeration 325 kr/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

## BAKGRUND

Ekonomiskt domineras Vätterns fiske helt av laxfiskar. Totalt svarar dessa för mer än 90% av fångstvärdet. Viktigast är röding och sik, med vardera knappt 40% av det totala värdet (Brolin & Hultsbo 1989). På senare år har laxens fångstandel ökat och lax har fått stor betydelse för såväl fritidsfisket som yrkesfisket.

Lax finns inte som ursprunglig art i Vättern men introducerades på försök i liten skala under 50-talet. Laxutsättningarnas historik och diskussionen om laxens roll i sjöns ekosystem sammanfattas av Svärdson et al. (1988). Sötvattenslaboratoriet tog under senare delen av 60-talet initiativ till försök med laxutsättningar, som gav mycket goda resultat. Detta medförde att årliga utsättningar påbörjades 1971. Efter 1974 har mellan 14 000 och 25 000 laxungar satts ut varje år, vilket resulterat i fångster mellan 10 och 20 ton/år. Någon naturlig

reproduktion av lax har inte etablerats. Till en början experimenterade man mycket med olika laxstammar, ibland med okänt ursprung. På senare år har huvudsakligen Gullspångslax använts. Från 1989 har utsättningsvolymen ökat till cirka 40 000 laxungar per år och fångsten ökat till 25 ton.

I samband med utsättningarna har brickmärkning gjorts årligen på delar av utsättningsmaterialet från och med 1974. Fiske-nämnden i Jönköping har bearbetat och presenterat delresultaten från de äldre märkningarna. En samlad redovisning av det omfattande märkningsmaterialet saknas emellertid och efter initiativ från Bo Essvik och Bert Ove Andersson vid Utredningskontoret respektive Fiskeränämnden i Jönköping har jag därför gjort denna sammanställning.

## MATERIAL OCH METODER

De första laxmärkningarna i Vättern utfördes 1959 på 2- och 4-årig lax. Totalt märktes då 63 fiskar varav 61 återfångades samma år (Meyer et al. 1989). Vid samtliga märkningar användes smoltmärken av Carlintyp (Tabell 1). Under perioden har såväl olika stammar som fisk av olika ålder satts ut (Tabell 2). De flesta utsättningarna har gjorts i Vätterns södra del (Tabell 3). Även utsättningsplatserna har varierat och dessa har främst valts för att tillåta direkt hävning eller slangning från fisktransporten till sjön.

Data har hämtats från olika källor. Grimås et al. (1972) har givit en preliminär redovisning av märkningarna på 60-talet. Eftersom senare inkomna återfynd förändrat resultaten väsentligt har nya beräkningar gjorts från återfyndslistorna. För perioden 1974-81 har värdena

hämtats ur Fiskeränämndens sammanställningar. Dessa baseras på återfynd till och med 1985 och kan därför anses vara nära fullständiga. Alla återfångstdata från och med 1982 finns samlade i en databas vid Sötvattenslaboratoriet. De 2 998 registrerade återfångsterna fram till 1 januari 1992 från utsättningarna i Vättern har överförts till databasprogrammet Rapidfile och detta material har legat till grund för beräkningar av återfångstresultaten efter 1981, samt alla bearbetningar som bygger på individuella observationer; individtillväxt, fördelning på redskap, säsongsvariationer m. m. För tillväxtberäkningarna har återfynd med ofullständiga vikt- och längduppgifter samt återfångster mindre än 30 dygn efter utsättningen uteslutits. Detta minskar underlaget med totalt 82 individer.

# LAXMÄRKNINGAR I VÄTTERN 1965-91

Håkan Westerberg

Fiskeriverket, Box 423, 401 26 Göteborg

---

## SAMMANFATTNING

---

Lax är ingen ursprunglig art i Vättern. Sedan 1974 har utsättning och Carlinmärkning av lax utförts årligen. En genomgång av 53 märkningsförsök med totalt 31 645 märkta laxungar visar en hög avkastning, i genomsnitt 563 och som mest 1 889 kg/1 000 smolt. Utbytet har en fallande tendens, som troligen förklaras av minskad individvikt pga ökat fisketryck på lax, och eventuellt av en minskad näringsrikedom under perioden. Fiskeristatistiken visar ett högre genomsnittligt utbyte, 650 kg/1 000 smolt. Skillna-

den i jämförelse med märkningsförsöken kan förklaras av en 30-40% överdödlighet pga märkningen.

Den genomsnittliga tillväxthastigheten är cirka 2 kg/år. Laxen har ett vandringsmönster i sjön som inte tycks relaterat till utsättsplatsen. Den maximala fångsten sker under senhösten med ett sekundärt maximum på våren. Cirka hälften av fångsten, företrädesvis den mindre fisken, tas med krokredskap.

---

## BAKGRUND

---

Ekonomiskt domineras Vätterns fiske helt av laxfiskar. Totalt svarar dessa för mer än 90% av fångstvärdet. Viktigast är röding och sik, med vardera knappt 40% av det totala värdet (Brolin & Hultsbo 1989). På senare år har laxens fångstandel ökat och lax har fått stor betydelse för såväl fritidsfisket som yrkesfisket.

Lax finns inte som ursprunglig art i Vättern men introducerades på försök i liten skala under 50-talet. Laxutsättningarnas historik och diskussionen om laxens roll i sjöns ekosystem sammanfattas av Svärdson et al. (1988). Sötvattenslaboratoriet tog under senare delen av 60-talet initiativ till försök med laxutsättningar, som gav mycket goda resultat. Detta medförde att årliga utsättningar påbörjades 1971. Efter 1974 har mellan 14 000 och 25 000 laxungar satts ut varje år, vilket resulterat i fångster mellan 10 och 20 ton/år. Någon naturlig

reproduktion av lax har inte etablerats. Till en början experimenterade man mycket med olika laxstammar, ibland med okänt ursprung. På senare år har huvudsakligen Gullspångslax använts. Från 1989 har utsättningsvolymen ökat till cirka 40 000 laxungar per år och fångsten ökat till 25 ton.

I samband med utsättningarna har brickmärkning gjorts årligen på delar av utsättningsmaterialet från och med 1974. Fiske-nämnden i Jönköping har bearbetat och presenterat delresultaten från de äldre märkningarna. En samlad redovisning av det omfattande märkningsmaterialet saknas emellertid och efter initiativ från Bo Essvik och Bert Ove Andersson vid Utredningskontoret respektive Fiske-nämnden i Jönköping har jag därför gjort denna sammanställning.

---

## MATERIAL OCH METODER

---

De första laxmärkningarna i Vättern utfördes 1959 på 2- och 4-årig lax. Totalt märktes då 63 fiskar varav 61 återfångades samma år (Meyer et al. 1989). Vid samtliga märkningar användes smoltmärken av Carlintyp (Tabell 1). Under perioden har såväl olika stammar som fisk av olika ålder satts ut (Tabell 2). De flesta utsättningarna har gjorts i Vätterns södra del (Tabell 3). Även utsättningsplatserna har varierat och dessa har främst valts för att tillåta direkt håvning eller slangning från fisktransporten till sjön.

Data har hämtats från olika källor. Grimås et al. (1972) har givit en preliminär redovisning av märkningarna på 60-talet. Eftersom senare inkomna återfynd förändrat resultaten väsentligt har nya beräkningar gjorts från återfyndslistorna. För perioden 1974-81 har värdena

hämtats ur Fiske-nämndens sammanställningar. Dessa baseras på återfynd till och med 1985 och kan därför anses vara nära fullständiga. Alla återfångstdata från och med 1982 finns samlade i en databas vid Sötvattenslaboratoriet. De 2 998 registrerade återfångsterna fram till 1 januari 1992 från utsättningarna i Vättern har överförts till databasprogrammet Rapidfile och detta material har legat till grund för beräkningar av återfångstresultaten efter 1981, samt alla bearbetningar som bygger på individuella observationer; individtillväxt, fördelning på redskap, säsongsvariationer m m. För tillväxtberäkningarna har återfynd med ofullständiga vikt- och längduppgifter samt återfångster mindre än 30 dygn efter utsättningen uteslutits. Detta minskar underlaget med totalt 82 individer.

Tabell 1. Data för samtliga märkningar av laxungar i Vättern.

Table 1. Date, stock, age and number of smolts released for each of the tagging experiments made in Lake Vättern.

Serie	Datum	Stam	Ålder	Plats	Antal	Medelvärde		Anm
						längd mm	vikt g	
L6506701	650624	GULLSP	2	HÄLDEH	300	225		
L6806701	680528	GULLSP	2	BASKAR	562			
L7406701	740422	GULLSP	2	HORNÅN	500	181		
L7406702	740422	ÅNGERM	2	RÖTTLE	476	214		
L7406703	740516	ÅNGERM	2	RÖTTLE	491	213		
L7406704	740614	ÅNGERM	2	RÖTTLE	498	210		
L7506701	750521	GULLSP	2	HORNÅN	500	170		
L7506702	750604	ÖSTERS	2	KLANGA	465	235		
L7606701	760506	ÅNGERM	2	RÖTTLE	472	208		
L7606702	760712	ÖSTERS	2	RÖTTLE	494	233		
L7606703	760915	ÅNGERM	1+	RÖTTLE	249	152		
L7606704	760915	MÖRRUM	1+	RÖTTLE	249	142		
L7706701	770606	ÖSTERS	2	BREVIK	491			
L7706702	770606	ÖSTERS	1	RÖTTLE	492	141		
L7806701	780606	ÅNGERM	2	RÖTTLE	457	234		
L7806702	780608	ÅNGERM	2	BERGÖR	476	229		
L7906701	790619	KLARÅL	2	RÖTTLE	477	195		
L7906702	790619	KLARÅL	2	RÖTTLE	466	195		
L8006701	800610	GULLSP	2	STARBÄ	979	199		
L8006702	800612	VÄTTER	2	KLANGA	485	182		
L8006703	800612	VÄTTER	2	RÖTTLE	492	182		
L8006704	800612	ÖSTERS	2	RÖTTLE	488	165		
L8106701	810605	ÖSTERS	2	BERGÖR	493	186		
L8106702	810605	ÖSTERS	2	RÖTTLE	467	186		
L8106703	810618	GULLSP	2	STARBÄ	493	191		
L8106704	810702	GULLSP	2	BORGHA	492			
L8206701	820512	OKÄND	2	STARBÄ	1093	89.6		
L8206702	820514	GULLSP	2	BORGHA	1085	90.9		
L8306701	830531	ÅNGERM	2	RÖTTLE	495	174	64	SLANG
L8306702	830531	GULLSP	2	RÖTTLE	497	243	195	SLANG
L8306703	830531	KLARÅL	2	RÖTTLE	496	178	53	SLANG
L8406701	840514	KLARÅL	3	LEMUND	498	297	0	HÄVNI
L8406702	840527	GULLSP	2	VISING	472	219	109	SLANG
L8406703	840613	GULLSP	2	VISING	381	218	120	KASSE
L8406704	840613	GULLSP	2	VISING	381	216	120	HÄVNI
L8406705	841009	KLARÅL	3+	BREVIK	497	277	200	RÄNNA
L8506701	850605	GULLSP	2	STASP	500	150		KASSE
L8506702	850605	GULLSP	2	STASP	672	230	150	KASSE
L8506703	851016	GULLSP	1+	RÖTTLE	979	0		
L8606701	860609	GULLSP	2	MOHOLM	196	0		KASSE
L8706701	870529	GULLSP	2	RÖTTLE	500	206	101	SLANG
L8706702	870603	GULLSP	2	STARBÄ	500	156	0	
L8806701	880525	GULLSP	2	BREVIK	1000	208	0	
L8806702	880601	GULLSP	2	BREVIK	1000	251	150	
L8806703	881026	SÄVEÅ	1+	BASKAR	100	018	372	SLANG
L8906701	890524	GULLSP	2	BREVIK	487	202	132	SLANG
L8906702	890526	GULLSP	2	BREVIK	484	101.5		SLANG
L8906703	890522	SÄVEÅ	2	STARBÄ	929	73		SLANG
L8906704	891005	GULLSP	1+	STARBÄ	999	112		SLANG
L9006701	900504	GULLSP	1	STARBÄ	1000	100		SLANG
L9006702	901011	GULLSP	1+	BREVIK	1000	126		SLANG
L9106701	910515	GULLSP	2		1000			
L9106702	910920	GULLSP	1+		1000			

**Tabell 2.** Utsättningsmaterialets ålder och ursprung vid märkningsförsöken i Vättern.

**Table 2.** The distribution of tagging experiments on salmon stock and smolt age.

Stam	Åldersklass					Totalt
	1	1+	2	2+	3	
Gullspång	1	4	22			27
Klarälven			3		2	5
Mörrumsån	1					1
Sävån	1			1		2
Ångermanälven	1		7			8
Vätternfångad			2			2
Östersjön ospec	1		6			7
Okänd			1			1
<b>Summa</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>41</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>53</b>

**Tabell 3.** Utbyte (kg/1 000 smolt) för samtliga utsättningar gjorda före 1988 och uppdelade på utsättningsregion i sjön.

**Table 3.** Yield of the tagging experiments grouped according to where the smolt release was made.

Utsättningsplats	Antal	Medel	Min	Max
<b>Norra Vättern</b>	<b>8</b>	<b>442</b>	<b>199</b>	<b>917</b>
Bergörn				
Klangahamn				
Lemunda				
St Aspön				
<b>Mellersta</b>	<b>11</b>	<b>574</b>	<b>4</b>	<b>1303</b>
Baskarp				
Borghamn				
Brevik				
Visingsö				
<b>Södra</b>	<b>25</b>	<b>562</b>	<b>4</b>	<b>1354</b>
Röttle				
Starbäck				

Cirka 90% av återfångsterna sker de första två åren efter utsättningsåret. Inkluderas även år tre har i medeltal 98% av fångsten gjorts. Detta innebär att resultat av märkningar tidigare än 1988 i allt väsentligt är fullständiga. Även de sista årens märkningar redovisas i Tabell 4, men diskussionen om utbyte och återfångstprocent baseras endast på märkningar före 1989.

**Tabell 4.** Sammanfattande återfångstresultat för samtliga märkningar baserat på återfyndrapporter t o m 911231. Resultaten av utsättningar efter 1987 är ofullständiga.

**Table 4.** Outcome of the individual tagging experiments, based on all returns up to Jan 1, 1992.

Serie	Typ	Antal märkta	kg/1000	Återfångst	
				% (antal)	kg/ind
L6506701	GU 2	300	1881	41.0	4.59
L6806701	GU 2	562	1303	37.7	3.45
L7406701	GU 2	500	1179	28.0	4.21
L7406702	ÅN 2	476	292	19.7	1.48
L7406703	ÅN 2	491	315	20.0	1.58
L7406704	ÅN 2	498	572	26.7	2.14
L7506701	GU 2	500	1354	30.4	4.45
L7506702	ÖS 2	465	650	33.1	1.96
L7606701	ÅN 2	472	505	24.6	2.05
L7606702	ÖS 2	494	693	37.9	1.83
L7606703	ÅN 1+	249	181	11.6	1.55
L7606704	MÖ 1+	249	437	20.1	2.18
L7706701	ÖS 2	491	63	5.7	1.10
L7706702	ÖS 1	492	14	1.0	1.38
L7806701	ÅN 2	457	262	14.2	1.84
L7806702	ÅN 2	476	199	12.2	1.63
L7906701	KL 2	477	1208	49.9	2.42
L7906702	KL 2	466	1116	46.1	2.42
L8006701	GU 2	979	745	23.9	3.12
L8006702	VÅ 2	485	274	16.9	1.62
L8006703	VÅ 2	492	269	19.5	1.38
L8006704	ÖS 2	488	192	19.9	0.97
L8106701	ÖS 2	493	428	9.9	4.31
L8106702	ÖS 2	467	359	28.9	1.24
L8106703	GU 2	493	1220	41.4	2.95
L8106704	GU 2	492	1246	43.5	2.86
L8206701	OK 2	1093	458	24.0	1.91
L8206702	GU 2	1085	499	25.6	1.95
L8306701	ÅN 2	495	50	4.4	1.13
L8306702	GU 2	497	503	20.9	2.40
L8306703	KL 2	496	418	16.3	2.56
L8406701	KL 3	498	495	26.9	1.84
L8406702	GU 2	472	221	10.8	2.05
L8406703	GU 2	381	484	22.3	2.17
L8406704	GU 2	381	1012	38.6	2.62
L8406705	KL 3+	497	795	43.1	1.85
L8506701	GU 2	500	917	44.6	2.06
L8506702	GU 2	672	217	11.8	1.85
L8506703	GU 1+	979	535	23.9	2.24
L8606701	GU 2	196	352	19.9	1.77
L8706701	GU 2	500	1165	38.2	3.05
L8706702	GU 2	500	4	0.2	2.00
L8806701	GU 2	1000	638	26.0	2.45
L8806702	GU 2	1000	64	3.9	1.65
L8806703	SÅ 1+	1000	4	.4	1.00
L8906701	GU 2	487	0	0.0	****
L8906702	GU 2	484	203	8.9	2.29
L8906703	SÅ 2	929	114	8.8	1.29
L8906704	GU 1+	999	431	19.2	2.24
L9006701	GU 1	1000	358	19.7	1.82
L9006702	GU 1+	1000	10	1.8	0.58
L9106701	GU 2	1000	17	1.2	1.46
L9106702	GU 1+	1000	1	0.4	0.13

I märkningsprotokollen finns endast uppgifter om laxungarnas längd. En approximativ smoltvikt beräknades med ekvationen

$$\text{vikt i g} = 10^{-5} \cdot (\text{längd i mm})^3$$

och användes för beräkning av viktökningen.

Som mått på laxutsättningarnas utbyte har enheten kg/1 000 smolt blivit standard. Den används även här, trots att den är något oegentlig eftersom utsättningarna i stor utsträckning gjorts med icke smoltifierade laxungar.

## RESULTAT OCH DISKUSSION

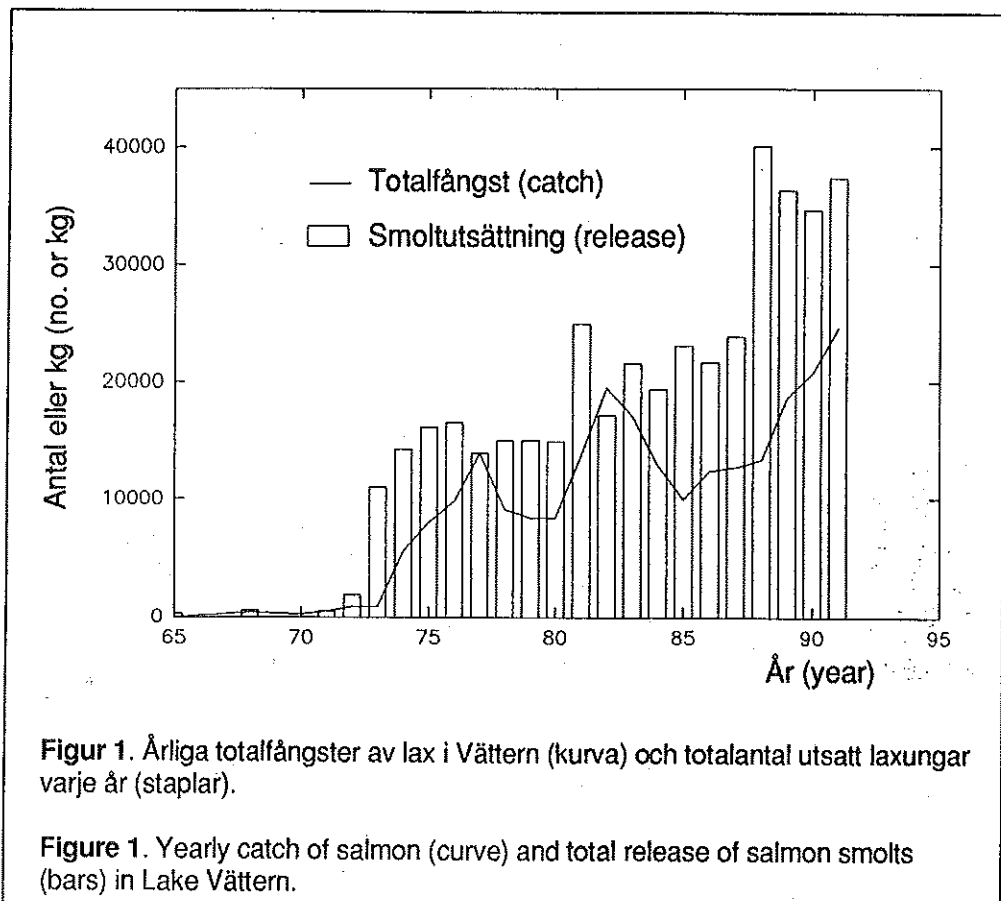
### Utsättningarnas avkastning

Det ekonomiskt mest intressanta måttet på utsättningarnas framgång är utbytet beräknat som återfångad vikt per utsatt smolt. Fiskerikommittén i Jönköping samlar årligen in fångststatistik från samtliga registrerade fiskare i Vättern, vilket innefattar både yrkes- deltids- och fritidsfiskare. I Figur 1 redovisas den totala laxfångstens utveckling enligt denna statistik samt den årliga mängden utsatta laxungar.

Eftersom det inte finns någon naturlig reproduktion av lax i Vättern kan dessa data användas för att direkt beräkna det långsiktiga medelutbytet (se nedan). Fångsterna från ett års utsättning fördelas dock över flera år varför fångststatistiken inte kan användas för att följa resultaten av individuella utsättningar. Här gör märkningsförsöken det möjligt att studera utfallet för enstaka år eller olika laxstammar (Figur 1).

### Märkningsförsök

Ett enkelt medelvärde av alla märkningsförsök med fullständig återfångst ger 563 kg/1 000 smolt. Figur 2 visar utvecklingen i Vättern jämfört med medelresultaten vid laxutsättningarna i Österjön (data från Laxforskningsinstitutets Tabell F). Man ser stora fluktuationer mellan åren och en tendens till minskat utbyte med tiden. Trots det är utbytet i Vättern anmärkningsvärt högt. Under 60- och 70-talet var med-



Figur 1. Årliga totalfångster av lax i Vättern (kurva) och totalantal utsatt laxungar varje år (staplar).

Figure 1. Yearly catch of salmon (curve) and total release of salmon smolts (bars) in Lake Vättern.



80-talet fluktuerade det runt 500 kg/1 000 smolt. Den senare nivån är ungefär densamma som i Östersjön under samma period. Jämfört med utbytet av utsättningar av Gullspångslax i Vänern under 60-talet (Wickström 1974) ligger resultaten i Vättern 3-4 gånger högre. De senaste årens märkningar i Laxfond Vänerns regi visar högre utbyte där, typiskt 200-300 kg/1 000 smolt (S E Sköld, pers medd) men även dessa resultat är klart lägre än för Vättern.

Eftersom det genomsnittliga utbytet avtagit med tiden, samtidigt som volymen på utsättningar ökat, så bör märkningsresultaten vägas med totalantalet utsatta laxungar under märkningsåret för att ge ett tidsmedelvärde som är representativt för hela periodens totalfångst. Gör man det så visar märkningsförsöken ett medelutbyte av 498 kg/1 000 smolt.

### Fiskeristatistik

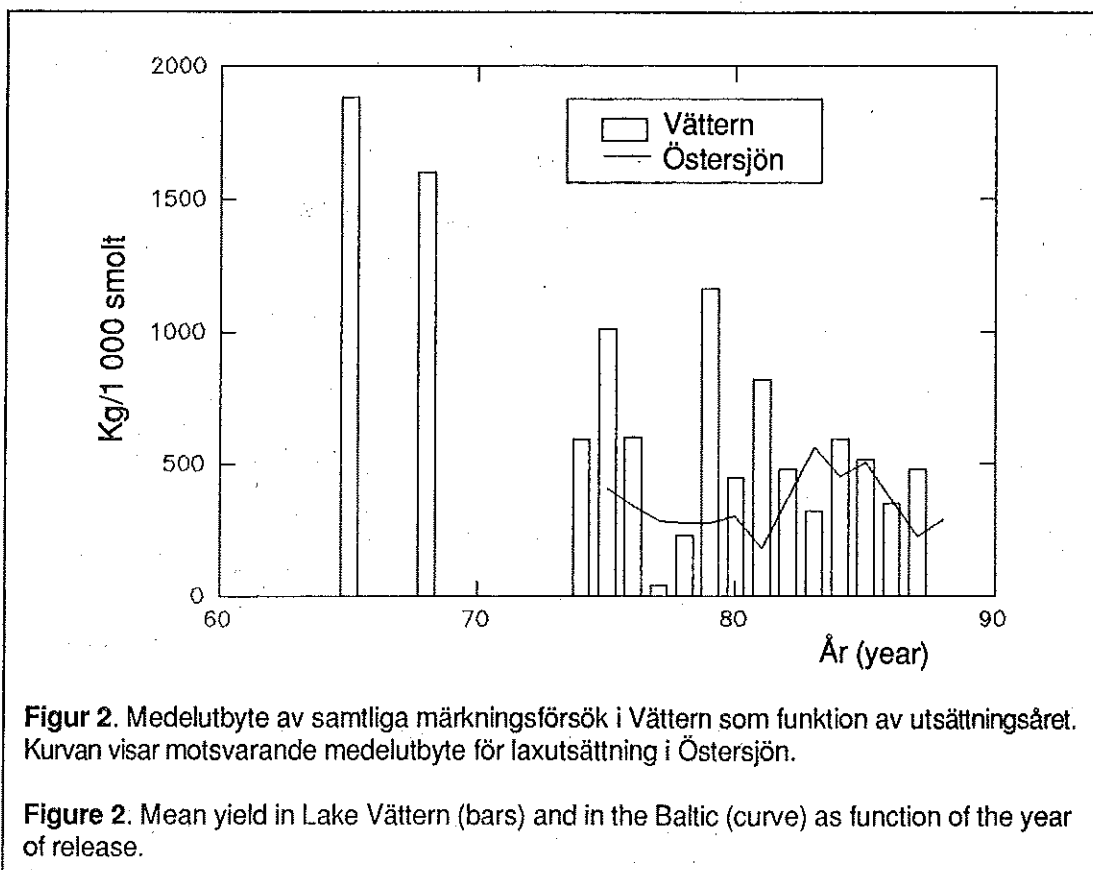
I och med att det inte förekommer någon naturlig laxreproduktion i Vättern och att det föreligger en fiskeristatistik som inkluderar alla fiskarkategorier utom handredskapsfisket så har man möjlighet att jämföra fångstutbytet med

de totala utsättningarna. Den ackumulerade totalfångsten av lax t o m 1991 är 242 ton. Under denna tid har 422 500 laxungar satts ut. Minskar man utsättningsantalet under de senaste tre åren med hänsyn till den förväntade andel av fångstvikten som ännu inte tagits upp så motsvaras detta av totalt 372 350 laxungar. Medelutbytet för hela perioden med laxutsättningar i Vättern blir då 650 kg/1 000 smolt. Fångststatistiken visar alltså ett 30% högre utbyte än märkningarna.

Skillnaden har också beräknats för varje år för sig genom att summera det aktuella årets återfångster från alla tidigare års märkningar, vägda med märkningsårets totala utsättning av laxungar enligt formeln

$$F_a = \sum_{i=82}^a \frac{U_i}{M_i} V_{i,a}$$

där  $F_a$  är den teoretiska totalfångsten år  $a$  ( $a > 83$ ),  
 $U_i$  antalet utsatta laxungar år  $i$ ,  
 $M_i$  antalet märkta laxungar år  $i$ ,  
 $V_{i,a}$  totalvikt märkt fisk utsatt år  $i$  och fångad år  $a$ .



**Tabell 5.** Årliga totalfångster av lax, dels beräknade från märkningsresultaten, dels direkt enligt fiskeristatistiken.

**Table 5.** Comparison of the yearly salmon catch as reported in the fisheries statistics and computed from the known smolt release and tagging experiments.

År	Teoretisk	Rapporterad	Differans %
84	7300	12940	-44
85	8730	9980	-12
86	12310	12380	-1
87	8650	12680	-32
88	7590	13330	-43
89	11810	18630	-37
90	11650	20850	-44
91	10960	24639	-56

I Tabell 5 redovisas hur mycket större fångststatistikens totalvärde är jämfört med den förväntade fångsten. Det föreligger en hög variabilitet men ingen långsiktig trend i värdena.

Det finns tre möjliga orsaker till skillnaderna mellan fångststatistik och märkningsresultat:

- 1 Brister i dataunderlaget.
- 2 Ökad dödlighet pga märkningen.
- 3 Förlust av märken.

Det är svårt att i detta fall avgöra hur mycket de olika faktorerna bidrar. När det gäller dataunderlaget så tenderar en brist i märkesrapportering att motverka effekten av en ofullständig fångststatistik. Förlusten av Carlinmärken är försumbar enligt utsättningsförsök i Östersjön med kombinerad märkning och fenklippning. I sötvatten kan man dock inte utesluta en ökad infektionsrisk. En överdödlighet på grund av märkningen, som har samma omfattning som i detta fall, dvs 30-40%, har emellertid rapporterats i tidigare försök (Hansen 1988, Anon 1992). Huvuddelen av dödligheten tycks orsakad av stress vid märkning och utsättning (Hansen 1988). Det innebär att väsentligen hela förlusten sker under en kort period efter utsättningen och att därefter den relativa fördelningen av återfynden i tid och rum är representativa för den omärkta delen av utsättningen, men att totalfångsterna underskattas.

## Variationer i avkastningen

Om skillnaden i märkningsresultat och totalfångst verkligen avspeglar en hög dödlighet på grund av märkningen så kan man också förmoda att det föreligger en stor variation i dödlighet mellan olika märkningsförsök. Eftersom de faktorer som orsakar stress vid hanteringen är dåligt kända går det inte att i efterhand analysera märkningsresultaten i detta avseende. Det finns emellertid andra tänkbara orsaker till varierande avkastning, och det är av intresse att studera dessa för att eventuellt kunna optimera de fortsatta utsättningarna.

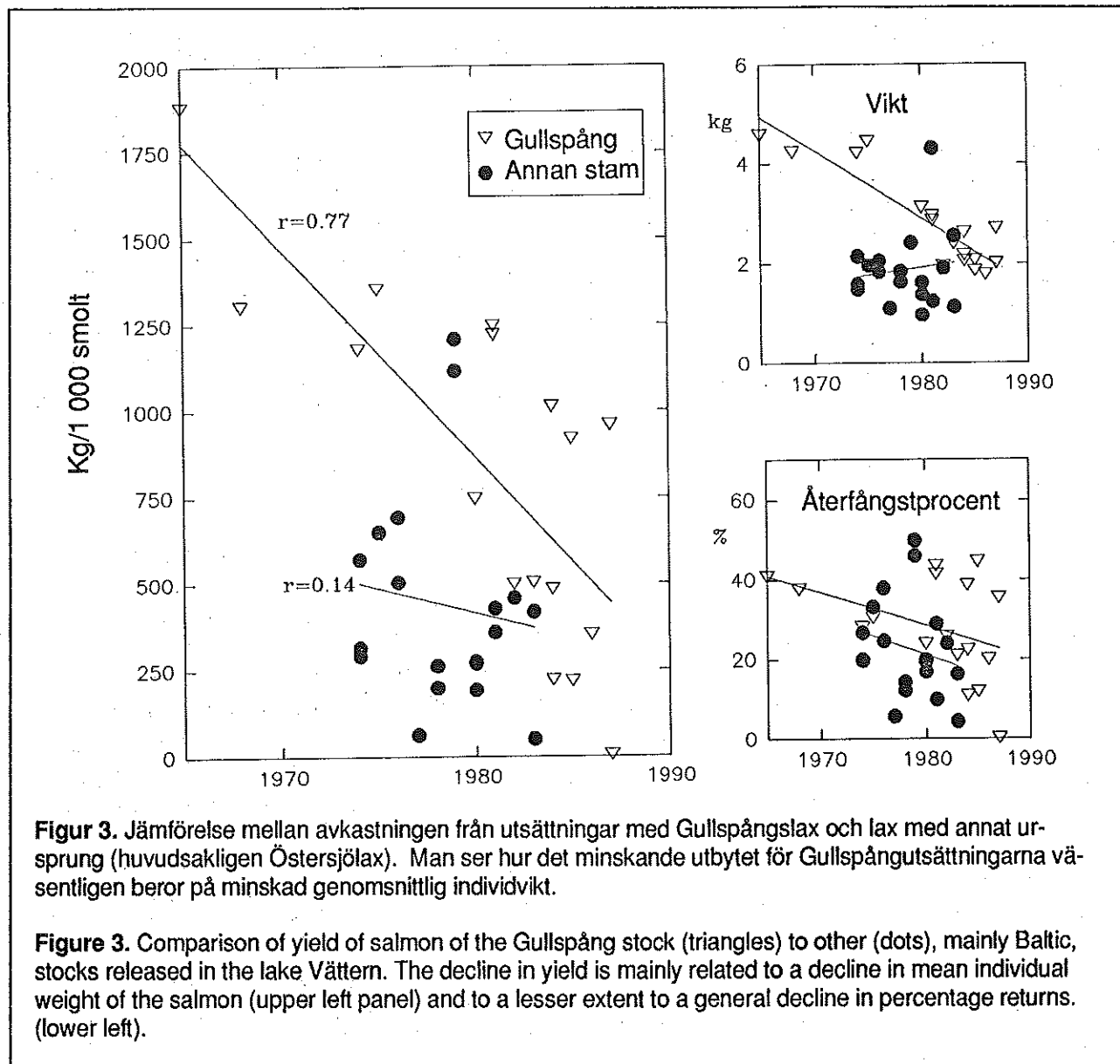
## Stammar

För att få ett homogent material som utgångspunkt för analys av genetiska effekter på avkastningen så har vårutsättningarna av 2-åriga laxungar valts ut (totalt 36 märkningar). Av dessa har de flesta (17 st) gjorts med Gullspångslax. Bland de övriga är majoriteten från ospecificerad Östersjöstam eller okänd. Statistiskt underlag för jämförelser föreligger därför bara mellan Gullspångslax och en blandad grupp av övriga stammar (19 st). Medelutbytet av märkningarna med Gullspångstam är 829 kg/1 000 smolt, med ett 95% konfidensintervall på 260. Detta är signifikant högre än för gruppen övriga laxstammar, vars medelutbyte är  $438 \pm 149$  kg/1000 smolt. Skillnaden i antalet återfångade fiskar är däremot inte signifikant,  $28.0 \pm 6.6\%$  för Gullspångslax och  $22.6 \pm 6.0\%$  för övriga.

Figur 3 visar grafiskt skillnaden i resultat för de olika utsättningmaterialen och hur de förändrats med tiden. Man ser att det minskade totalutbytet av Gullspångslax är en kombination av två faktorer. Dels en svag tendens till minskande återfångstprocent, dels en markant minskning av de fångade laxarnas medelvikt. För de övriga laxstammarna är spridningen så stor att det inte går att urskilja några trender.

## Utsättningstidens och platsens betydelse

Huvuddelen av utsättningarna har skett på våren med 2-åriga laxungar. Normalt har utsättningen då inte utförts under själva smoltifieringen utan något senare. Vid 7 tillfällen har utsättningar gjorts under hösten med 2-somri-

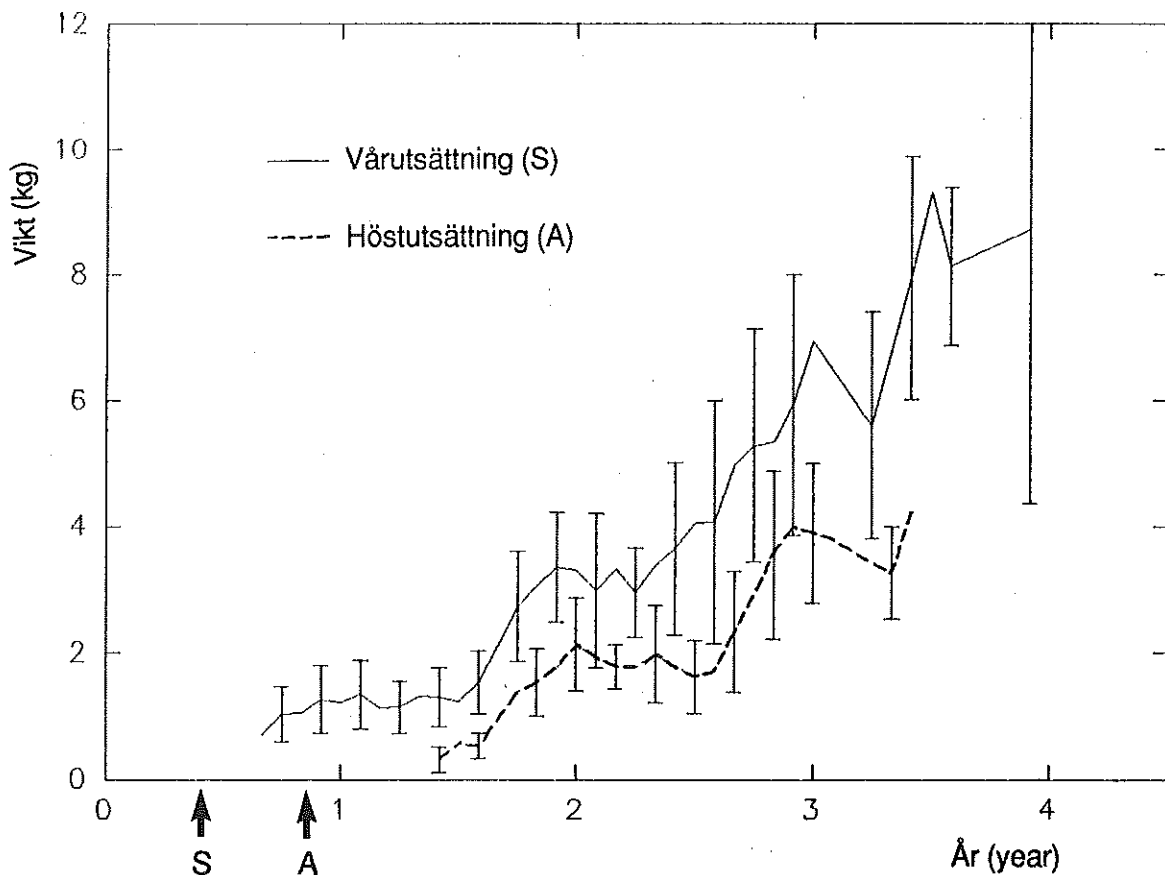


ga laxungar (Tabell 4). Flertalet av dessa höstutsättningar är från de senaste åren och resultatet är ännu ofullständiga. De återstående tre höstutsättningar (L7606703, L7606704 och L8506703) gav i medeltal ett utbyte av 385 kg/1 000 smolt, dvs lägre än medelvärdet för hela materialet och även lägre än vårutsättningarna samma år. Jämför man 1989 års utsättningar av Gullspångsstam inbördes finner man att höstutsättningen (L8906704) hittills haft väsentligt bättre resultat än de två vårutsättningarna.

Materialet är för litet för att dra några långtgående slutsatser. Jämför man tillväxtkurvorna (Figur 4) finner man ett års fördröj-

ning, vilket motsvaras av att höstutsättningarna sker med ett år yngre laxungar. All dödlighet i sjön fram till följande vår kommer att minska utbytet jämfört med vårutsättning av 2-åriga laxungar. Å andra sidan är laxungar mest stresskänslig i samband med smoltifieringen varför utsättning under en annan tid av året kan minska dödligheten i samband med transport och utsättning. Anledningen till att man på senare år gjort höstutsättningar med 2-somrig fisk, är främst att vattentemperaturen i sjön är mycket låg på våren, i jämförelse med i odlingarna.

Utsättningarna har gjorts på ett tiotal platser över hela sjön. Tyngdpunkten ligger i den



**Figur 4.** Jämförelse mellan tillväxten hos vårutsatt 2-årig Gullspångsmolt (utsatt vid tiden S) och 1-årig Gullspångslax utsatt på hösten (vid tiden A).

**Figure 4.** Growth as function of calendar year for releases in spring (S) as 2-years old compared to releases in the autumn (A) with 1-year old salmon.

sydligaste delen, med cirka hälften av utsättningarna. För alla platser med mer än tre utsättningar gäller att det lägsta och det högsta utbytet skiljer sig med en faktor 10 eller mer. Någon klar skillnad mellan olika utsättsplatser kan inte utläsas av materialet (Tabell 3).

### Omgivningsfaktorer

Det är inte omedelbart självklart vad som orsakar den nedåtgående trenden i märkningarnas utbyte. Genom att laxfiske är en ny företeelse i Vättern, har fisketrycket gradvis ökat och därmed har medelvikten i fångsten minskat. Detta är sannolikt den viktigaste faktorn bakom långtidstrenden. Omgivningsfaktorer kan emellertid ha bidragit och jag har därför gjort försök att korrelera de årsvisa medelresultaten med några tänkbara miljöfaktorer.

Ytvattentemperaturen är en faktor som direkt eller indirekt kan ha betydelse. Som mått på temperaturförhållandena valdes årets maximala månadsmedeltemperatur respektive årsmedeltemperatur vid Motala ström. En annan faktor som kan påverka överlevnad och tillväxt är isförhållandena. Datum för isläggning och islossning registreras av SMHI vid Visingsö och antalet veckor med istäcke har beräknats från dessa observationer.

Vättern var under 60-talet maximalt belastad med närsalter och visade tecken på eutrofiering. Fosfortillförseln reducerades kraftigt under början av 70-talet och en gradvis återgång sker mot de ursprungliga näringsfattiga förhållandena i Vättern (Persson 1990). Basen för sjöns fiskproduktion är tillgången på växtplankton och de mätningar av planktonalger-

**Tabell 6.** Återfångstresultat medelvärdesbildade årsvis samt årsmedelvärden för valda miljöfaktorer. Isläggningens längd anges i veckor och avser den vintersäsongen som inleder året. Växtplanktonbiomassan visar medelvärde för de översta 20 m under växtperioden (4-6 provtagningar).

**Table 6.** Yearly means of all tagging experiments compared to environmental factors with possible relevance for the yield. The time of ice cover is expressed in weeks and refers to the winter season preceding the tagging. Plankton biomass is a summer mean for the upper 20 m.

År	Ant	Vättern		Temperatur		Is	Plankton mg/l
		%	kg/1000	med	max		
65	1	41.0	1881.9	7.3	15.7	9	
66	0			7.0	17.1	0	
67	0			7.8	17.4	3	0.34
68	1	37.7	1303.2	7.6	18.7	7	
69	0			7.1	17.3	12	
70	0			7.0	16.4	0	0.24
71	0			7.3	17.3	0	0.08
72	0			7.7	18.1	0	0.10
73	0			8.1	19.4	0	0.06
74	4	23.7	594.4	8.0	17.2	0	0.13
75	2	31.7	1013.7	8.6	20.2	0	0.08
76	2	31.4	600.4	7.7	19.0	6	0.09
77	2	3.4	38.4	7.0	15.0	1	0.10
78	2	13.2	229.5	7.3	17.0	6	0.23
79	2	48.0	1162.5	7.3	16.6	9	0.07
80	4	20.8	445.8	7.0	15.7	1	0.04
81	4	31.0	818.7	7.1	16.8	9	0.12
82	2	24.8	478.7	7.7	18.6	0	0.05
83	3	13.9	323.8	7.9	18.8	11	0.08
84	5	28.3	590.7	8.2	18.6	9	0.06
85	2	25.8	516.7	6.9	17.4	6	0.08
86	1	19.9	352.2	6.6	17.9	13	0.05
87	2	17.8	479.9	7.8	14.7	0	

nas totala biomassa som redovisas av Persson (1990) har därför inkluderats i jämförelserna.

Data redovisas i Tabell 6. Ett flertal kombinationer och tänkbara tidsförskjutningar prövades för att finna samband mellan variationerna i utbyte eller återfångstprocent och omgivningsfaktorer. Väsentligen alla utom planktonmängden tycks utan förklaringsvärde. För 1965 och 1968 saknas planktonmätningar. Om vi antar att de höga värdena av biomassa från 1967 och 1970 är representativa för perioden (vilket är troligt) och därför kan användas som

värde för 1965 respektive 1968 så får man ett starkt samband ( $r=0.8$ ) och nära direkt proportionalitet mellan planktonbiomassan och laxutbytet. Den minskande produktiviteten kan alltså ha bidragit till laxfångsternas nedgång i Vättern.

## Tillväxt

Den största märkta laxen i materialet var på 15.4 kg. Cirka 5% av återfångsterna vägde över 5 kg, medelvikten var 2.1 kg och medianvikten 1.6 kg. Tillväxten var koncentrerad till sommarhalvåret och tillväxthastigheten var i genomsnitt 2 kg/år. Tillväxthastigheten har stor spridning (Figur 5). Årsvariationen gör att specifik tillväxt som funktion av vikten följer distinkta linjer, med olika lutning beroende på hur många år laxen befunnit sig i sjön. De högsta tillväxthastigheterna för individuella fiskar är cirka 6 kg/år under det första året och 4 kg/år för längre tid efter utsättningen.

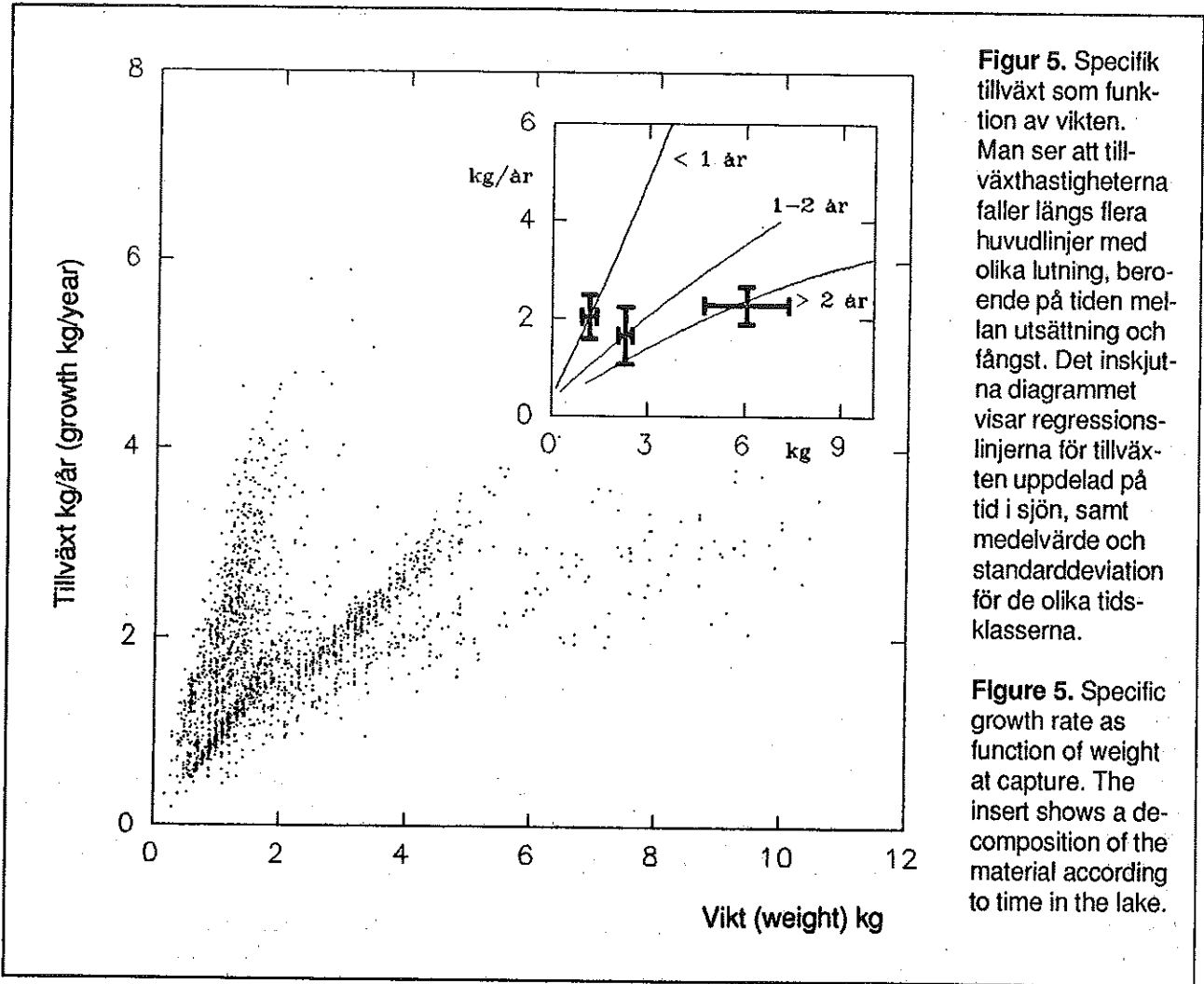
En jämförelse mellan tillväxten hos Gullspångslax och övriga laxstammar utsatta som tvååringar på våren redovisas i Figur 6. Under de först två åren ligger medelvikten konsekvent högre för Gullspångslaxen. Det tredje året ökar spridningen kraftigt och det finns inte längre någon skillnad i medelvikt mellan lax av olika ursprung.

Figur 4 visar tillväxten av Gullspångslax utsatt som 2-årig på våren respektive som 2-somrig på hösten. Tidsaxeln har utsättningsåret som nollpunkt för båda tillväxtkurvorna. Man ser att den höstutsatta laxen har en något bättre tillväxt än den vårutsatta om man förskjuter kurvorna den tid som motsvaras av åldersskillnaden.

## Fångstens fördelning i tid och rum

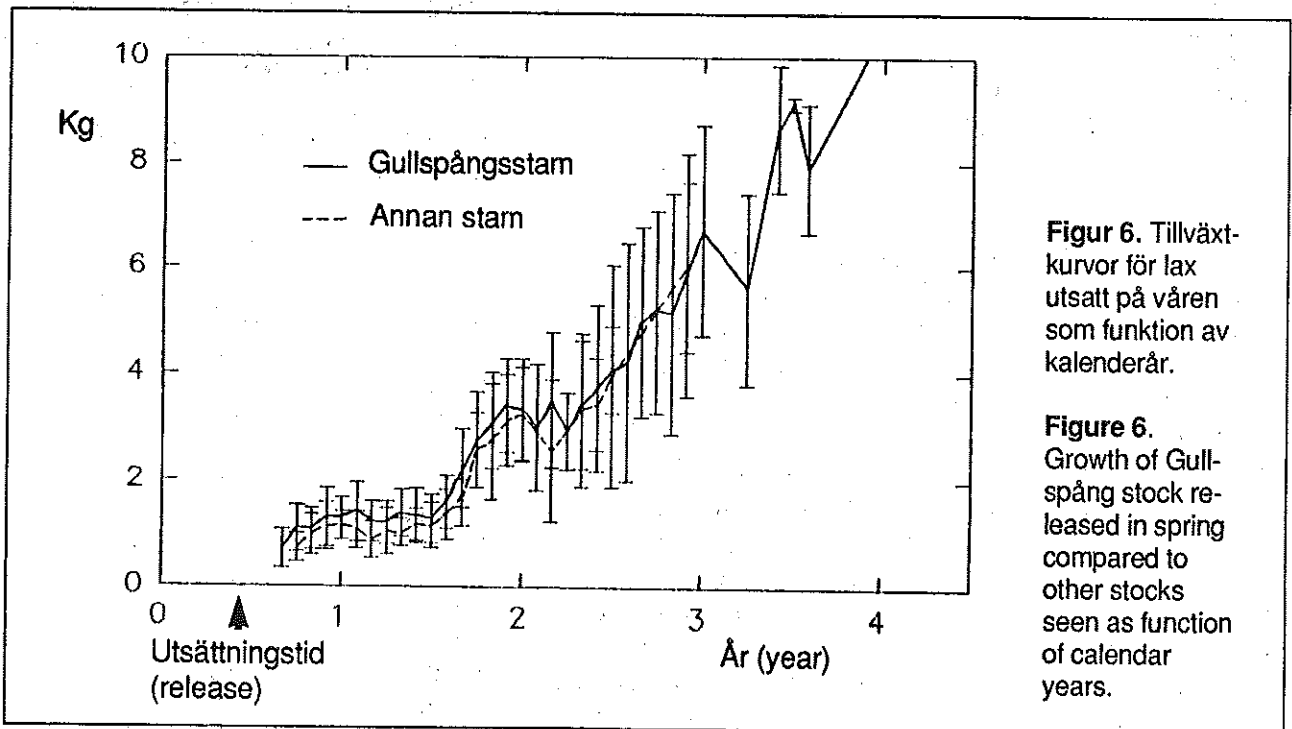
Alla återfångstuppgifter, inkluderande de senaste årens märkningar, har utnyttjats för att beräkna fångsternas variation geografiskt och i tiden. Det finns två fångstmaxima, ett större under senhösten och ett mindre på försommaren (Figur 7).

De 28 platser som tabelleras i Tabell 7 svarar för mer än 90% av återfångsterna. De resterande rapporterna är spridda på ett stort antal platser eller vagt avgänsade till "Vättern". Fångsternas relativa fördelning på dessa 28 platserna har beräknats kvartalsvis och sam-



**Figur 5.** Specifik tillväxt som funktion av vikten. Man ser att tillväxthastigheterna faller längs flera huvudlinjer med olika lutning, beroende på tiden mellan utsättning och fångst. Det inskjutna diagrammet visar regressionslinjerna för tillväxten uppdelad på tid i sjön, samt medelvärde och standarddeviation för de olika tidsklasserna.

**Figure 5.** Specific growth rate as function of weight at capture. The insert shows a decomposition of the material according to time in the lake.



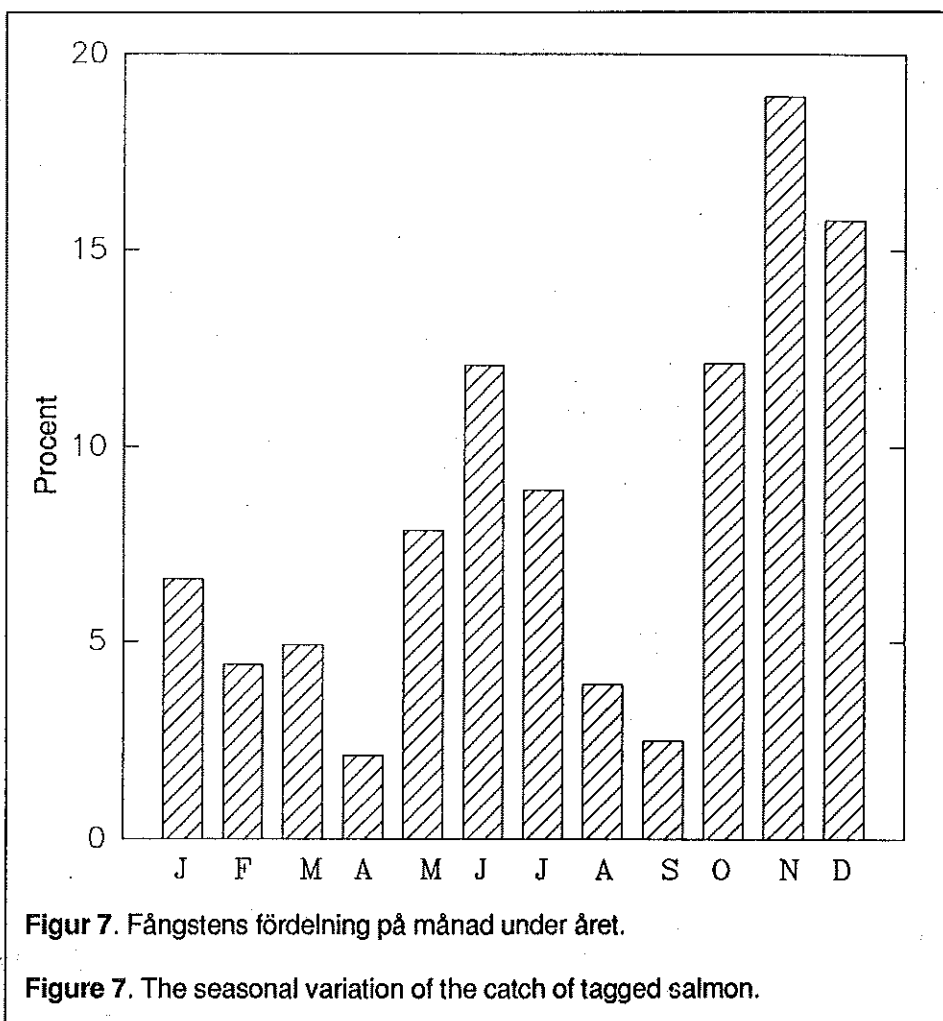
**Figur 6.** Tillväxtkurvor för lax utsatt på våren som funktion av kalenderår.

**Figure 6.** Growth of Gullspång stock released in spring compared to other stocks seen as function of calendar years.

**Tabell 7.** Återfångsternas fördelning på fångstplats.

**Table 7.** Relative distribution of the catches of tagged salmon on places in the lake.

Fångstplats	%
Omberg	20.3
Granvik	12.3
Hjo	11.9
Starbäck	11.5
Hästholmen	11.4
Borghamn	3.4
Karlsborg	1.9
Jungfrun	1.6
Domsand	1.5
Gränna	1.3
Almnäs	1.2
Lemunda	1.2
Röcknen	1.2
Simonstorp	1.0
Visingsö	1.0
Baskarp	0.96
Grevbäck	0.96
Jönköping	0.84
Sjöbonäs	0.84
Spakås	0.67
Åholmarna	0.54
Brevik	0.42
Ekhammar	0.42
Erkerna	0.42
Stava	0.46
Rosenlunda	0.38
Ulvhult	0.29
Röttle	0.16



**Figur 7.** Fångstens fördelning på månad under året.

**Figure 7.** The seasonal variation of the catch of tagged salmon.

manförts på 10-km avsnitt längs sjöns nord-sydaxel.

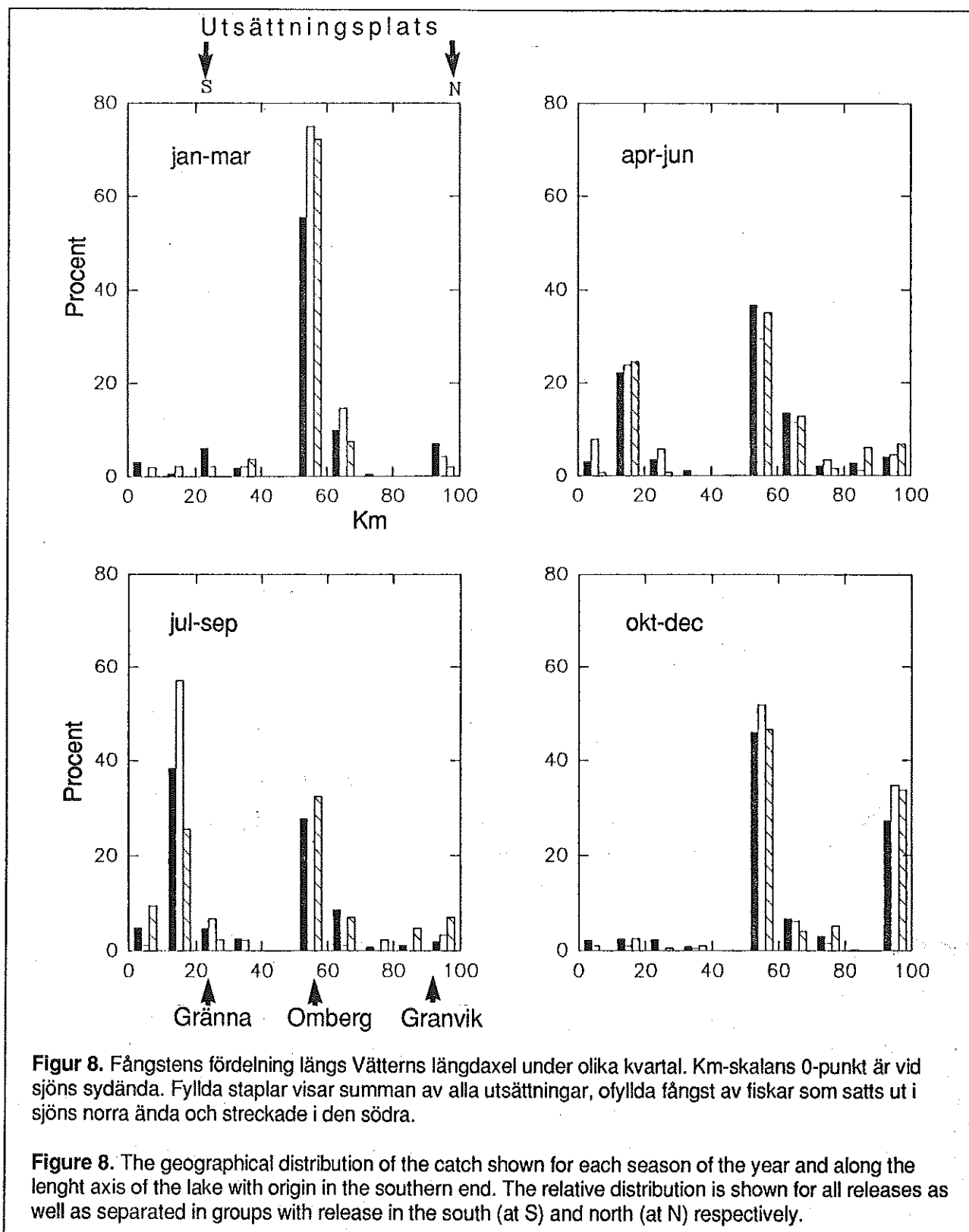
Man ser en klar årstidsvariation. Under vintern ligger tyngdpunkten i norra Vättern men under våren-försommaren sker de flesta återfångsterna i söder (Figur 8).

Återfångsterna från utsättningar i norra respektive södra regionen av Vättern (enligt uppdelningen i Tabell 3) visas separat i Figur 8. Det finns ingen skillnad i vandringss beteende mellan de två grupperna och alltså ingen lekvandring riktad mot utsättningsplatsen. En anledning till detta kan vara att utsättningarna normalt inte gjorts under smoltifieringsfasen, och att laxungarna därför inte har präglats till någon speciell lokal. Vandringssmönstret återspeglar troligen tillgång på föda eller gynnsamma temperaturförhållanden i sjön.

**Tabell 8.** Fördelning av återfångsterna (antal) på redskapstyp. Medelvärde för alla märkningar efter 1981.

**Table 8.** Distribution of the catch according to fishing gear.

Redskap	%
Nät	23.9
Nät (>15 v/a)	0.2
Drivgarn	0.5
Ytnät	4.9
Fälla	21.2
Trolling	0.8
Laxlina	10.3
Svirvel	0.3
Pilk	0.9
Spinn	0.7
Utter	35.2
Fluga	0.2
Lodutter	0.8

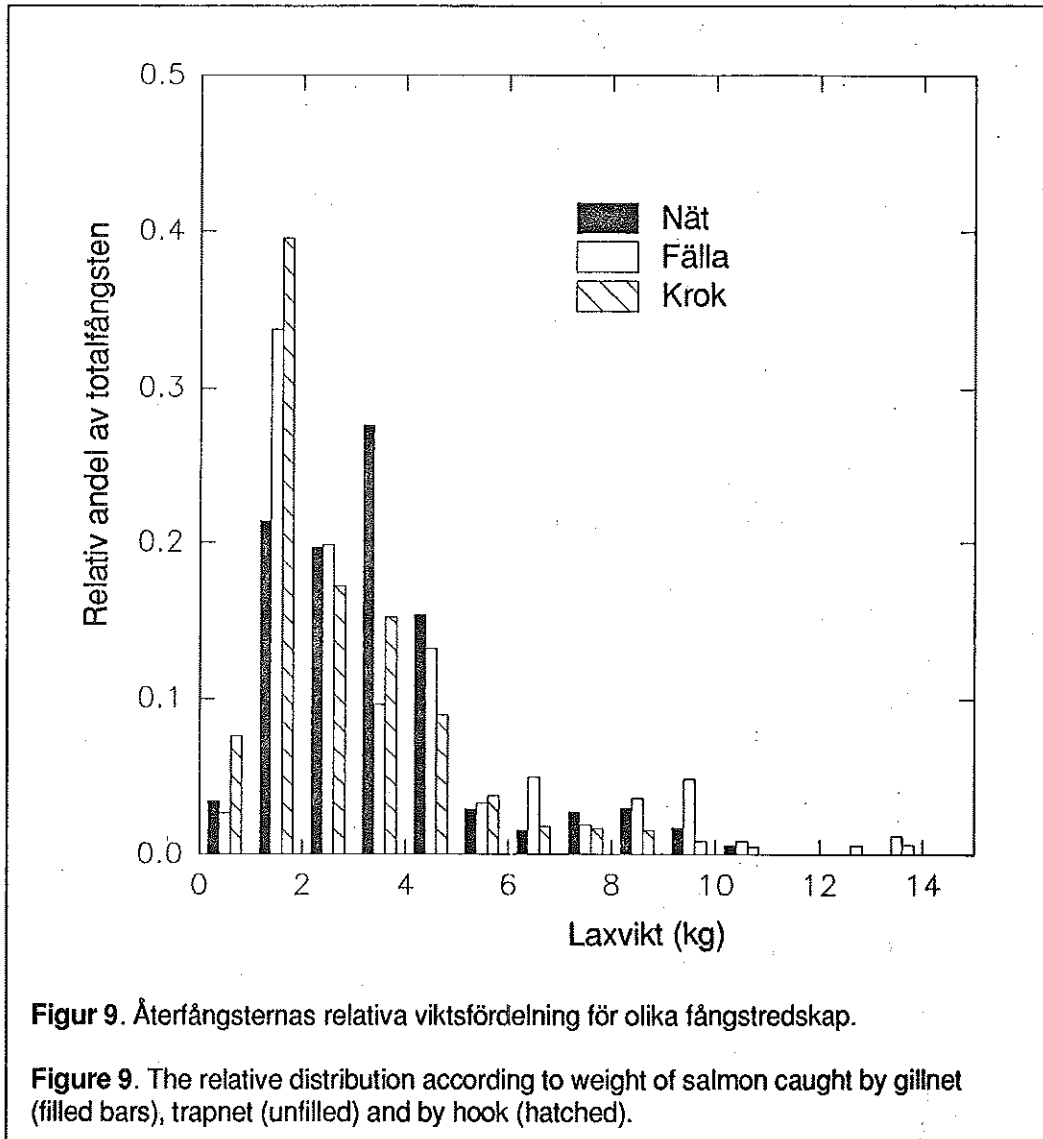


## Fångstmetoder

Återfångsternas fördelning på redskapsslag redovisas i Tabell 8. En grövre uppdelning kan göras i nätreddskap, fasta fällor eller bottengarn

samt i krokredskap. Man finner att nära 50% av den krokfångade laxen är mindre än 2 kg medan nätreddskap tar en större andel av den större laxen (Figur 9).





## Framtidsperspektiv

Laxutsättningarna i Vättern har visat sig ge i genomsnitt mycket god avkastning. Vid de fortsatta utsättningarna bör Gullspångslax prioriteras eftersom det är den laxstam som givit bäst resultat. De resultat som nu föreligger visar inte på någon avgörande fördel med höstutsättning av 2-somriga laxungar. Vinsten i utsättningskostnader kan lätt förloras genom ökad mortalitet under den extra vinter laxen tillbringar i sjön före den uppnår fångstbar storlek. För att avgöra denna fråga bör de senaste årens höstutsättningar utvärderas när återfångsterna blivit mer fullständiga.

Den stora skillnaden mellan beräknad fångst från märkningarna och fiskeristatistiken är en indikation på att dödligheten ökar till

följd av märkningen. Förekomsten av enstaka utsättningar med nära total avsaknad av återfångster tyder på att dödligheten också är variabel och kan vara mycket stor. Det finns anledning att befara att detta gäller även för de icke märkta fiskarna. Det vore av stort värde att försöka identifiera vilka faktorer som orsakar dessa extremt dåliga återfångstresultat; transportsätt, temperaturförhållanden, odlingsregim etc. Resultaten av en sådan analys kan prövas i samband med framtida utsättningar.

Eftersom märkningsförsöken härigenom är osäkra och underskattar avkastningen är fiskeristatistiken viktig. Det är för uppföljningen av laxutsättningsverksamheten mycket olyckligt om den långa tidsserien med statistik skulle avbrytas.

---

**LITTERATUR**


---

- Anon.** 1992. Report of the Baltic salmon and trout assessment working group. ICES C.M. 1992/Assess:10.
- Brolin, B. & S.-G. Hulstbo.** 1989. Statistik över fisktillgången i Vättern. p. 11-18. *Ur* Statistik över fiskfångster i Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren, samt från sjöar i Malmöhus och Östergötlands län. Red.: Fiskenämnderna i S, F, U, M och E län. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6).
- Grimås, U., N.-A. Nilsson & C. Wendt.** 1972. Lake Vättern: Effects of exploitation, eutrophication and introductions on the salmonid community. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 807-817
- Hansen, L.P.** 1988. Effects of Carlintagging and finclipping on survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released as smolt. *Aquaculture* 70: 391-394.
- Meyer, E., B. Sers & O. Enderlein.** 1989. Sammanställning över fiskmärkningar gjorda under perioden 1950-59 i Sötvattenslaboratoriets regi. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 43 p.
- Persson, G.** 1990. Vätterns limnologiska status i ett 20-årsperspektiv. Bilaga till "Vättern 90, vattenvårdplan för Vättern". Vätternvårdsförbundet, Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Svärdson, G., O. Filipsson, M. Fürst, M. Hansson & N.-A. Nilsson.** 1988. Glacialrelikernas betydelse för Vätterns fiskar. (English summary: The significance of glacial relicts for the fish fauna of Lake Vättern.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (15). 61 p.
- Wickström, H.** 1974. Resultat av smoltutsättningar i Vänern 1960-69. (English summary: Smolt taggins in Lake Vänern 1960-69.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9). 68 p.

---

**ENGLISH SUMMARY: EVALUATION OF TAGGING EXPERIMENTS ON LANDLOCKED ATLANTIC SALMON IN LAKE VÄNERN 1965-91**


---

Lake Vättern, the second largest lake in Sweden, has no endogenous, landlocked salmon stock. Regular stocking and Carlintagging of Atlantic salmon started in 1974. A total of 53 tagging experiments gave a mean yield of 563 and a maximum of 1,889 kg/1,000 smolts. A longterm decline in the yield of salmon is probably related to decreased mean weights because of an increased fishing pressure and possibly to the

successful program for nutrient reduction in the lake. The fisheries' statistics reveal a higher yield than the tagging experiments, corresponding to a tagging mortality of 30-40%. The growth rate is approximately 2 kg/year. There is a seasonal migration between the northern and southern region of the lake, which seems unrelated to the site of smolt release. Maximum catches take place in late autumn.

# ÖVERLEVNAD OCH SPRIDNING HOS ÖRING UTSATT I SMÅ VATTENDRAG

Ingemar Näslund

Fiskeriverkets försöksstation, 840 64 Kälarne

---

## SAMMANFATTNING

---

Under 1989-91 sattes en-somrig, ett-årig, två-somrig och två-årig öring ut i 5 olika vattendrag i Kälarneområdet. Öring av stammarna Båthälla, Gullspång, Bergnäs, Arjeplog och Granbo användes. Avsikten var att med vandringsfällor och elfisken följa spridning och etablering hos den utplanterade öringen samt att försöka bedöma betydelsen av stamtillhörighet och ålder för utsättningsresultatet.

I ett av vattendragen vandrade ett-årig öring ut från utsättningsplatsen under hela första sommaren och då huvudsakligen i riktning uppströms. En stor del av den två-åriga öringen lämnade utsättningsplatsen kort efter utsättning och då i båda riktningarna. Resultaten var emellertid inte konstanta eftersom odlad öring av samma stam och ålder i en annan av utsättningsbäckarna var mycket stationär.

Återfångsterna av utsatt fisk, tre månader till ett år efter utsättning, var koncentrerade till utsättningslokalerna och deras närområden. Ytterst få fiskar fångades mer än 200 m från utsättningsplatsen. En viss etablering uppströms kunde konstateras för Gullspånga- och Båthälla-öring medan Arjeplog- och Bergnäsöring i större utsträckning etablerade sig nedströms.

Överlevnaden för öring utsatt som ett- och två-årig var förhållandevis hög under första

sommaren. Vinteröverlevnaden var dock mycket låg och ett år efter utsättning fanns ytterligt få individer kvar. Även två-somrig öring hade mycket låg vinteröverlevnad. Högst överlevnad sett över ett år efter utsättning hade öring utplanterad som en-somrig. Utsättningar av ett-årig, två-somrig och två-årig öring tycks ha kortsiktiga effekter i denna typ av vattendrag. Sådana utsättningar i syfte att förstärka naturreproducerande bestånd är av tveksamt värde. Utsättningar av en-somrig öring kan däremot ha längre varaktighet.

För en-somrig öring registrerades en längdökning på 40-45 mm under det första året i naturen medan ett-årig öring ökade ca 30 mm under den första sommaren. Inga signifikanta ökning i medellängd registrerades för två-årig öring. Konditionsfaktorn för odlad öring sjönk successivt efter utsättning till nivåer som låg betydligt under den vilda öringens. Tillväxt och kondition hos utsatt fisk indikerade hur den lyckats i de naturliga vattendragen och vilka överlevnadschanser den hade i fortsättningen.

Stamskillnaderna i denna undersökning var förhållandevis små och kunde delvis förklaras av andra faktorer (skillnader i storlek vid utsättning, domesticering).

## INLEDNING

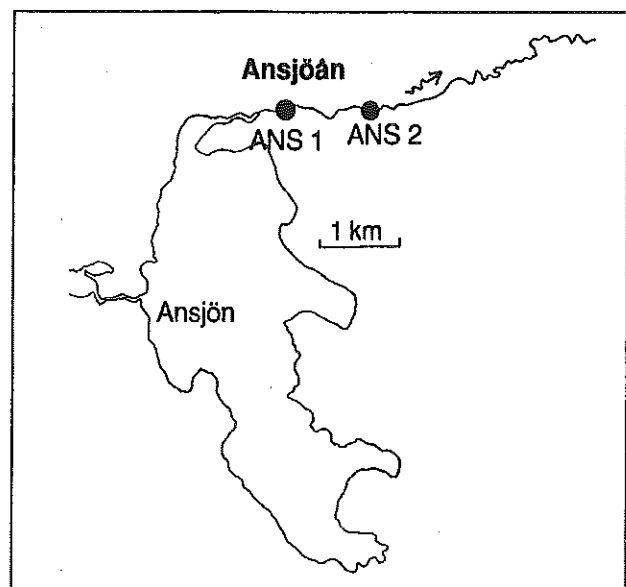
Utsättning av öring i strömmande vatten är en vanligt förekommande fiskevårdsåtgärd. Syftet med utsättningarna varierar. Ibland är avsikten att etablera eller förstärka ett naturreproducerande bestånd, ibland att skapa förutsättningar för ett "put and take"-fiske. Dessvärre genomförs utvärderingar av utsättningar mera sällan, vilket leder till att osäkerhet råder vad gäller effekterna av denna typ av fiskevård. Ofta ger de inte den önskade ökningen av det fiskbara beståndet (L'Abée-Lund 1991). Dessutom har man under senare år kommit till insikt om att de kan vara negativa för de naturreproducerande bestånden (se t ex Skaala et al. 1990, L'Abée-Lund 1991, Hindar et al. 1991, Ryman & Laikre 1991). Exempel på sådana negativa effekter är genetiska förändringar hos vildbestånden och risk för spridning av sjukdomar och parasiter.

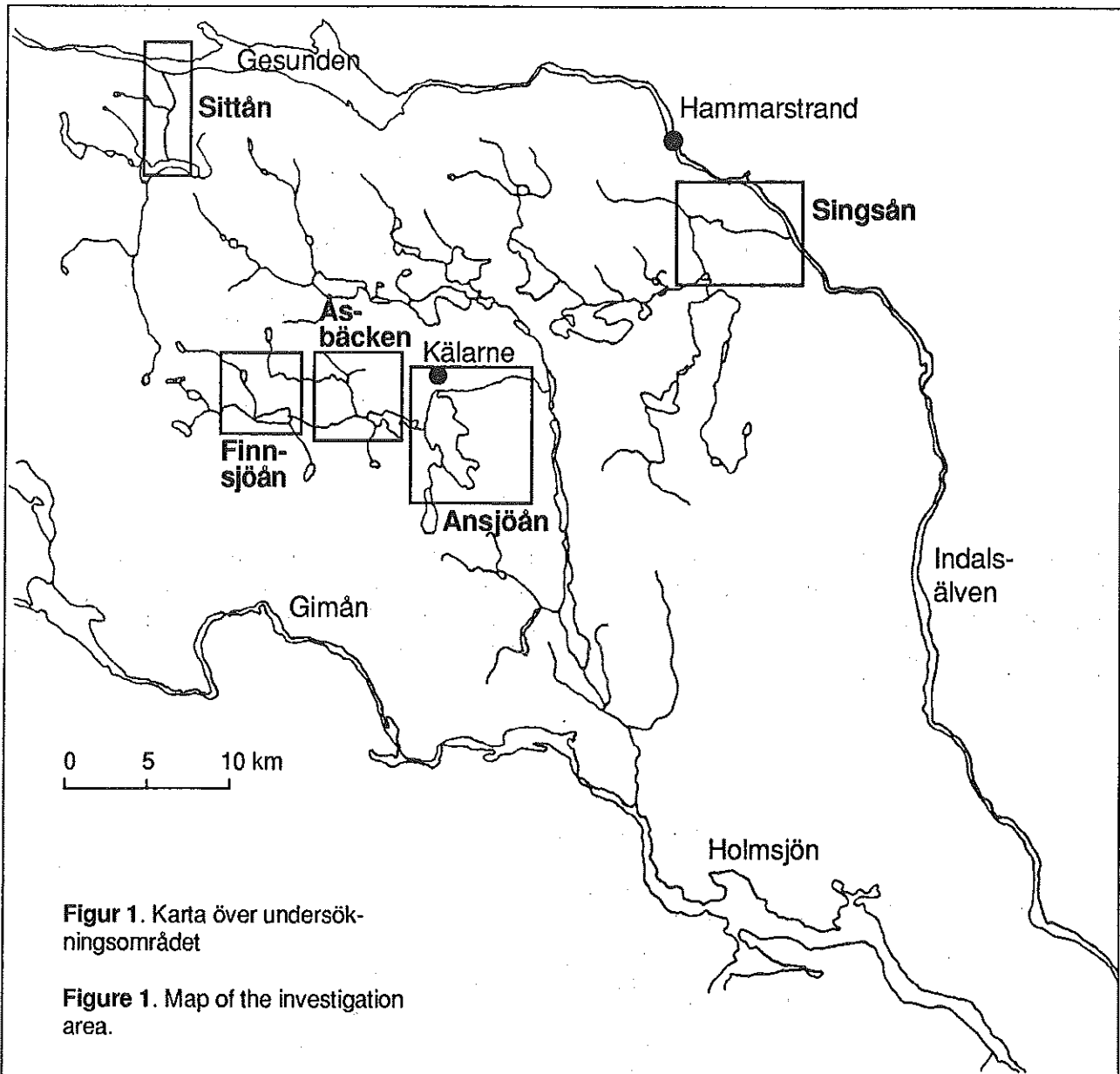
Den internationella litteraturen i ämnet är tämligen omfattande, men det finns förhållandevis få svenska undersökningar (Näslund 1992). Mot bakgrund av detta är det motiverat att ytterligare försöka öka kunskaperna om effekter av öringutsättningar i strömmande vatten. Avsikten med föreliggande arbete var att med hjälp av fiskfällor och elfisken följa och jämföra spridning och etablering hos odlad öring utsatt som en-somrig, ett-årig, två-somrig och två-årig i några mindre vattendrag i Kälarnområdet, Jämtland. Vidare har tillväxt och kondition registrerats för den odlade fisken. I flera fall sattes öring av samma ålder men av olika stam ut parallellt, vilket möjliggjorde stamjämförelser.

## MATERIAL OCH METODER

### Vattendrag

Utsättningar gjordes i fem olika vattendrag i Kälarnområdet (Figur 1, Tabell 1). Öring dominerade det naturliga fiskbeståndet på samtliga lokaler som undersöktes, utom i Finnsjöån. Andra fiskarter fångades i liten omfattning. Ansjöån, Finnsjöån och Åsbäcken tillhör Gimåns vattensystem (Ljungan) medan Sittån och Singsån rinner ut i Indalsälven. Ansjöån är det vattendrag som passerar försöksstationen i Kälarne. Den har rensats för flottningsmen återställdes under 1980-talet. De undersökta lokalerna låg 300 respektive 600 m nedströms Ansjön. Ingen av bäckarna finns i riskzonen vad gäller försurning (J.E. Åslund, Länsstyrelsen i Jämtland, pers. comm.). Bottenstratet dominerades av grov sand och block.

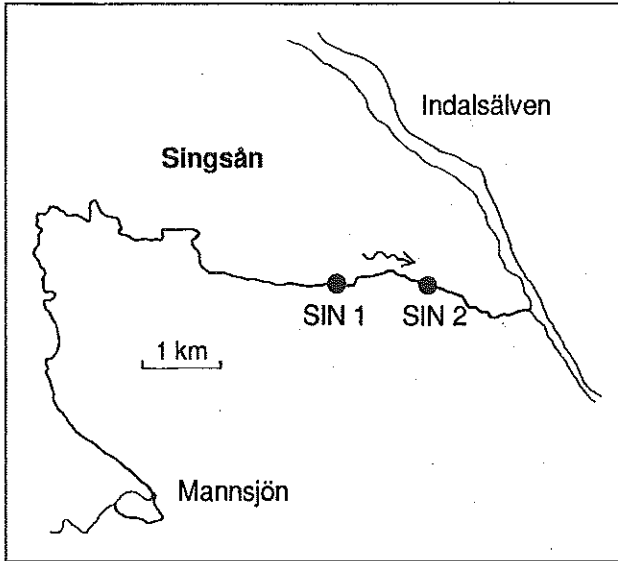




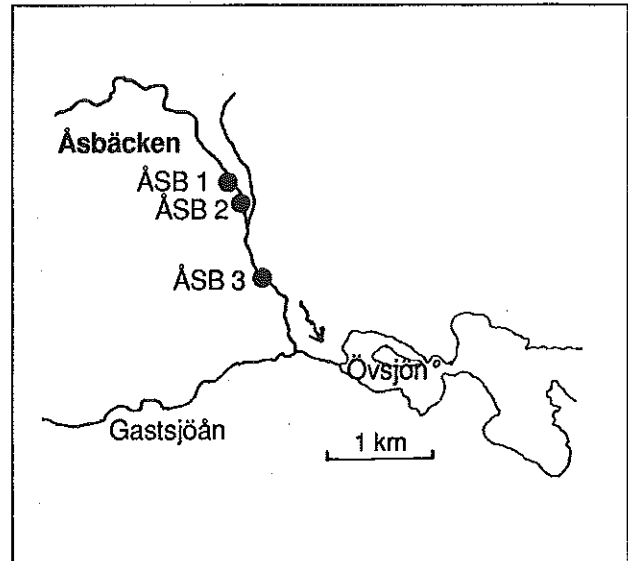
**Tabell 1.** Medelvattenföring ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), nederbördsområdets storlek och sammansättning, vattendragsrang (mätt på vattendragets storlek enligt ett system utarbetat av Cummins 1979) samt artsammansättning (relativ förekomst) förutom öring på undersökta lokaler. Ss=Stensimpa, La=Lake, Ha=Harr, Er=Elritsa, Gä=Gädda, Mö=Mört.

**Table 1.** Annual mean flow ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), size and composition of the drainage area, stream order and species present except brown trout in the stocked sections of the streams. Ss=Sculpin, La=Burbot, Ha=Grayling, Er=Minnow, Gä=Pike, Mö=Roach.

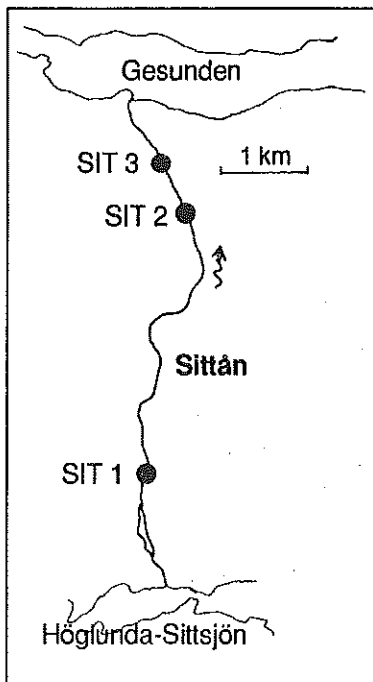
Vattendrag	Storlek (ha)	Nederbördsområde (%)				Medelvattenföring ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	Vattendragsrang	Arter
		Skog	Myr	Sjö	Jordbruk			
Singsån	26 230	81	11	6	2	2.62	4	Ss,Er,Ha,La,Gä
Ansjöån	22 716	78	13	7	2	2.27	4	Ss,Er,Ha,La,Gä
Sittån	12 948	82	14	3	1	1.30	4	Ss,La,Gä,Mö
Finn-sjöån	1 742	89	8	3	0	0.17	2	Gä,La
Åsbäcken	1 453	77	21	2	0	0.14	2	Gä



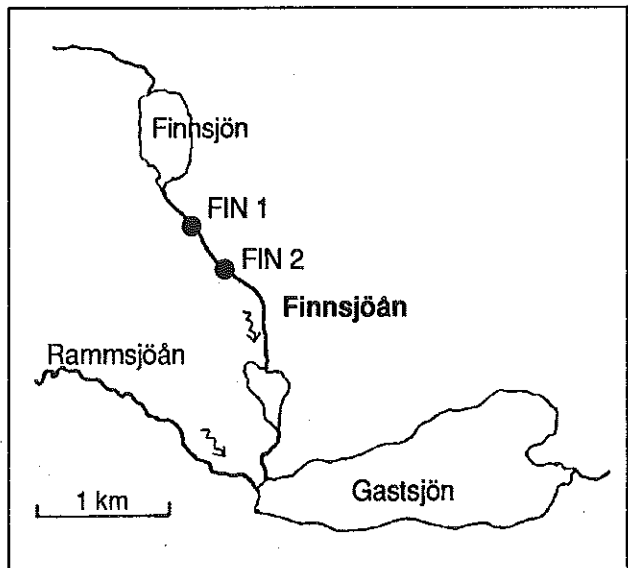
**Singsån** var det största vattendraget och visade tecken på viss eutrofiering pga avloppssläpp och jordbruk. Bottensubstratet dominerades av block och grovt grus. De undersökta sträckorna hade inte rensats för flottning.



**Åsbäcken** rinner genom slutna bestånd av gammal granskog. Bottensubstratet dominerades av grov sand, block och grus. Flottning har inte bedrivits i bäcken.



I **Sittån** var de undersökta lokalerna förhållandevis branta och dominerades av block. För att möjliggöra flottning har rännor funnits längs bäcken vilket innebär att sträckorna inte heller här var flottledsrensade.



Ca 400 m uppströms de undersökta lokalerna i **Finnsjöån** ligger en tjärn som rotenonbehandlades 1987. Bäcken saknade därför naturligt fiskbestånd förutom enstaka gäddor och lakar som vandrat in från områden nedströms. Bottensubstratet på de undersökta lokalerna dominerades av mindre sten och grus.

## Utsättningar

Sammanlagt genomfördes åtta olika utsättningsförsök. Öring sattes ut på elva olika lokaler under åren 1989-91 (Bilaga 1). Öring av stammarna Båthälla (Gimån), Gullspång, Bergnäs, Arjeplog och Granbo användes. I samtliga fall utom ett (Granboöring) hade utsättningsfisken odlats vid Försöksstationen i Kälarne. Den Granboöring som sattes ut i Singsån (grupp nr 19) härstammade från Långsele fiskodling. En-somrig fisk transporterades till utsättningslokalerna i plastpåsar (vatten/syre kvot ca 1:2). Äldre fisk transporterades i tank (400 l) med syresatt vatten. Om skillnaden i temperatur mellan transportvatten och vattendrag översteg 2°C gjordes temperering. Tillväxt och könsognadsmönster i odling, geografiskt ursprung m m för de olika stammarna finns redovisat i en tidigare undersökning (Näslund et al. 1992). Samtliga stammar reproducerar sig i stora vattendrag, räknas som storvuxna fiskpredatorer och har under naturliga förhållanden sin huvudsakliga tillväxt i sjöar (Granboöring i ett större älvsel). Båthällaöring från Gimån återfinns naturligt i samma vattensystem som tre av de vattendrag som utnyttjats för utsättning. Granboöringen lever i Indalsälven medan Arjeplogs- och Bergnäsöring hämtats från Skellefteälvens vattensystem i Arjeplogs kommun i Norrbottens län. Gullspångsöring återfinns i Gullspångsälven som mynnar i Vätern.

Den utplanterade fisken gruppmarktes minst en vecka före utsättning. En-somrig fisk märktes med färg i stjärtfenans övre eller nedre del (Jet-inoculator, Hart & Pitcher 1969). Äldre fisk försågs med frysmärken (flytande kväve, Mighell 1969). I samband med märkningen längdmättes varje fisk (gaffellängd i mm) och för vissa grupper noterades även individuell vikt i gram.

## Elfisken

För elfiskeundersökningarna användes ett likströmsaggregat av typen LUGAB 1000 med en spänning på 600-700 V. Kvantitativa elfisken genomfördes på sju sträckor i Åsbäcken, på två i Finnsjöån och på en sträcka i Singsån (Tabell 2). På dessa sträckor mättes vattendragets bredd var 10:e meter. Dessutom lades med samma intervall tvärsektioner där djup bestämdes för varje meter. I Åsbäcken gjordes utsättningarna på sträcka B på respektive lokal. Elfiskesträckorna A och C i Åsbäcken var lokaliserade strax upp- respektive nedströms utsättningslokalerna. Elfiskena på övriga sträckor var kvalitativa (1-2 fiskeomgångar), oftast med syftet att bestämma andelen odlad öring. I flera fall har mycket långa sträckor (>1 km) elfiskats i anslutning till utsättningslokalerna.

Vid utsättningar av ett- och två-årig fisk (i juni) utfördes som regel elfisken vid fyra tillfällen; före utsättning, i augusti utsättningsåret,

Tabell 2. Elfiskesektionernas längd, areal, medeldjup och dominerande substrattyp.

Table 2. Length, area, mean depth and substrate composition (%) for electrofishing survey sections in Åsbäcken, Finnsjöån and Singsån creeks. Block=Boulders, Sten=Cobble, Grus=Gravel, Sand=Sand.

Utsättning lokal	Sträcka	Längd (m)	Areal (m <sup>2</sup> )	Medeldjup (cm)	Substrat (%)			
					Block	Sten	Grus	Sand
ÅSB1	A	76	220	20	40	10	10	40
	B	92	250	33	30	10	10	50
	C	81	199	21	50	20	20	10
ÅSB2	A	69	155	26	40	10	10	40
	B	97	212	20	30	10	10	50
	C	84	207	17	30	20	20	30
ÅSB3		56	167	24	20	40	10	30
FIN1		136	374	16	30	30	10	30
FIN2		60	193	18	30	0	30	40
SIN1		71	644	23	20	40	20	20

ett år efter utsättning och i augusti året efter utsättning. Vid utsättningar av en-somrig och två-somrig öring (september-oktober) genomfördes elfisken före utsättning, samt i augusti ett år efter utsättning.

Täthetsberäkningarna för de kvantitativa fiskena gjordes enligt Zippin (1956). Utfiskningsresultaten har testats och visat sig uppfylla kriterierna för utfiskningsmetoden  $\chi^2$ -test, White et al. 1982). Konfidensintervall för täthets-skattningarna beräknades enligt Bohlin (1981).

Med utgångspunkt från de kvantitativa och de översiktliga elfiskeundersökningarna har den odlade fiskens överlevnad inom respektive vattendrag skattats. Antalet odlade öringar som vandrat till och etablerat sig i större sel eller i närbelägna sjöar är okänt, vilket innebär att den totala överlevnaden kan vara högre.

Fångad fisk bedövades (fenoxietanol), längdmättes (gaffellängd i mm), vägdes (g) kontrollerades med avseende på märkning och släpptes sedan på den lokal där de fångats. Fiskens konditionsfaktor beräknades enligt Fulton (Ricker 1975).

## Vandringskontroll

För att dokumentera utvandring från utsättningslokalerna i samband med vissa utsättningar (grupp 11-16 och 28-33, Bilaga 1) spärrades lokalerna i båda ändar med fiskfällor. Fällorna i Åsbäcken var i drift mellan den 7 juni och den 15 augusti 1989 och i Finnsjön mellan den 15 juni och den 15 augusti 1989. Fällorna vittjades dagligen under de 10 första dagarna efter utsättning och därefter en gång per vecka. Fångad fisk mättes och kontrollerades med avseende på märkning och släpptes därefter vidare i den riktning de varit på väg. Natten efter utsättningarna i Åsbäcken (890607) kom mycket stora nederbörds mängder. Detta medförde att fiskspärren i nedströmsändan av utsättningslokal ÅSB1 inte fungerade tillfredställande under detta dygn. Resterande del av undersökningsperioden i Åsbäcken och hela perioden i Finnsjön var mycket nederbördsfattiga, vilket innebär att fällorna spärrade av hela vattenflödet.

## RESULTAT

### Utvandring från utsättningslokalen

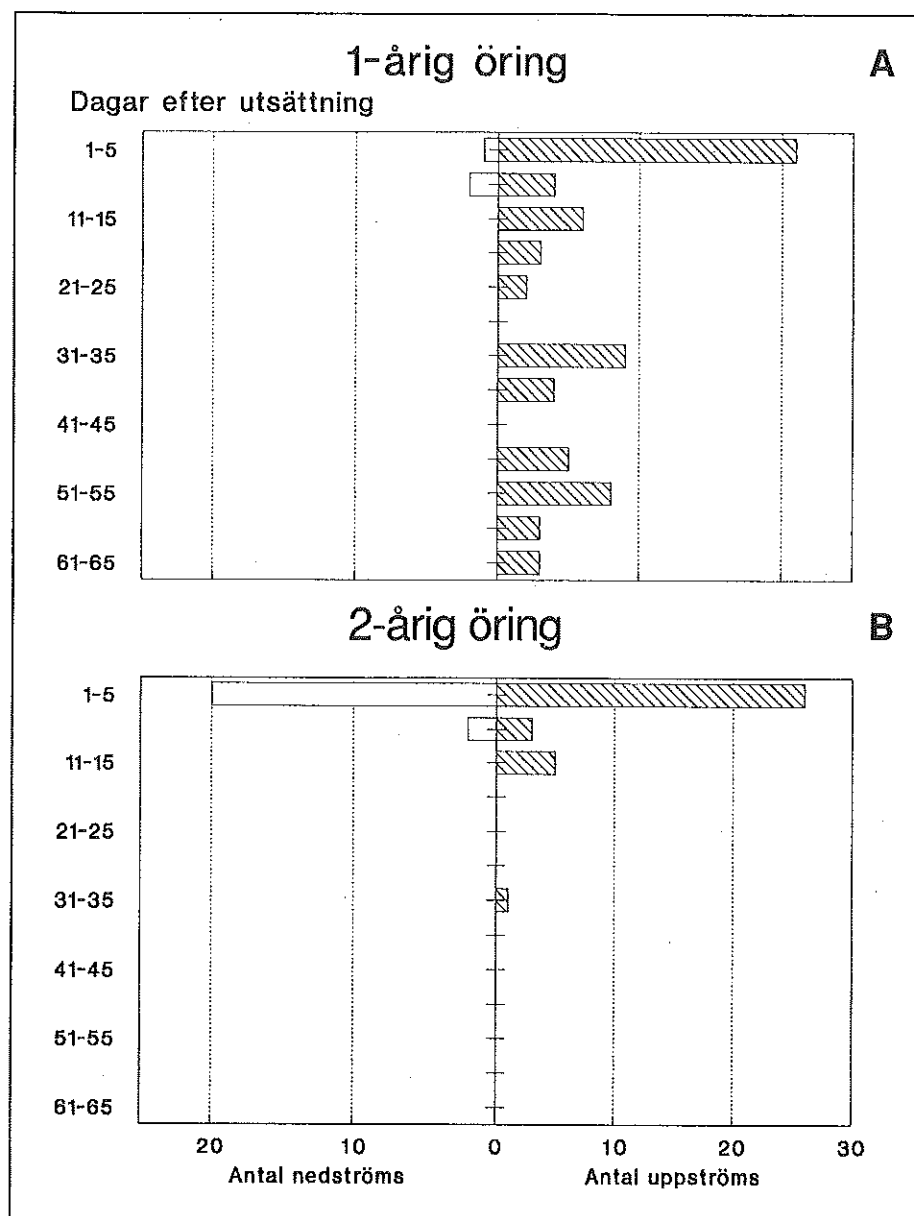
Vandringskontrollen i Åsbäcken visade att ett-årig öring lämnade utsättningslokalerna under hela undersökningsperioden med en kulmen under de första dagarna (Figur 2A). Vandringsriktningen var huvudsakligen uppströms. De två-åriga öringarna däremot, vandrade enbart ut under den första tiden efter utsättning och då i båda riktningarna (Figur 2B). Under de 15 första dagarna efter utsättning, utvandrade 17% av de utplanterade ett-åriga öringarna och hela 56% av de två-åriga. Sett över hela undersökningsperioden lämnade 36% av den ett-åriga öringen utsättningslokalen. Inga tydliga

skillnader förelåg mellan stammarna vad gäller vandringsriktning eller vandringsstid.

Medellängden för de ett-åriga öringarna som vandrade ut under de första 15 dagarna efter utsättning, var signifikant större än medellängden vid utsättning för materialet som helhet (Tabell 3). För två-årig öring förelåg inga signifikanta skillnader.

Resultaten från vandringskontrollen i Finnsjön skilde sig markant från resultaten i Åsbäcken. Endast 4 öringar lämnade utsättningslokalen. Tre ett-åriga fiskar och en två-årig fisk vandrade nedströms de första dagarna efter utsättning.





**Figur 2A-B.** Antal utvandrande ett- och två-åriga öringar från utsättningslokal 2 i Åsbäcken under perioden 7 juni - 15 augusti 1989. 200 ett-åringar och 100 två-åringar utsatta den 7 juni 1989.

**Figure 2A-B.** Number of one- and two-year-old brown trout emigrating from stocked section 2 in Åsbäcken Creek during the period June 7 - August 15 1989. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released at the section on June 7 1989.

**Tabell 3.** Medellängd (mm) med 95% konfidensintervall vid utsättning för hela utsättningsgruppen och för de öringar som vandrat ut under de femton första dagarna efter utsättning från lokalerna 1 och 2 i Åsbäcken. Skillnad testad med t-test. BÅ=Båthällaöring, GU=Gullspångsöring.

**Table 3.** Mean length (mm) with 95% confidence limits at stocking and for those brown trout that left stocking sites 1 and 2 in the Åsbäcken Creek over the first 15 days after release. t-test used to determine significant differences. BÅ=Båthälla trout, GU=Gullspång trout.

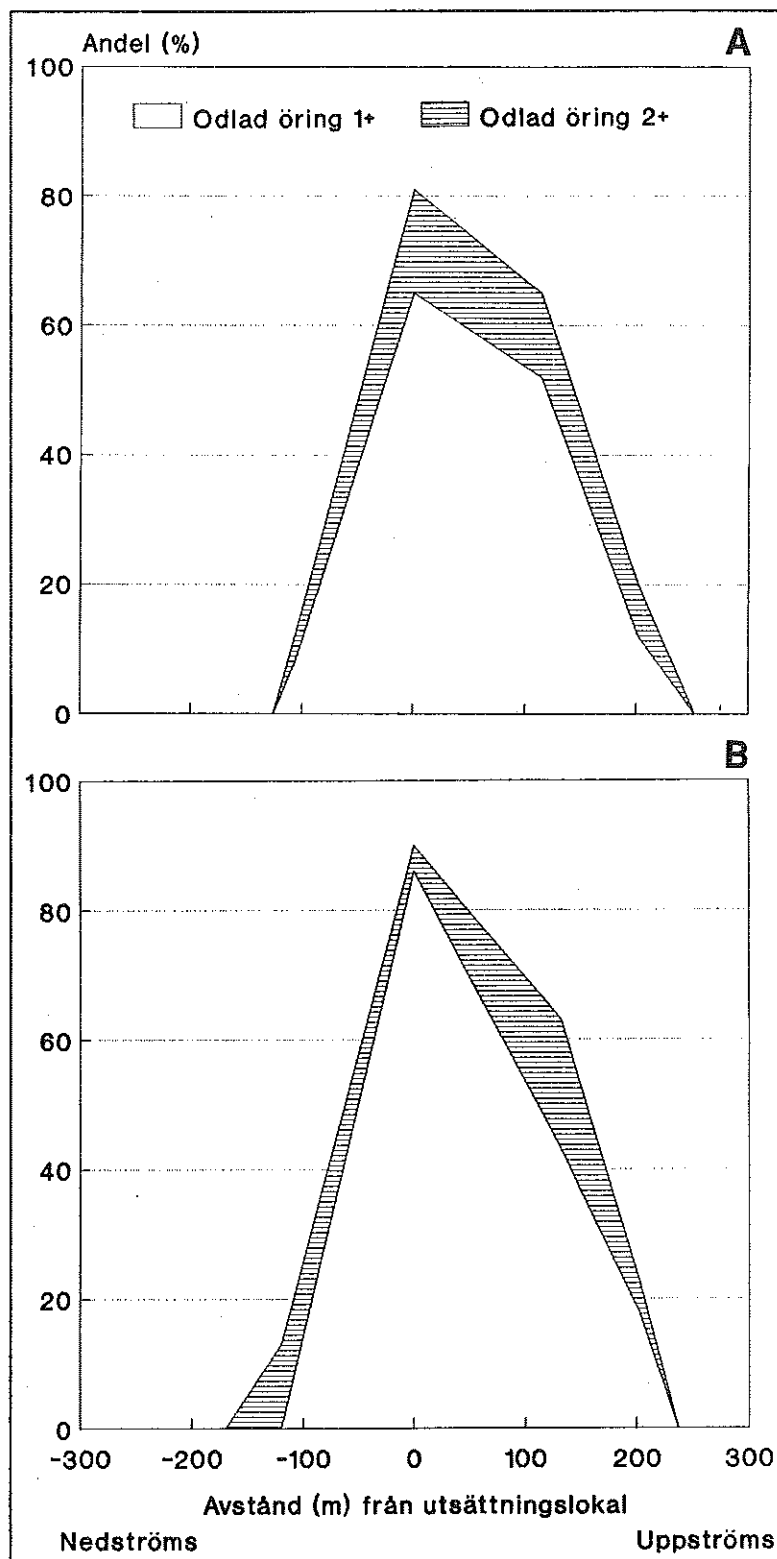
Stam	Ålder	Medellängd (mm)		p
		vid utsättning	vid utvandring	
GU	1	107 ± 2	112 ± 3	0.02
BÅ	1	93 ± 3	102 ± 4	0.03
GU	2	189 ± 9	181 ± 12	>0.05
BÅ	2	159 ± 6	154 ± 9	>0.05

## Etablering

Resultat redovisas från de utsättningar där antalet återfångade, odlade öringar varit tillräckligt högt ( $n > 20$ ) för att göra beräkningar av etablering meningsfulla. Figureerna redovisar andel odlad öring av totalantalet fångade öringar på respektive lokal. Endast vild öring i samma storleksintervall som den odlade har utnyttjats för beräkningarna. Resultaten baseras på elfiskeundersökningar 2-3 månader efter utsättning för vårutsatt fisk (ett- och två-årig öring) och ett år efter utsättning för höstutsatt fisk.

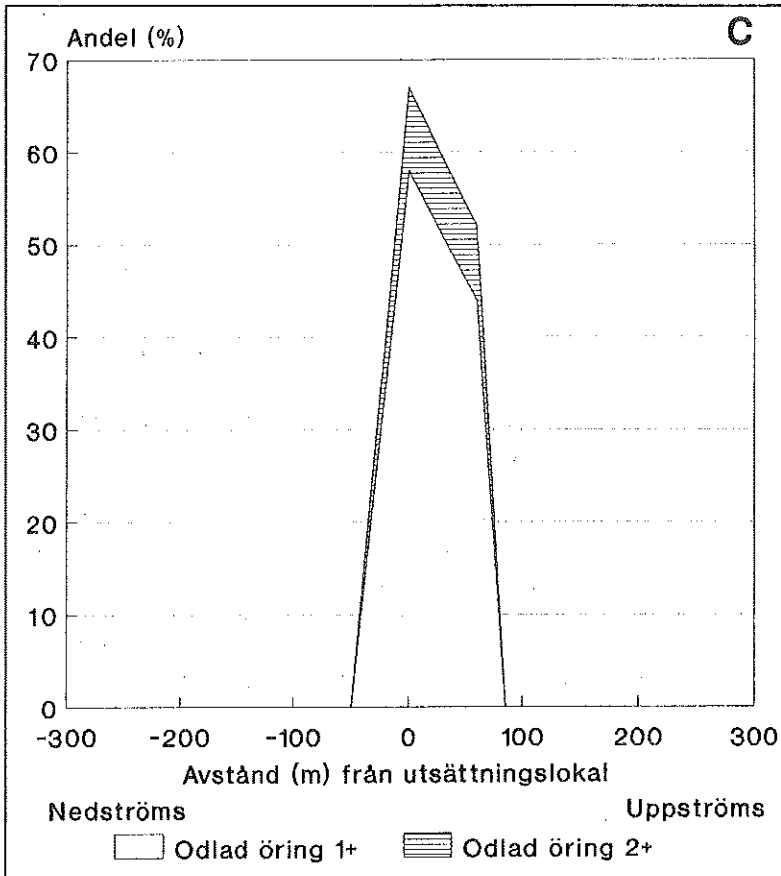
Generellt för utsättningsförsöken var att återfångsterna var koncentrerade till utsättningslokalerna och deras närområden. Trots översiktliga elfisken på långa sträckor av vattendragen fångades ytterligt få odlade individer mer än 200 m från utsättningsplatserna.

I Åsbäcken i augusti 1989 återfanns de ett- och två-åriga odlade Gullspångs- och Båthällaöringarna (försök 3 och 7) i närheten av utsättningslokalerna (Figur 3A-B). En viss spridning och etablering uppströms kunde dock konstateras. Mönstret var detsamma för utsättningarna av samma stammar i Singsån (Figur 3C). En del av områdena närmast upp- och nedströms utsättningslokalen var visserligen mindre lämpliga för öring. Elfisken på lokaler med höga tätheter av vild öring belägna 200-400 m upp- och nedströms från utsättningsplatsen gav dock inga återfångster av odlad fisk. Granboöringen (Försök 4), som sattes ut på lokal 2 i Singsån, var än mer extrem vad gäller spridningsmönster. Samtliga öringar återfångades i direkt anslutning till utsättningsplatsen (spridning mindre än 20 m), trots att mycket goda öringmiljöer återfanns omedelbart nedströms. I försök 3 och 7 i Finnsjön fångades ingen öring nedströms utsättningslokalen trots



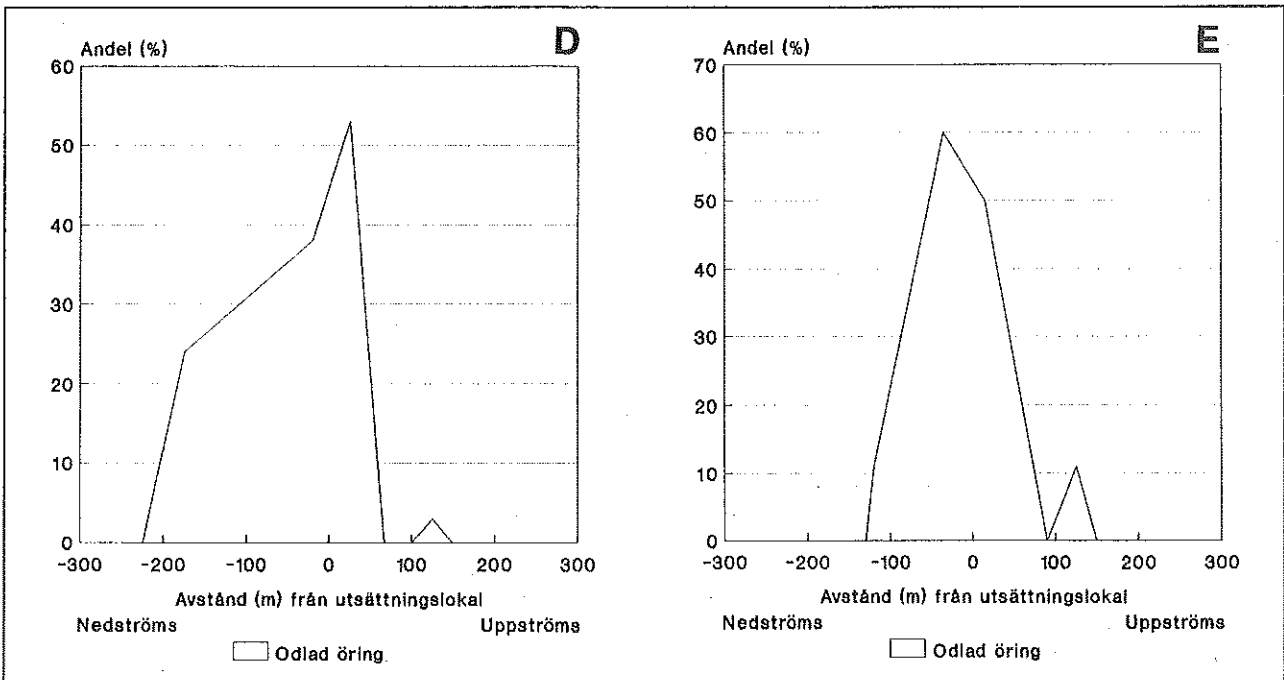
Figur 3A-B. Andelen (%) odlad öring vid elfisken i augusti 1989 på lokal 1 och 2 i Åsbäcken. Öring utsatt som ett-årig (200 st) och två-årig (100 st) i juni 1989 på respektive lokal. Endast vild öring inom samma storleksintervall som den odlade öringen har tagits med i beräkningarna.

Figure 3A-B. Percentage (%) stocked brown trout recaptured by electrofishing in August 1989 at sections 1 and 2 in Åsbäcken Creek. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released at each section in June 1989. Only wild trout within the same size range as the recaptured stocked trout have been used for calculating the proportions.



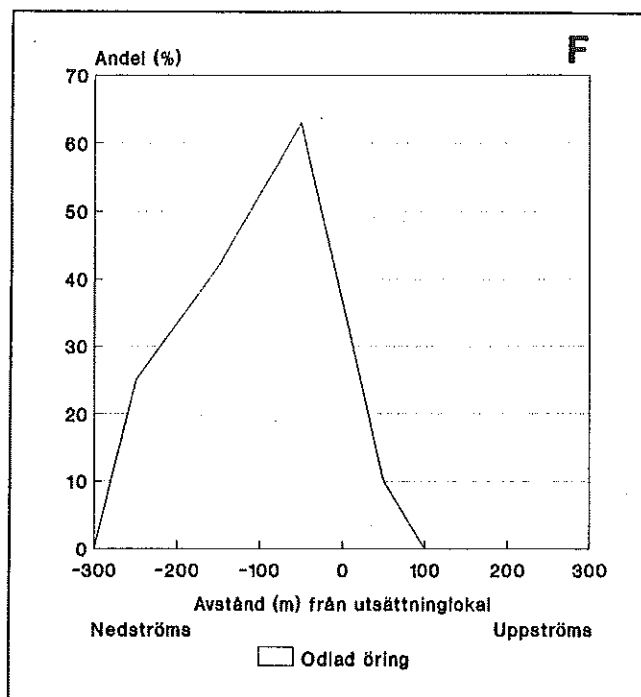
**Figur 3C.** Andelen (%) odlad öring vid elfisken i augusti 1989 på lokal 1 i Singsån. Öring utsatt som ett-årig (200 st) och två-årig (100 st) i juni 1989. Endast vild öring inom samma storleksintervall som den odlade öringen har tagits med i beräkningarna.

**Figure 3C.** Percentage (%) stocked brown trout recaptured by electrofishing in August 1989 at section 1 in Singsån Creek. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released in June 1989. Only wild trout within the same size range as the recaptured stocked trout have been used for calculating the proportions.



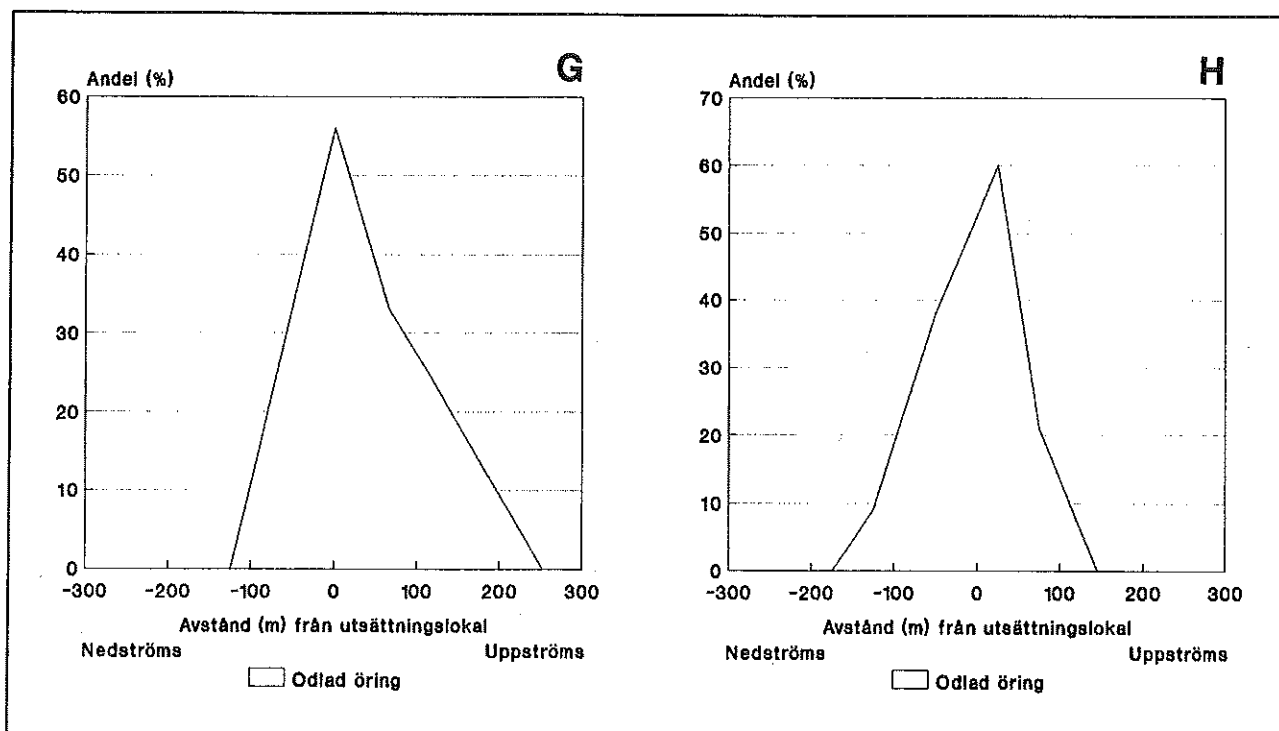
**Figur 3D-E.** Andelen (%) odlad öring vid elfisken i augusti 1991 på lokal 1 och 2 i Ansjöån. Öring utsatt som ett-årig (300 st) i juni 1991 på respektive lokal. Endast vild öring inom samma storleksintervall som den odlade öringen har tagits med i beräkningarna.

**Figure 3D-E.** Percentage (%) stocked brown trout recaptured by electrofishing in August 1991 at sections 1 and 2 in Ansjöån Creek. 300 one-year-old trout were released in June 1991 at each section. Only wild trout within the same size range as the recaptured stocked trout have been used for calculating the proportions.



**Figur 3F.** Andelen (%) odlad öring vid elfisken i augusti 1990 på lokal 1 i Sittån. Öring utsatt som två-årig (200 st) i juni 1990. Endast vild öring inom samma storleksintervall som den odlade öringen har tagits med i beräkningarna.

**Figure 3F.** Percentage (%) stocked brown trout recaptured by electrofishing in August 1990 at section 1 in Sittån Creek. 200 two-year-old trout were released in June 1990. Only wild trout within the same size range as the recaptured stocked trout have been used for calculating the proportions.



**Figur 3G-H.** Andelen (%) odlad öring vid elfisken i augusti 1991 på lokal 1 i Åsbäcken och lokal 2 i Sittån. Öring utsatt som en-somrig (200 resp. 400 st) i oktober 1990. Endast vild öring inom samma storleksintervall som den odlade öringen har tagits med i beräkningarna.

**Figure 3G-H.** Percentage (%) stocked brown trout recaptured by electrofishing in August 1991 at section 1 in Åsbäcken Creek and section 2 in Sittån Creek. 200 and 400 one-summer-old trout were released in October 1990 at each section respectively. Only wild trout within the same size range as the recaptured stocked trout have been used for calculating the proportions.

att en ca 500 m lång sträcka avfiskades. Uppströms fångades två odlade öringar (ca 250 m avfiskat).

Utsättningarna av ett-årig Bergnäs- och Arjeplogsöring i Ansjöån (försök 5) visade även de att fisken inte etablerade sig särskilt långt från utsättningslokalen (Figur 3D-E). I motsats till Gullspångs- och Båthällaöringen i föregående försök, tycks dock etableringen i större utsträckning ha skett nedströms. Även de två-åriga öringarna av Bergnäs- och Arjeplogsstam (försök 8) som sattes ut i Sittån etablerade sig nedströms (Figur 3F).

Endast två av utsättningarna av en-somrig fisk gav återfångster i sådan omfattning att spridningsmönster kan redovisas. I Sittån återfanns de flesta Arjeplogs- och Bergnäsöringarna (försök 2) i anslutning till utsättningslokalen (Figur 3H). Andelen som etablerat sig nedströms var något större. Gullspångs- och Båthällaöringen som sattes ut i Åsbäcken (försök 1) hade i större utsträckning etablerat sig uppströms (Figur 3G).

### Stamskillnader

Inga tydliga skillnader mellan stammar vad gäller spridningsriktning eller -avstånd går att påvisa. Arjeplog- och Bergnäsöring respektive Gullspångs- och Båthällaöring följer ungefär samma spridningsmönster när de sätts ut tillsammans.

### Tätheter

Överlevnaden för odlad öring är beräknad på den andel av de odlade fiskarna som återfanns i vattendragens strömsatta partier och därmed var möjliga att återfånga med elfiske. Odlad öring kan ha etablerat sig i selområden eller vandrat till sjöar nedströms, vilket medför att den verkliga överlevnaden kan ha varit högre.

### Ett- och två-årig öring

Överlevnaden för ett- och två-årig öring utsatt i juni var förhållandevis god under första sommaren (Tabell 4). Högst överlevnad för ett-årig öring registrerades i Åsbäcken medan de två-åriga öringarna hade högst överlevnad i Finnsjöån. I augusti året efter utsättning fanns däremot ytterligt få odlade fiskar kvar i bäckarna. I Singsån och Åsbäcken är överlevnaden för odlad ett-årig fisk 0 respektive 7% från augusti

**Tabell 4.** Överlevnad (%) inom vattendraget för ett- och två-årig öring utplanterad i juni 1989 i Finnsjöån, Singsån och Åsbäcken och återfångad i augusti 1989 och 1990.

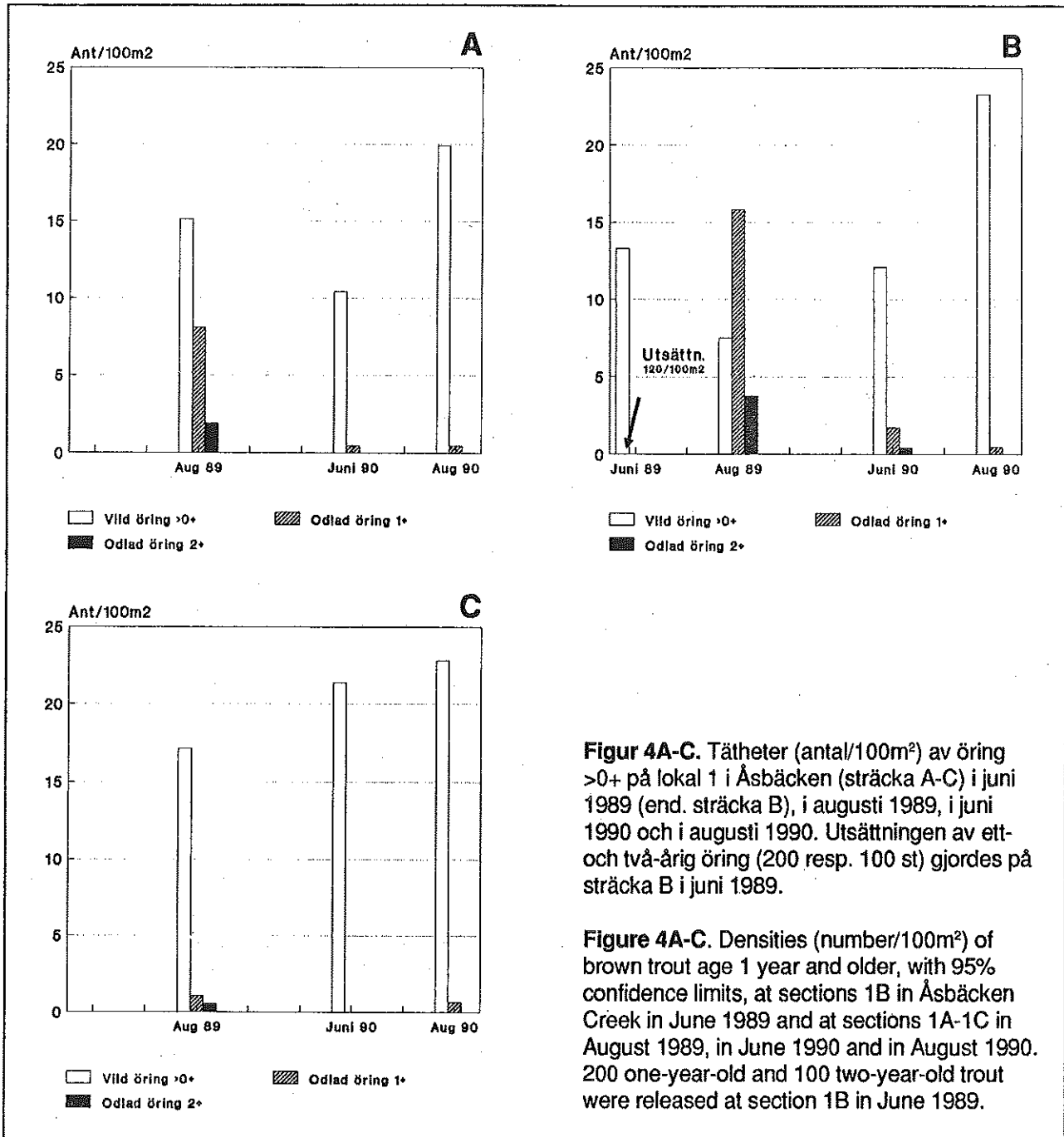
**Table 4.** Survival (%) within each stream for one- and two-year-old brown trout stocked in June 1989 in Finnsjöån, Singsån and Åsbäcken Creeks registered in August 1989 and 1990.

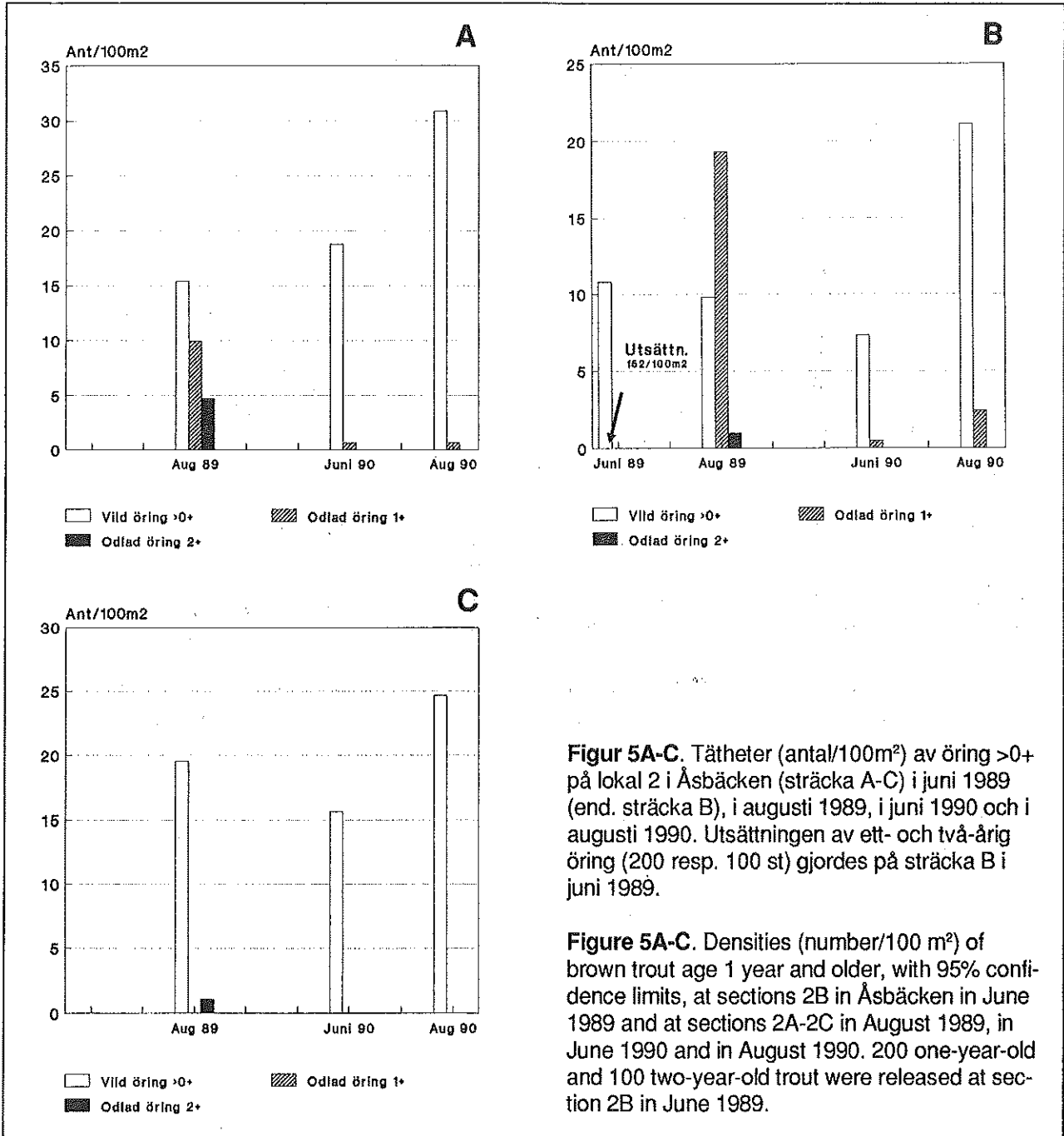
Vattendrag	n	Ett-årig fisk		n	Två-årig fisk	
		Aug 1989	Aug 1990		Aug 1989	Aug 1990
Finnsjöån	200	20	6	100	33	3
Singsån	200	28	0	100	8	0
Åsbäcken	400	43	3	200	21	0

1989 till augusti 1990. Utifrån längdfördelningarna är det möjligt att grovt beräkna överlevnad/stationaritet under motsvarande period för vild fisk i samma storleksintervall som de odlade ett-åriga öringarna. I Singsån blir överlevnaden för naturöring 39% och i Åsbäcken 33%.

Den högsta tätheten efter första sommaren (maxvärde 19/100m<sup>2</sup> på lokal 2B i Åsbäcken) för odlad ett-årig öring registrerades på utsättningslokalerna i Åsbäcken i augusti 1989 (Figur 4-7). Tätheterna av odlad två-årig fisk var generellt sett lägre (1-7/100m<sup>2</sup>) (Figur 4-7). Som en följd av spridningsmönstret från utsättningslokalerna återfanns odlad fisk huvudsakligen uppströms (Figur 4 och 5). Där odlad öring sattes ut trängdes den vilda öringen tillfälligt undan och totaltätheterna ökade. Ett år senare, i augusti 1990, dominerade den vilda öringen helt och hållet och tätheterna hade återgått till de ursprungliga. I Finnsjöån, som från början saknade öring, låg totaltätheterna ett år efter utsättning på en låg nivå jämfört med i de andra vattendragen.

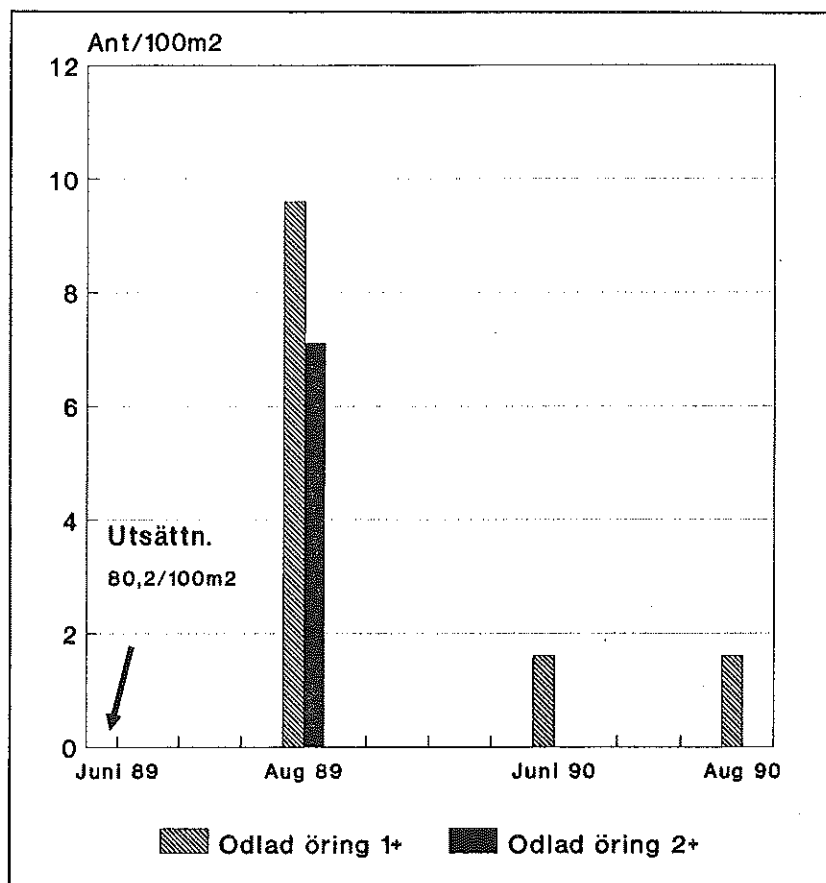
Vid övriga försök med utsättningar av ett- och två-årig fisk bestämdes inga tätheter. Noterbart är att utsättningarna av två-årig Arjeplog- och Bergnäsöring i Sittån (försök 8) gav helt olika resultat på de båda lokalerna. Med likvärdig elfiskeinsats (en fiskeomgång, 300 m avfiskat) fångades på lokal 1 40 öringar (20% av antalet utsatta) medan endast två odlade öringar (1%) fångades på lokal 3. Fallhöjd och strömhastighetsförhållanden liksom medeldjup bedömdes likvärdiga på de båda lokalerna. På





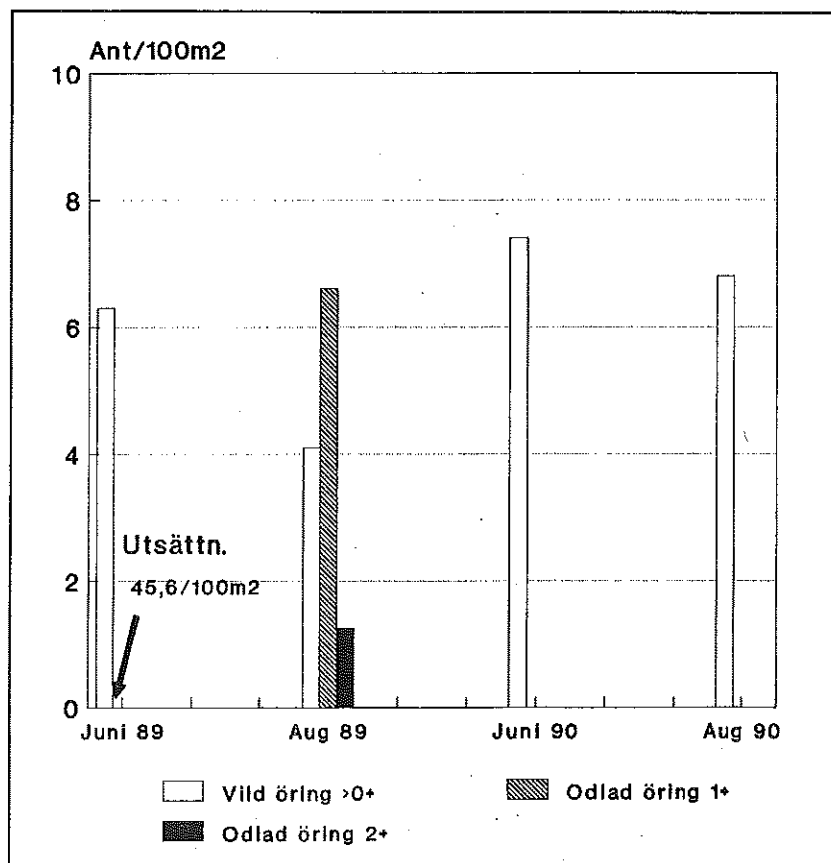
**Figur 5A-C.** Tätheter (antal/100m<sup>2</sup>) av öring >0+ på lokal 2 i Åsbäcken (sträcka A-C) i juni 1989 (end. sträcka B), i augusti 1989, i juni 1990 och i augusti 1990. Utsättningen av ett- och två-årig öring (200 resp. 100 st) gjordes på sträcka B i juni 1989.

**Figure 5A-C.** Densities (number/100 m<sup>2</sup>) of brown trout age 1 year and older, with 95% confidence limits, at sections 2B in Åsbäcken in June 1989 and at sections 2A-2C in August 1989, in June 1990 and in August 1990. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released at section 2B in June 1989.



**Figur 6.** Tätheter (antal/100m<sup>2</sup>) av örling >0+ på lokal 1 i Finnsjöån i juni 1989, i augusti 1989, i juni 1990 och i augusti 1990. Utsättningen av ett- och två-årig örling (200 resp. 100 st) gjordes i juni 1989.

**Figure 6.** Densities (number/100m<sup>2</sup>) of brown trout age 1 year and older, with 95% confidence limits, at section 1 in Finnsjöån Creek in June 1989, in June 1990 and in August 1990. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released in June 1989.



**Figur 7.** Tätheter (antal/100m<sup>2</sup>) av örling >0+ på lokal 1 i Singsån i juni 1989, i augusti 1989, i juni 1990 och i augusti 1990. Utsättningen av ett- och två-årig örling (200 resp. 100 st) gjordes i juni 1989.

**Figure 7.** Densities (number/100m<sup>2</sup>) of brown trout age 1 year and older, with 95% confidence limits, at section 1 in Singsån Creek in June 1989, in August 1989, in June 1990 and in August 1990. 200 one-year-old and 100 two-year-old trout were released in June 1989.



**Tabell 5.** Dominerande substratkategorier, medelbredd samt djupförhållanden (medelvärden för 11 profiler med 95% konfidensintervall) på lokalerna 1 och 3 i Sittån.

**Table 5.** Dominating substrate, mean width, mean depth, and mean depth of thalweg (with 95% confidence limits) at sections 1 and 3 in the Sittån Creek.

	Dom. substr.	Medelbredd (m)	Medeldjup (cm)	Huvudfårans maxdjup (cm)
SIT1	Block 95% Grus 5%	6.8	50 ± 6	101 ± 10
SIT3	Block 70% Grus 20% Sten 10%	13.9	46 ± 6	68 ± 17

sträckan SIT1 var huvudfåran koncentrerad och betydligt djupare än på SIT3 (Tabell 5). De odlade fiskarna fångades huvudsakligen i djupa (>1 m) höljor. Elfisken ett år senare (augusti 1991) gav dock inga återfångster av odlad öring.

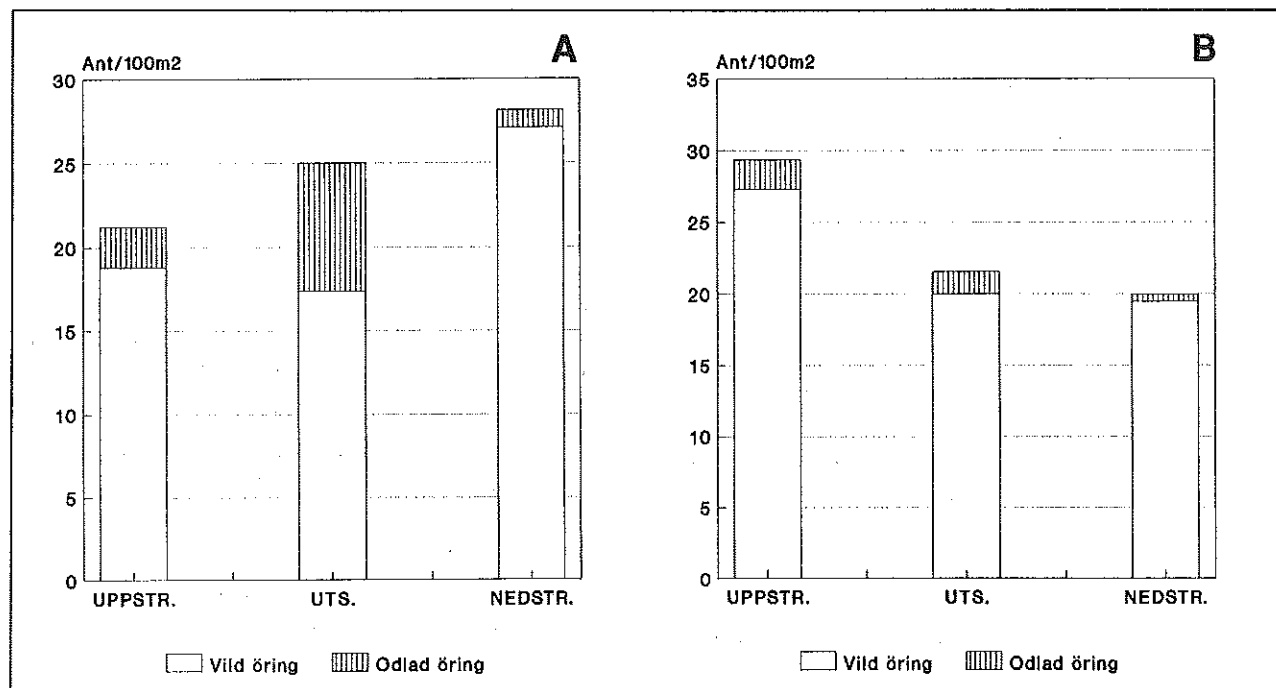
### En-somrig öring

Ett år efter utsättning var tätheterna av utsatt en-somrig fisk (Gullspångs- och Båthällaöring) 8 respektive 1/100m<sup>2</sup> på de två utsättningslokalerna i Åsbäcken (Figur 8A o B). Även en-somrig öring av dessa stammar tycks i större utsträckning ha etablerat sig uppströms. Överlevnaden under det första året i bäcken var 40 respektive 13% på de båda lokalerna.

I Finnsjöån återfångades endast ett fåtal av de öringar som sattes ut som en-somriga hösten 1990 vid elfisket ett år senare. På lokal 2 och närmast uppströms beräknas 9% av Arjeplog- och Bergnäsöringarna ha överlevt det första året i bäcken medan endast ca 5% av de utsatta Gullspångs- och Båthällaöringarna överlevde på lokal 1.

### Två-somrig öring

Ytterligt få återfångster av utplanterad två-somrig fisk (försök 6) gjordes. Ett år efter utsättning återfångades endast 1 respektive 2 odlade öringar på lokal 3 i Åsbäcken och lokal 2 i Finnsjöån som ett resultat av utsättningarna.



**Figur 8A-B.** Tätheter av öring (>0+) på lokalerna 1 och 2 i Åsbäcken i augusti 1991. Utsättningen av en-somrig öring (200 på resp. lokal) gjordes i oktober 1990.

**Figure 8A-B.** Densities (number/100m<sup>2</sup>) of brown trout age 1 year and older, with 95% confidence limits, at sections 1 and 2 and in nearby up- and downstream sections in Åsbäcken Creek in August 1991. 300 one-summer-old trout were released at section 1 and 2 in October 1990.

## Stamskillnader

I de fall fisk av samma ålder men från två olika stammar satts ut parvis, kan jämförelser av överlevnad göras (Chi<sup>2</sup>-test). Endast i ett fåtal fall registrerades signifikanta skillnader ( $p < 0.05$ ). För utsättningarna av en-somrig fisk (grupperna 1-10) kunde inga signifikanta skillnader registreras. Vid utsättningarna av ett-årig öring i Singsån (grupp 17 och 18) utgjorde Gullspångsöring 83% och Båthällaöringen 17% av de återfångade fiskarna, en skillnad som var signifikant ( $p < 0.05$ , Chi<sup>2</sup>-test). För två-årig öring registrerades signifikanta skillnader i två fall; fler Gullspångs- än Båthällaöringar överlevde i Åsbäcken (75% resp. 25%) och fler Bergnäsöringar än Arjeplogsöringar överlevde i Sittån (67% resp. 33%). Ser man till samtliga utsättningar av ett- och två-årig Gullspångs- och Båthällaöring så var överlevnaden totalt sett signifikant högre för Gullspångsöring i båda ålderskategorierna.

## Tillväxt och kondition

För en-somrig fisk registrerades en längdökning på 40-45 mm under det första året efter utsättning (Bilaga 2). De ett-åriga fiskarna hade i genomsnitt ökat 31 mm under första sommaren efter utsättning. Störst längdökning registrerades för Bergnäsöring utsatt i Ansjöån. För de två-åriga öringarna registrerades inga signifikanta längdökningar.

De odlade öringarna hade en hög konditionsfaktor vid utsättningen (1.3-1.4). Konditionen försämrades dock avsevärt sedan öringen släppts ut i vattendragen och låg efter en sommar/ett år på värden kring 1.0 (Bilaga 3). Endast för Gullspångsöring utsatt i Finnsjöån och Arjeplog- och Bergnäsöring i Ansjöån registrerades högre värden. Odlad öring hade också genomgående signifikant lägre konditionsfaktor än vild öring i samma storleksintervall (t-test,  $p < 0.05$ ). Enda undantaget utgör utsättningarna i Ansjöån där konditionsfaktorn för två av grupperna (Bergnäsöring) ligger i nivå med vildfiskens. I de fall där två stammar sattes ut parallellt registrerades inga signifikanta stamskillnader i kondition.

## DISKUSSION

Resultatet av en utsättning i strömmande vatten kan påverkas av en rad faktorer, ensamma eller i samverkan. Förutsättningarna i vattendraget är av primär betydelse. Vad gäller utsättningsmaterialet kan fiskens kondition, ålder, storlek, stamtillhörighet och odlingsbakgrund samt transport och hantering i samband med utsättning vara avgörande (Näslund 1992). Det kan därför vara vanskligt att avgöra vad som varit mest betydelsefullt för utfallet. I föreliggande försök har dock transportsätt och hantering samt fiskens odlingsbakgrund, ålder och kondition varit desamma. Utifrån resultaten görs nedan ett försök att rekonstruera vad som händer efter en utsättning av odlad öring i ett litet strömvatten. Vidare diskuteras betydelsen av ålder och stamtillhörighet hos utsättningsmaterialet.

## Vandring

Utsättningarna av ett- och två-årig Gullspångs- och Båthällaöring i Åsbäcken, Finnsjöån och Singsån (försök 3 och 7) ledde till mycket hög initial täthet och biomassa på utsättningslokalerna i juni. Tätheterna var betydligt högre än vad som kan förväntas under naturliga förhållanden. Antalet öringar minskade sedan och i augusti samma år låg totaltätheterna på för vattendragen mer normala nivåer.

I Åsbäcken var de ett-åriga öringarna huvudsakligen stationära. Den utvandring som förekom var riktad uppströms och spridd över hela sommaren. Beteendet var annorlunda hos de två-åriga öringarna. Mer än hälften av dessa lämnade utsättningslokalerna under den närmaste tiden efter utsättningen och då i båda

riktningarna. Detta kan ha två orsaker. Både Båthålla- och Gullspångsöring är s k uppströmslekande stammar av vandringsöring som under naturliga förhållanden lämnar reproduktionsvattendraget efter 2-4 år för att söka sig nedströms till en större sjö (Näslund et al. 1992). Det kan alltså vara så att en del av de utplanterade två-åringarna var utvandringsmogna. Det som talar för detta är att ingen av dessa fiskar etablerade sig nedströms utsättningslokalen trots att en stor andel vandrade i denna riktning.

En alternativ förklaring till vandringsmönstret är att det fanns ytterligt få lämpliga ståndplatser för fisk i denna storleksklass (150-200 mm) i Åsbäcken (jfr Bachman 1984). De hade därför svårt att finna ståndplatser som gav tillräckligt goda förutsättningar för födointag och tillväxt. Resultaten från utsättningarna av två-årig fisk i Sittån (försök 8) visade också på habitatets betydelse för överlevnaden. Betydligt fler fiskar återfångades där det fanns tillgång till djupa ståndplatser med lämpligt skydd. Bachman (1984) fann att odlad fisk, i jämförelse med vild, hade ett beteende som i avsevärt mindre utsträckning var effektivt ur energisynvinkel. De gjorde av med mer energi på födointag, aggressiva beteenden och annat, än vad de erhöll från de fångade bytesdjuren. Brist på ståndplatser i kombination med underlägsenhet i konkurrensen med vildfisk kan därmed förklara varför de två-åringarna lämnade Åsbäcken.

Resultaten från vandringskontrollen i Åsbäcken skiljde sig dock markant från resultaten i Finnsjöån. Här registrerades en mycket liten utvandring från utsättningslokalen av såväl ett- som två-årig fisk, åtminstone till och med den 15 augusti då fällorna togs upp. Den drastiska flödesökningen direkt efter utsättning i Åsbäcken kan visserligen ha stimulerat vandringsbeteendet (jfr Näslund 1991) och medfört snabb utvandring, men förklarar inte varför ett-årig öring lämnade utsättningslokalen under hela sommaren. En annan viktig skillnad mellan Åsbäcken och Finnsjöån är att den senare saknar vild öring. Konkurrensen var därmed mindre intensiv, vilket kan ha medfört att färre fiskar "trängdes ut" från lokalen. Endast enstaka fiskar av andra arter fångades på de aktuella sträckorna vilket gör det svårt att bedöma deras betydelse för vandringsbeteendet.

## Överlevnad

Utvandring förklarar dock endast en del av den låga "överlevnaden" hos den utplanterade fisken. Många öringar försvann troligen på annat sätt. Dödlighet på grund av undernäring är en tänkbar anledning. Det är också troligt att mink, som återfinns i samtliga undersökta vattendrag, prederade på den odlade öringen. Den kom ju från en predationsfri miljö (fiskodling) och var därmed ovan vid rovdjur. Dessutom försämrades öringens kondition successivt efter utsättning, vilket troligen ledde till att de blev lättfångade byten. Minkpredation kan vara mycket intensiv i små vatten med enbart laxfisk och leda till reducerade tätheter (Heggenes & Borgström 1988).

En jämförelse av de olika ålderskategorierna visar att öring utsatt som en-somrig hade högst överlevnad/stationaritet i Åsbäcken (40% på en av lokalerna) sett över det första året i bäcken. I Finnsjöån överlevde däremot ytterligt få en-somriga öringar det första året. Motsvarande värden för öring utsatt i Låktabäcken var 15-30% (Näslund 1990). För äldre odlad fisk tycks vinteröverlevnaden ha varit låg. Den odlade ett- och två-åringa fisken var generellt i betydligt sämre kondition inför övervintringen, jämfört med vild öring, vilket torde reducera överlevnadschanserna. En-somrig öring var däremot i god kondition när vintern inträdde eftersom den sattes ut från odling under hösten.

Andra undersökningar har också visat att konditionen hos laxfisk utplanterad i rinnande vatten successivt försämras (Ersbak & Haase 1983). Övervintring i strömvatten på nordliga breddgrader ställer mycket höga krav på fiskens beteende och fysiologiska anpassning och kan utgöra en flaskhals för laxfiskbestånd (Cunjak & Power 1986, Cunjak 1988, Calkins 1989, Newman & Waters 1989). Aass (1978) och Bachman (1984) fann att odlad, äldre öring hade avsevärt högre vinterdödlighet än vild fisk. Orsaker till detta kan vara sämre förmåga att finna lämpliga övervintringshabitat och större dödlighet pga predation för den odlade öringen.

## Täthet och biomassa

Utsättningarna ledde inte till någon långsiktig ökning av öringtätheterna i vattendragen. Detta var heller inte att vänta i strömvatten med

fungerande naturlig reproduktion (Millard & MacCrimmon 1972, Kelly-Quinn & Brakken 1989, Näslund 1990). Utsättningar av två-somrig och två-årig öring kan möjligen ge ett tillskott av fångstbar fisk under en kort period men antalet reproducerande individer ökar troligen endast i liten omfattning. Däremot kan utsättningar av fisk som är ett-årig (möjligen) eller yngre så småningom ge upphov till reproducerande individer (Näslund 1992). Utplanterad en-somrig fisk har efter det första året i ett vattendrag visat sig ha samma överlevnadschanser som vild fisk (Näslund 1990). Därmed bör utsättningar av öring i denna ålder kunna utgöra ett alternativ för mer långsiktig förstärkning av bestånd i vattendrag med dåliga reproduktionsförhållanden (se även Berg & Jørgensen 1991).

Det är också uppenbart att de utplanterade öringar som inte vandrade ut, i mycket liten utsträckning spred sig från utsättningsplatserna. Detta har visats i en rad andra undersökningar (Näslund 1992). Slutsatsen av detta är att utsättningsfisken bör spridas väl i ett vattendrag för att reducera konkurrens och uppnå bästa effekt.

Beräkning av tillväxt för utplanterad fisk kan vara vansklig att genomföra. En genomsnittlig längdökning kan t ex vara resultatet av selektiv dödlighet, dvs mindre fisk överlever i mindre utsträckning. Dessutom har den odlade fisken vid utsättning vissa reserver i form av fett- och muskelvävnad, vilka i viss mån omsätts i längdtillväxt efter utsättning. Detta även om födointaget är litet. Det är dock troligt att de en-somriga och i viss mån de ett-åriga öringarna växte under det första året i vattendragen som ett resultat av födointag. För de två-åriga öringarna registrerades dock inga signifikanta längdökningar och de hade också den sämsta konditionen. Sammantaget kan tillväxt och kondition avspegla hur väl fisken lyckats anpassa sig efter utsättning och ge information om dess fortsatta överlevnadsmöjligheter.

## Stamskillnader

Skillnaderna mellan de olika stammarna vad gäller överlevnad, spridning och tillväxt var genomgående små. Ett- och två-årig Gullspångsöring tycks ha haft bättre tillväxt och överlevnad än Båthällaöring. Detta är något förvånande eftersom den senare kommer från ett vat-

tendrag i närheten (Gimån) och borde vara bättre anpassad till de lokala förhållandena (jfr Aass 1982, Ferguson 1989). Dessutom är Gullspångsöringen mer domesticerad. Den växer dock normalt betydligt bättre än Båthällaöring även i odling (Näslund et al. 1992) och är därmed större vid utsättning. Denna storleksskillnad kan i sig förklara skillnaden i överlevnad. Jämförelser av stammar som växer olika snabbt i odling är därmed svåra att göra. Ett sätt att komma förbi detta vore att individmärka utsättningsfisken för att på så sätt ta reda på vilken betydelse storleken har för överlevnaden i naturen.

Spridnings- och etableringsmönstret var likartat hos de stammar som sattes ut parallellt. Man skulle kunna förvänta sig att den nedströmslekande Bergnäsöringen skulle skilja sig från den uppströmslekande Arjeplogsöringen, men så var inte fallet. Helfrich och Kendall (1982) drog slutsatsen att den odlade fiskens spridningsmönster i första hand bestämdes av miljömässiga faktorer och inte av nedärvd rörelseriktning. Även jämförelser av de olika stammarnas spridningsmönster försvåras av att stammarna skiljer sig storleksmässigt vid utsättning.

Stamvalet kan dock ha mycket stor betydelse för utsättningsresultatet (Aass 1982, Hesthagen 1988, Ferguson 1989). Samtliga stammar som undersöktes var av vandringsöringstyp och anpassade till lek- och uppväxtområden i större vattendrag. Detta kan ha påverkat utfallet negativt. Det är troligt att högre överlevnad/stationaritet kunnat registreras om man i försöken använt en stationär öringstam anpassad till ett liv i små vattendrag.

## Sammanfattningsvis:

- Även om resultaten delvis är motsägelsefulla, registrerades högst överlevnad för de en-somriga öringarna, sett över ett år från utsättning. Fisk i denna ålderskategori bör därmed kunna användas för förstärkningsutsättningar i vattendrag där sådana är motiverade (jfr Näslund 1992). Utsättningar av ett-årig, två-somrig och två-årig öring tycks däremot ha mycket kortsiktiga effekter, åtminstone i vattendrag av den typ som använts i försöken. Framför allt var vinteröverlevnaden låg. Sådana utsättningar i syfte att förstärka naturreproducerande bestånd är därmed av tveksamt värde. Möjligen

kan resultatet förbättras via utsättning av bättre lämpade stammar.

- Utplanterad öring etablerade sig nära (<200 m) utsättningsplatsen. Spridning av utsättningsfisken torde därför reducera inomartskonkurrensen och leda till bättre överlevnadsmöjligheter.
- Stamskillnaderna i överlevnad, spridning och tillväxt var i dessa försök förhållandevis små och kan delvis förklaras av andra faktorer (storlek, domesticering).
- Tillväxt och kondition indikerar hur den odlade fisken lyckats i vattendraget och vilka överlevnadschanser den har i fortsättningen. I detta försök visade två-årig öring ingen tillväxt och hade låg kondition inför vintern.

Vid fortsatta försök bör syftet med utsättningen preciseras (återintroduktion, förstärkning eller put and take) och sedan undersökningen läggas upp därefter. Det kan t ex vara aktuellt att testa/utveckla strömstationära stammar för återintroduktion eller put and take-ändamål i vattendrag. Vad gäller vandringsoering bör fortsatta undersökningar koncentreras kring att utveckla metoder för återintroduktion och förstärkning av naturreproducerande bestånd via utsättningar av rom, yngel och möjligen ensamrig/ett-årig fisk.

### Erkännanden

Jan Henricson har lämnat värdefulla synpunkter på manuskriptet. Ett tack också till miljövårdsenheten vid Länsstyrelsen i Jämtland för arealberäkningar m m.

---

## LITTERATUR

---

- Aass, P.** 1978. Örret og örretfiske i Hallingdalselva ved Gol. Inf. Terskelprosjektet. Rapport nr. 7. 33 p.
- Aass, P.** 1982. 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. FAO, Rome.
- Bachman, R.A.** 1984. Foraging behaviour of free-ranging and hatchery brown trout in a stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 113: 1-32.
- Berg, S. & J. Jörgensen.** 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. J. Fish Biol. 39: 151-169.
- Bohlin, T.** 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 59: 5-14.
- Calkins, D.J.** 1989. Winter habitats of Atlantic salmon, brook trout, brown trout and rainbow trout. A literature review. US Army Corps of Engineers, Cold Regions Research & Engineering Laboratory, Special report 89-34. 9 p.
- Cummins, K.W.** 1979. The natural stream ecosystem. p.7-24. In The ecology of regulated streams. Eds. J.V. Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, New York.
- Cunjak, R.A. & G. Power.** 1986. The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. J. Fish Biol. 31: 493-511.
- Cunjak, R.A.** 1988. Physiological consequences of overwintering in streams: the cost of acclimatization? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 443-452.
- Ersbak, K. & B.L. Haase.** 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked brown trout. N. Am. J. Fish. Mgmt 3: 142-151.
- Ferguson, A.** 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, populations and their importance for the conservation and management of the species. Freshw. Biol. 21:35-46.
- Hart, P.J.B. & T.J. Pitcher.** 1969. Field trials of fish marking using a jet inoculator. J. Fish Biol. 1: 383-385.
- Heggenes, J. & R. Borgström.** 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in three small streams. J. Fish Biol. 33: 885-894.

- Helfrich, L.A. & W.T. Kendall.** 1982. Movements of hatchery-reared rainbow, brook, and brown trout stocked in a Virginia mountain stream. *Prog. Fish-Cult.* 44: 3-7.
- Hesthagen, T.** 1988. Fiskeutsettinger i Tessemagasinet. MVU-Rapport Nr. B42. NINA, Trondheim. 22 p.
- Hindar, K., N. Ryman & F. Utter.** 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 48: 945-957.
- Kelly-Quinn, M. & J.J. Brakken.** 1989. Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquacult. Fish. Mgmt* 20: 211-226.
- L'Abée-Lund, J.H.** 1991. Fiskeutsetninger - et reelt forsterkningstiltak? *Fauna (Oslo)* 44: 173-180.
- Mighell, J.L.** 1969. Rapid cold-branding of salmon and trout with liquid nitrogen. *J. Fish. Res. Board Can.* 26: 2765-2769.
- Millard, T.J. & H.R. MacCrimmon.** 1972. Evaluation of the contribution of supplemental plantings of brown trout, *Salmo trutta* (L.), to a self-sustaining fishery in Sydenham river, Ontario, Canada. *J. Fish Biol.* 4: 369-384.
- Newman, R.M. & T.F. Waters.** 1989. Differences in brown trout (*Salmo trutta*) production among contiguous sections of an entire stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 203-213.
- Näslund, I.** 1990. Överlevnad, spridning och tillväxt hos naturdammodlad, ensamrig öring i Låktabäcken, Lappland. (English summary: Survival, dispersal and growth in 0+ pond reared brown trout (*Salmo trutta* L.) released in a northern Swedish stream.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (2): 1-15.
- Näslund, I.** 1991. Utvandring av öringungar från Dammán och Kaltisjokk. (English summary: Lakeward migration of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) in two Swedish rivers.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (2): 31-48.
- Näslund, I.** 1992. Öring i rinnande vatten - En litteraturoversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. (English summary: Brown trout (*Salmo trutta* L.) in running waters. Habitat requirements, density regulation and stocking - A review.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (3): 43-82.
- Näslund, I., Henricson, J., Andersson, T., & Hanell, L.** 1992. Tillväxt och könsmognads-mönster i odling för sex stammar av öring. (English summary: Stock characteristics of brown trout - a comparison of growth and maturation under culturing conditions.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, (2): 69-85.
- Ricker, W.E.** 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191. 382 p.
- Ryman, N. & L. Laikre.** 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conserv. Biol.* 5: 325-329.
- Skaala, Ö., G. Dahle, K.E. Jörstad & G. Nævdal.** 1990. Interactions between natural and farmed fish populations: information and genetic markers. *J. Fish Biol.* 36: 449-460.
- White, G.C., G.R. Anderson, K.P. Burnham & D.L. Otis.** 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed animal populations. *Los Alamos National Laboratory, Los Alamos.* 235 p.
- Zippin, C.** 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163-189.

---

## ENGLISH SUMMARY: SURVIVAL AND DISPERSAL IN HATCHERY-REARED BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA* L.) RELEASED IN SMALL STREAMS

---

During 1989-91 hatchery-reared brown trout of different ages were planted in five small streams in central Sweden. Trout of five different stocks were used. To monitor migrations and establishment of stocked fish, fish traps and electrofishing were performed. An attempt was also made to evaluate the importance of stock origin and age for the results of the plantings.

In one of the streams trout planted as one-year-olds left the stocking site during the entire summer, mainly in the upstream direction. Emigration of two-year-old trout on the other hand, occurred shortly after the release and were directed both up- and downstream. However, these results were not consistent since trout of the same stocks and ages remained sedentary in another stream.

Recaptures of planted trout made 3-12 months after release were concentrated to the area of stocking. Very few fish were caught more than 200 m from the site of release. Two of the stocks (Båthälla- and Gullspång trout) showed a tendency to establish upstream while two other stocks (Arjeplog- and Bergnäs trout) merely established downstream.

The survival of planted one- and two-year-old trout was relatively high over the first summer but winter survival was very low. Very few trout remained in the streams one year after planting. Thus, plantings of trout of these ages seem to have limited long term effects in the stocked streams in this case. The highest survival over one year was recorded for 0+ trout planted in the autumn. It is suggested that stocking with autumn fingerlings might be efficient to support the fishery in streams with poor conditions for natural reproduction.

A length increment of 40-45 mm was registered for 0+ trout over the first year in the streams, while trout planted at the age of one year increased 31 mm over the first summer. No significant increase in length were recorded for two-year old trout. The condition factor of planted one- and two-year old trout decreased successively after release and fell to levels well below those of wild trout in the same size interval inhabiting the same streams. Growth and condition were good indicators on how successful planted fish were in the natural streams as well as their prospects of future survival.

Stock differences in survival, dispersal and growth were relatively small and may partly be explained by other factors such as differences in size at release, domestication etc.

Bilaga 1. Försöksnummer, utsättningsgrupp, ålder, stamtillhörighet, antal generationer i odling, medellängd vid utsättning (gaffellängd i mm) med 95% konfidensintervall, utsättningsdatum och utsättningslokal för öring som ingick i försöket. BÅ=Båthållaöring (Gimån), GU=Gullspångsöring, AP=Arjeplogsöring, BE=Bergnäsöring, GR=Granboöring, ÅSB=Åsbäcken, FIN=Finnsjöån, SIT=Sittån, SIN=Singsån, ANS=Ansjöån. <sup>1</sup> Honor 4:e generation i odling och hannar 3:e generation i odling.

Appendix 1. Age, stock, number of generations in culture, mean length at stocking (fork length mm) with 95% confidence limits, stocking date and locality and fish number for the brown trout in the stocking experiment. BÅ=Båthålla trout, GU=Gullspång trout, AP=Arjeplog trout, BE=Bergnäs trout, GR=Granbo trout. ÅSB=Åsbäcken, FIN=Finnsjöån, SIT=Sittån, SIN=Singsån, ANS=Ansjöån. <sup>1</sup> Females fourth generation in culture and males third generation.

Försök nr.	Grupp nr.	Ålder	Stam	Antal generationer	Medellängd (mm)	Utsättningsdatum	Utsättningslokal	Antal
1	1	0+	BÅ	2	95 ± 2	901001	ÅSB1	100
	2		BÅ	2	97 ± 2	901001	ÅSB2	100
	3		GU	4	90 ± 1	901001	ÅSB1	100
	4		GU	4	88 ± 1	901001	ÅSB2	100
	5		BÅ	2	95 ± 2	901007	FIN1	100
	6		GU	4	89 ± 2	901007	FIN1	100
2	7	0+	AP	2	89 ± 1	901007	FIN2	150
	8		BE	2	86 ± 1	901007	FIN2	150
	9		AP	2	88 ± 1	901002	SIT2	200
	10		BE	2	86 ± 1	901002	SIT2	200
3	11	1	BÅ	2	93 ± 2	890607	ÅSB1	100
	12		BÅ	2	93 ± 3	890607	ÅSB2	100
	13		GU	4	108 ± 2	890607	ÅSB1	100
	14		GU	4	107 ± 2	890607	ÅSB2	100
	15		BÅ	2	92 ± 2	890619	FIN1	100
	16		GU	4	108 ± 2	890619	FIN1	100
	17		BÅ	2	94 ± 2	890628	SIN1	100
	18		GU	4	107 ± 2	890628	SIN1	100
4	19	1	GR	2	130 ± 2	900613	SIN2	200
5	20	1	AP	2	117 ± 2	910613	ANS1	150
	21		AP	2	117 ± 3	910613	ANS2	150
	22		BE	2	112 ± 2	910613	ANS1	150
	23		BE	2	114 ± 2	910613	ANS2	150
6	24	1+	BÅ	2	131 ± 3	890927	ÅSB3	150
	25		GU	4	176 ± 4	890927	ÅSB3	150
	26		BÅ	2	132 ± 3	890927	FIN2	150
	27		GU	4	175 ± 3	890927	FIN2	150
7	28	2	BÅ	2	158 ± 5	890607	ÅSB1	50
	29		BÅ	2	160 ± 6	890607	ÅSB2	50
	30		GU	4 <sup>1</sup>	187 ± 9	890607	ÅSB1	50
	31		GU	4 <sup>1</sup>	191 ± 10	890607	ÅSB2	50
	32		BÅ	2	157 ± 7	890619	FIN1	50
	33		GU	4 <sup>1</sup>	183 ± 5	890619	FIN1	50
	34		BÅ	2	160 ± 5	890628	SIN1	50
	35		GU	4 <sup>1</sup>	191 ± 10	890628	SIN1	50
	8		36	2	AP	2	184 ± 5	900615
37		AP	2		195 ± 4	900615	SIT3	100
38		BE	2		198 ± 3	900615	SIT1	100
39		BE	2		198 ± 3	900615	SIT3	100



Bilaga 2. Tillväxt (mm) under det första året efter utsättning för en-somrig öring och under första sommaren efter utsättning för ett-årig och två-årig öring. Skillnad testad med t-test, \* =  $p < 0.05$ .

Appendix 2. Growth (mm), over the first year after release for brown trout stocked as 0+ in the autumn and over the first summer after release for one- and two-year-old trout. t-test used to determine significant increase in length (\* =  $p < 0.05$ ).

Lokal	Stam	Ålder	Utsättning längd (mm)	Återfångst längd (mm)	Längdökning (mm)	n
ÅSB1, 2	GU	0+	89	133	44*	15
ÅSB1, 2	BÅ	0+	96	132	36*	18
SIT2	AP	0+	88	133	45*	12
SIT2	BE	0+	86	129	43*	22
FIN1	GU	1	108	134	26*	22
FIN1	BÅ	1	92	118	26*	13
SIN1	GU	1	107	137	30*	40
SIN1	BÅ	1	94	132	38*	8
SIN2	GR	1	130	155	25*	22
ÅSB1	GU	1	108	133	25*	28
ÅSB1	BÅ	1	93	126	30*	25
ÅSB2	GU	1	107	137	30*	26
ÅSB2	BÅ	1	93	124	31*	29
ANS1	AP	1	117	155	38*	13
ANS1	BE	1	112	159	47*	15
ANS2	AP	1	117	149	32*	11
ANS2	BE	1	114	160	46*	5
FIN1	GU	2	183	200	17	16
FIN1	BÅ	2	157	173	16	13
SIN1	GU	2	191	222	31	6
SIN1	BÅ	2	160	178	18	3
ÅSB1	GU	2	187	190	3	12
ÅSB1	BÅ	2	158	164	6	2
ÅSB2	GU	2	191	191	0	7
ÅSB2	BÅ	2	160	187	27	4
SIT1, 2	AP	2	184	215	19	14
SIT1, 2	BE	2	198	219	21	24

Bilaga 3. Konditionsfaktor med 95% konfidensintervall för odlad öring vid utsättning och återfångst. Öring utsatt som en-somrig återfångades ett år efter utsättning medan ett- och två-årig öring utsatt i juni återfångades i augusti samma år. Dessutom anges konditionsfaktor för vild fisk inom samma storleksintervall och vid samma tillfälle som vid återfångsten av odlad fisk. \* = signifikant skillnad,  $p < 0.05$  (t-test).

Appendix 3. Condition factor with 95% confidence limits for stocked brown trout at release and at recapture. Under-yearling trout released in the autumn were recaptured one year after release while one- and two-year-old trout released in June were recaptured in August the same year. In addition the condition factor is given for wild trout within the same length interval and at the time of the recapture of the stocked fish. \* = significant difference,  $p < 0.05$  (t-test).

Lokal	Stam	Ålder	Konditionsfaktor		Sign.
			Utsättning $\bar{x} \pm 95\%$ konf. int.	Återfångst $\bar{x} \pm 95\%$ konf. int.	
SIT2	AP	0+	1.41 ± 0.03	1.04 ± 0.03	*
SIT2	BE	0+	1.41 ± 0.03	1.05 ± 0.03	*
SIT2	VILD			1.18 ± 0.03	
FIN1	GU	1+		1.13 ± 0.03	
FIN1	BÅ	1+		0.96 ± 0.04	
SIN1	GU	1+		1.01 ± 0.03	
SIN1	BÅ	1+		1.02 ± 0.06	
SIN2	GR	1+	1.33 ± 0.04	0.90 ± 0.03	*
SIN	VILD			1.13 ± 0.03	
ÅSB1, 2	GU	1		1.05 ± 0.02	
ÅSB1, 2	BÅ	1		1.01 ± 0.02	
ÅSB	VILD			1.11 ± 0.02	
ANS1	AP	1	1.29 ± 0.02	1.14 ± 0.06	*
ANS1	BE	1	1.31 ± 0.02	1.24 ± 0.08	
ANS2	AP	1	1.28 ± 0.03	1.10 ± 0.03	*
ANS2	BE	1	1.32 ± 0.02	1.19 -	
ANS	VILD			1.17 ± 0.03	
FIN1	GU	2		1.03 ± 0.05	
FIN1	BÅ	2		1.04 ± 0.05	
SIN1	GU	2		1.04 -	
SIN1	BÅ	2		1.00 -	
SIN	VILD			1.13 ± 0.03	
ÅSB1, 2	GU	2		0.99 ± 0.08	
ÅSB1	BÅ	2		0.96 -	
VILD				1.13 ± 0.02	
SIT1, 2	AP	2	1.37 ± 0.07	0.99 ± 0.03	*
SIT1, 2	BE	2	1.32 ± 0.08	1.02 ± 0.03	*
VILD				1.12 ± 0.03	

# LÅKTAPROJEKTET 10 ÅR - ERFARENHETER FRÅN ETT FÖRSÖK ATT ETABLERA EN VANDRANDE ÖRINGSTAM

Ingemar Näslund

Sveriges Lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen, 901 83 Umeå,  
Fiskeriverkets försöksstation, 840 64 Kälarne

---

## SAMMANFATTNING

---

I sjön Storvindeln finns en storvuxen öringstam (maxvikt ca 8 kg) som huvudsakligen lever som predator på sik. Denna stam av vandringsöring reproducerar sig i Vindelälven ca 20 km uppströms sjön. Låktabäcken, som är ett mindre tillflöde till Storvindeln, har ett stationärt öringbestånd med kort livslängd och tidig könsmognad. 1904 byggdes en sågverksdamm nära bäckens mynning i sjön. Det är inte känt om vandringsöring utnyttjade bäcken för reproduktion innan detta vandringshinders tillkomst, men klart är att det blockerade uppströmsvandring av fisk från sjön. Dammen togs emellertid bort 1947. Trots detta och de potentiella fördelarna med att vandra till Storvindeln (bättre tillväxtmöjligheter m m), har Låktabäckens öring förblivit strömstationär.

Det s k Låktaprojektet har nu pågått i nära 10 år och dess huvudmålsättning är att försöka etablera en vandrande öringstam i bäcken. Under åren 1985-91 har därför en stor mängd en-somriga öringar, odlade i en naturdamm i anslutning till bäcken, introducerats. Dessa öringar var av Vindelälvsstam, dvs den storvuxna vandringsöring som återfinns i Storvindeln. De introducerade öringarna trängde delvis undan den stationära stammen och utgjorde 1989 60% av beståndet i bäcken. I motsats till bäckens ursprungliga bestånd återfanns inga könsmogna individer bland introducerade öringungar i åldern 1-4 år. Flera av dessa läm-

nade också bäcken och vandrade ned till Storvindeln. Som ett resultat av utsättningarna återfångades under 1991 och 1992 de första återvändande leköringarna (storlek 55-60 cm). Det var alltså möjligt för de introducerade Vindelälvsöringarna att, med Låktabäcken som utgångspunkt, fullborda en livscykel som inbegriper vandring till Storvindeln, tillväxt i sjön under tre-fyra år och sedan återvandring till bäcken som storvuxen lekfisk. Introduktion av en stam med dokumenterade vandringssegenskaper resulterade alltså i att vissa individer framgångsrikt vandrade till och etablerade sig som fiskpredatorer i sjön. Sådana egenskaper saknades uppenbarligen hos bäckens ursprungliga bestånd. Genetiska faktorer skulle därmed vara avgörande för öringens vandringsbenägenhet i fallet Låktabäcken. Det är känt att vandrande bestånd av laxfisk kan övergå till att vara stationära som ett resultat av byggande av vandringshinder eller överfiske. Det omvända, dvs att strömstationära bestånd spontant blir vandrande om vandringshinder tas bort, verkar dock vara mer ovanligt, vilket stöds av resultaten från Låktabäcken.

Det finns starka indikationer på att de återvändande öringarna också lekt i Låktabäcken. Det torde dock ta ytterligare 4-6 år innan det kan fastställas om ett naturreproducerande bestånd av vandringsöring etablerats. Den fortsatta utvecklingen kommer att följas via vandringskontroll och elfisken.

## INLEDNING

Öring (*Salmo trutta* L.) som reproducerar sig i rinnande vatten men har sin huvudsakliga tillväxt i en sjö brukar betecknas som vandringsöring. Öringungarna tillbringar vanligen 2-4 år i vattendraget innan de vandrar ut till sjön. Där går de successivt över till fiskdiet och tillväxer därmed snabbt. Efter ytterligare 3-4 år återvandrar öringarna till det rinnande vattnet för lek. Bestånd av denna typ av storvuxen öring var förr mycket vanliga, men vattenkraftutbyggnad, försurning, hårt fiske m m har medfört att många av dem slagits ut eller kraftigt decimerats.

Beteendet att vandra omfattar dock sällan alla individer i sådana bestånd. Hos vandrande laxfisk är det vanligt att stationära och vandrande ungar samexisterar under uppväxten i det rinnande vattnet (se t ex Shapalov & Taft 1954, Hanson & Smith 1967, Campbell 1977). Northcote (1992) sammanfattade litteraturen inom detta område och drog slutsatsen att såväl genetiska som miljömässiga faktorer påverkar vandringsdriften (se även Jonsson 1985, Thorpe 1990, 1991). För bestånd som lever uppströms permanenta vandringshinder (vattenfall, dammar, etc) tycks stationariteten vara genetiskt förankrad (Northcote & Kelso 1981, Jonsson 1982, Elliott 1989). Det faktum att en individ som vandrar nedströms aldrig kan återvända för att reproducera sig, har en stark selektiv verkan. I situationer där möjligheterna till vandring är goda tycks miljófaktorer, i synnerhet de som påverkar tillväxt och överlevnad, också ha inflytande över vandringsbenägenheten. När det gäller öring är det ofta svårt att förklara varför vandrande bestånd saknas i vissa vattendrag eller varför frekvensen vandrande individer varierar mellan olika vatten. Om t ex ett vandringshinder byggs i ett vattendrag där vandringsöring reproducerar sig, är det vanligt att ett stationärt öringbestånd snabbt etableras uppströms hindret. Om detta hinder sedan avlägsnas kan det dock dröja länge, om det alls händer, innan ett vandrande bestånd

återetableras spontant. Sammantaget råder en viss osäkerhet om hur arvs- och miljófaktorer påverkar vandringsbeteendet hos öring i olika vattendrag.

Under senare år har kunskaperna om vandringsöringbeståndens värde ur naturvårds- och fiskesyvinkel ökat. Därmed har också, i takt med att engagemanget för miljö- och fiskevård blivit större, intresset vuxit för att återintroducera och vårda sådana stammar i vatten som restaurerats. Vid Fiskeriverkets försöksstation i Kälarne bedrivs forskning i syfte att utveckla metoder för denna typ av fiskevård. Resultaten av biotopvårdsåtgärder och utsättningar inom ramen för det sk Låktaprojektet har tidigare redovisats i denna serie (Näslund 1987, 1990). Projektets huvudmålsättning är att etablera en vandrande öringstam i Låktabäcken, ett biflöde till sjön Storvindeln i Vindelälven (Näslund 1990). Trots att bäckens öring sedan 1947 haft möjligheten att vandra till sjön har beståndet förblivit strikt stationärt. Under åren 1985-91 har en stor mängd en-somriga öringar av Vindelälvsstam introducerats i bäcken. Denna öringstam har sin huvudsakliga tillväxt i Storvindeln, men reproducerar sig i Vindelälven ca 20 km uppströms sjön. Avsikten är att de introducerade öringungarna, efter ett par år i bäcken, skall vandra till Storvindeln för tillväxt för att efter ytterligare 2-4 år återvända till Låktabäcken för lek. Som ett resultat av utsättningarna återfångades under 1991 och 1992 de första återvändande leköringarna. Genom sin uppläggning förväntas projektet öka förståelsen för hur genetiska och miljömässiga faktorer påverkar öringens vandringsbeteende i Låktabäcken. Projektet har nu pågått i nära 10 år och avsikten med föreliggande rapport är att sammanfatta och dra slutsatser av hittills uppnådda resultat samt att diskutera den fortsatta utvecklingen. Projektet drivs i samarbete med Länsstyrelsens fiskeenhet i Västerbotten och Vattenbruksinstitutionen vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

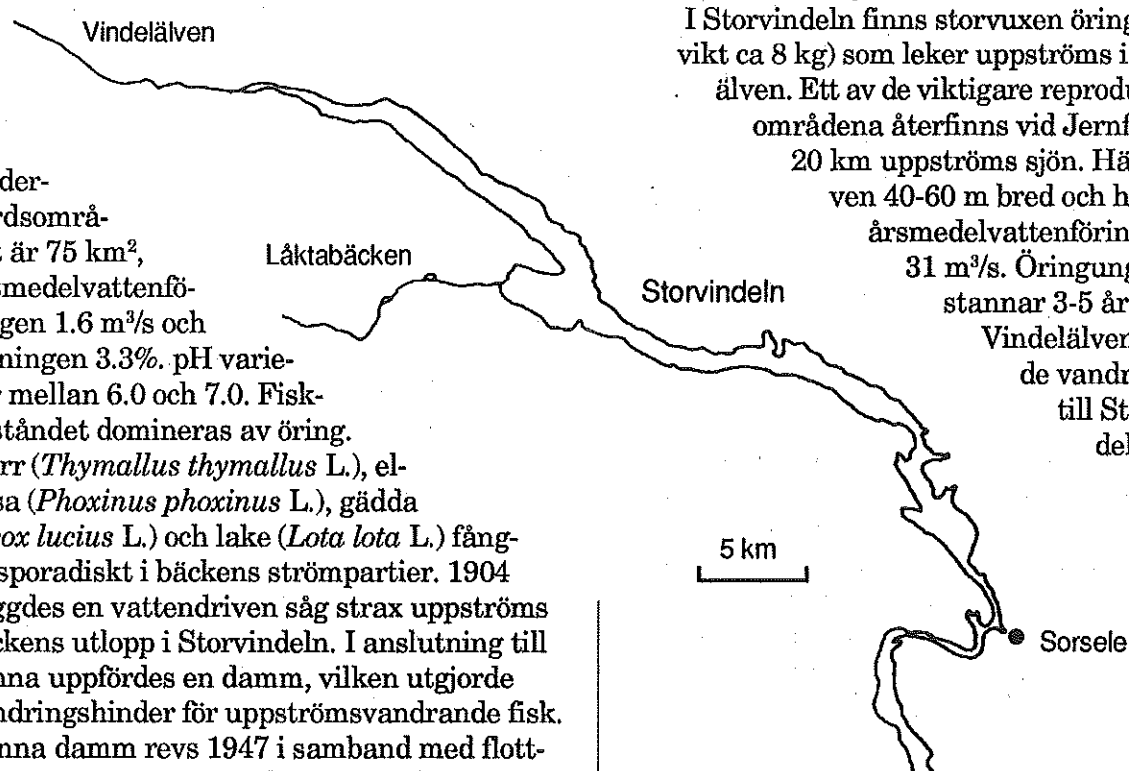
## UNDERSÖKNINGSOMRÅDE

Låktabäcken mynnar i Storvindeln (Vindelälven) i Sorsele kommun i Lappland (Figur 1).

Nederbördsområdet är 75 km<sup>2</sup>, årsmedelvattenföringen 1.6 m<sup>3</sup>/s och lutningen 3.3%. pH varierar mellan 6.0 och 7.0. Fiskbeståndet domineras av öring. Harr (*Thymallus thymallus* L.), elritsa (*Phoxinus phoxinus* L.), gädda (*Esox lucius* L.) och lake (*Lota lota* L.) fångas sporadiskt i bäckens strömpartier. 1904 byggdes en vattendriven såg strax uppströms bäckens utlopp i Storvindeln. I anslutning till denna uppfördes en damm, vilken utgjorde vandringshinder för uppströmsvandrande fisk. Denna damm revs 1947 i samband med flottledsrensning. Det är troligt att vandrande öring från Storvindeln utnyttjade Låktabäcken för lek före dammens tillkomst men ingen säker dokumentation finns att tillgå. Idag är öringen i

Låktabäcken småvuxen (max 25-30 cm) och stationär med tidig könsmodnads och kort livslängd (max 5-6 år) (Näslund 1987, 1990). Fiskestrycket har varit mycket lågt och sedan 1983 är fiske i bäcken förbjudet.

I Storvindeln finns storvuxen öring (maxvikt ca 8 kg) som leker uppströms i Vindelälven. Ett av de viktigare reproduktionsområdena återfinns vid Jernforsen ca 20 km uppströms sjön. Här är älven 40-60 m bred och har en årsmedelvattenföring på 31 m<sup>3</sup>/s. Öringungarna stannar 3-5 år i Vindelälven innan de vandrar ned till Storvindeln.



Figur 1. Karta över undersökningsområdet.

Figure 1. Map of the investigation area.

## MATERIAL OCH METODER

### Utsättningar

Låktaprojektet inleddes 1983 med förundersökningar i form av elfisken, nätfisken och bottenfaunaprovtagning. Merparten av de 19 500 öringar som satts ut i Låktabäcken under 1985-91 har odlats under den första sommaren i en naturdamm i direkt anslutning till bäcken (Näslund 1990). De en-somriga öringarna har sedan efter märkning (fettfeneklippning) släppts där dammutloppet mynnar i Låktabäcken. Samtliga odlade öringar var av s k Vindelälvsstam, dvs avkomma av storvuxen öring, som reproducerar sig i Vindelälven men har sin huvudsakliga tillväxt i Storvindeln.

### Elfisken

För elfiskeundersökningarna användes ett likströmsaggregat (LUGAB 1000S) med en spänning av 600-700 V. Elfisken har genomförts på ett antal lokaler varje år sedan 1983 (se även Näslund 1987, 1990). De har utförts under senare delen av augusti och i regel varit kvantitativa (tre fiskeomgångar). På grund av högvatten har dock vissa år endast kvalitativa fisken genomförts (en fiskeomgång). Populations-skattningarna har gjorts enligt Zippin (1956). Separata skattningar har gjorts för öring 0+ och för öring äldre än 0+. Eftersom totalfångsterna på respektive lokal ofta legat under 50 har en gemensam fångstsannolikhet beräknats (Bohlin 1981). För öring äldre än 0+ har utfiskningsresultaten testats och visat sig uppfylla kriterierna för utfiskningsmetoden ( $\chi^2$ -test, White et al. 1982). Utfiskning av öring 0+ har däremot i vissa fall inte uppfyllt kriterierna. De täthetsskattningar som utnyttjats i resultaten för beräkning av totaltätheter av vild öring är baserade på elfisken 1983-84 på 16 lokaler respektive år.

Fångad fisk bedövades, mättes (totallängd) till närmaste mm, vägdes (g), kontrollerades med avseende på märkning och återutsattes därefter. För bestämning av ålder (otoliter), kön och könsmognad insamlades från Låktabäcken slumpvis utvald vild öring 1983-84 (n=268) och 1989 (n=68) samt introducerad öring 1989 (n=57). För att undersöka om signifikanta skillnader i könsmognadsfrekvens förelåg mellan de båda materialen av vild Låktabäcksöring (från 1983/84 respektive 1989) utnyttjades det test som utvecklats av Jonsson et al. (1989). Könen testades var för sig.

Vidare individmärktes sammanlagt 211 vilda öringar (Floy-tag) i storleksintervallet 15-23 cm i augusti 1983-84. Förutom elfisken i Låktabäcken genomfördes också ett elfiske i Sjöforsen i Vindelälven i augusti 1989. Lokalen ligger inom reproduktionsområdet för den vandrande Vindelälvsöringen vars avkomma användes för utsättningarna i Låktabäcken. Sammanlagt fångades 126 öringar varav 68 insamlades för bestämning av ålder och könsmognad.

### Fekunditet

För att bestämma sambandet mellan storlek och antal romkorn räknades antalet rom hos 10 stationära honor fångade i Låktabäcken i augusti 1992. Motsvarande data för Vindelälvsöringen bestämdes för öringhonor (n=16) från en avelsbesättning som hölls i odlingsdamm i Vormsele. Dessa avelsfiskar härstammar från det område i Vindelälven där material hämtats för utsättningarna i Låktabäcken och utgör föräldrageneration till de öringar som planterats ut under 1988-91.

### Vandringskontroll

Fiskfällan i Låktabäcken är belägen ca 50 m uppströms utflödet i Storvindeln. Grindar och fångstburar består av svetsade järnrör med 20 mm spalt. Fällan färdigställdes i augusti 1984 och har normalt varit i drift från slutet av juni (efter vårflod) till isläggning (mitten av oktober). 1986 var fällan inte i drift pga att den skadats i samband med vårfloden. Fällan har vittjats 2-3 gånger i veckan och har visat sig fånga fisk större än ca 19 cm. Fisk i fällan har registrerats på samma sätt som vid elfiske och sedan släppts i den riktning den var på väg.

## RESULTAT

Nedan sammanfattas uppnådda resultat vad gäller utsättningar, vandringskontroll m m. Vad gäller de mer detaljerade effekterna av utsättningarna (spridning, tillväxt m m) hänvisas till den redovisning som tidigare publicerats (Näslund 1990).

### Utsättningar

De odlade öringar som introducerades i Låktabäcken spred sig ca 1 500 m nedströms från utsättningspunkten vid dammutloppet under det första året i bäcken. Bäckens nedre delar koloniserades sedan successivt av äldre odlade fiskar. Låktabäckens stationära öring trängdes undan och 1989 utgjorde odlade öringungar i åldern 1-4 år ca 60% av beståndet. Inga långsiktiga förändringar av beståndstätheter eller biomassa registrerades till följd av utsättningarna.

### Tillväxt och könsmognad

De dammodlade en-somriga öringarna var vid utsättningen i september 1985-91 i genomsnitt ca 8 mm längre än vild ensomrig öring i bäcken. Denna storleksskillnad var emellertid utjämnad ett år senare (undantag 1989). Som

**Tabell 1.** Medellängd (mm) med 95% konfidensintervall för vild och introducerad öring i Låktabäcken och för vild öring i Vindelälven i augusti 1989.

**Table 1.** Mean length (mm), with 95% confidence limits, for native resident and introduced migratory brown trout in Låktabäcken Creek and for migratory trout in River Vindelälven in August 1989.

Age	LÅKTABÄCKEN		VINDELÄLVEN
	Vild	Introducerad	
	$\bar{x} \pm 95\% \text{ konf.i.}$	$\bar{x} \pm 95\% \text{ konf.i.}$	$\bar{x} \pm 95\% \text{ konf.i.}$
1+	102 ± 2	109 ± 2	91 ± 2
2+	131 ± 2	130 ± 4	131 ± 4
3+	148 ± 4	143 ± 4	164 ± 6

helhet reducerades den stationära öringens tillväxt i Låktabäcken som ett resultat av utsättningarna. För öring 2+ och 3+ förelåg 1989 inga signifikanta längdskillnader mellan stationär och introducerad fisk (t-test) (Tabell 1). Öring 1+ i Vindelälven var vid samma tidpunkt kortare än öringen i Låktabäcken medan öring 3+ var längre.

Det fanns inga köns mogna fiskar bland de öringar (1+ - 4+) som introducerats i Låktabäcken (Tabell 2). Detta överensstämmer med situationen för samma stam på ursprungslokalerna i Vindelälven. Låktabäckens stationära öring blir däremot tidigt köns mogen. Inga signifikanta skillnader i köns mognadsgrad hos den vilda öringen förelåg mellan materialen från 1983-84 och från 1989. De har därför slagits samman.

### Vandring

De återfångster av individmärkt vild öring som gjorts i Låktabäcken indikerar en hög grad av stationaritet. Av de totalt 21 återfångster som gjordes ett år efter märkning eller senare, re-

**Tabell 2.** Andel (%) köns mogna öringar vid olika ålder i Låktabäcken (vild 1983/84 + 1989 respektive introducerad 1989) samt i Sjöforsen i Vindelälven 1989.

**Table 2.** Percentage mature brown trout of different ages in Låktabäcken Creek (native resident trout captured in August 1983, 1984 and 1989 and introduced migratory trout captured in August 1989) and migratory trout in the River Vindelälven in August 1989.

Age	LÅKTABÄCKEN				VINDELÄLVEN							
	Vild		Introducerad		Honor		Hanar					
	n	%	n	%	n	%	n	%				
1+	31	0	42	0	11	0	8	0	9	0	11	0
2+	32	6	37	65	7	0	6	0	17	0	18	0
3+	41	58	22	68	5	0	7	0	8	0	3	0
4+	15	80	15	67	8	0	5	0	-	-	2	0

**Tabell 3.** Antal uppvandrande öringar registrerade i fiskspärren 1984-92 vid Låktabäckens mynning i Storvindeln. Individstorlek (cm) eller storleksintervall angivna inom parentes. <sup>i</sup>=introducerad öring, - =fällan ej i drift.

**Table 3.** Number of ascending brown trout caught in the fish trap at the mouth of Låktabäcken Creek in 1984-92. Individual size or size range (cm) given in parentheses. <sup>i</sup>=introduced trout, - =trap not operating.

ÅR	MÅNAD				
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
1984	-	-	0	1 (23)	0
1985	-	8 (20-24)	2 (23,37)	0	-
1987	-	0	1 (22)	0	0
1988	1 (19)	1 (21)	0	0	0
1989	0	3 (20-23)	0	0	0
1990	2 (19,25)	1 (27)	1 (30)	0	0
1991	1 (24)	7 (22-36)	0	6 <sup>i</sup> (56-64)	0
1992	0	1 (23)	2 <sup>i</sup> (58,59)	3 <sup>i</sup> (59-61)	0

gistrerades 17 på den elfiskelokal där märkning gjorts. Två av återfångsterna registrerades mindre än 100 m från märkningslokalen. Ingen av dessa märkta vilda öringar har fångats i fiskfällan vid mynningen, varken i samband med nedvandring eller vid återvandring från Storvindeln. En individ har dock återfångats två år efter märkning i samband med nätfiske i Storvindeln.

Under åren 1984-90 har ingen uppvandring av lekmogen öring kunnat konstateras i Låktabäcken (Tabell 3). Sammantaget har mycket få uppvandrande öringar registrerats i fiskfällan. Majoriteten återfanns i storleksintervallet 19-24 cm. Endast två individer var större än 30 cm. Dessa återvände nedströms inom tio dagar efter uppvandring. I motsats till perioden 1984-90 registrerades under hösten 1991 och 1992 uppvandring av storsvuxen öring (>55 cm). Samtliga dessa saknade fettfena och var därmed ett resultat av utsättningarna av Vindelälvsöring. Såväl 1991 som 1992 var tre av de uppvandrande leköringarna honor.

Fiskfällan tillät endast fångst av öring större än ca 19 cm. För att försöka dokumentera nedströmsvandring av introducerade öringungar försågs den fångstbur som fångade nedvandrande öring med ett finmaskigt nät. På så sätt kunde mindre öring fångas under perioder med

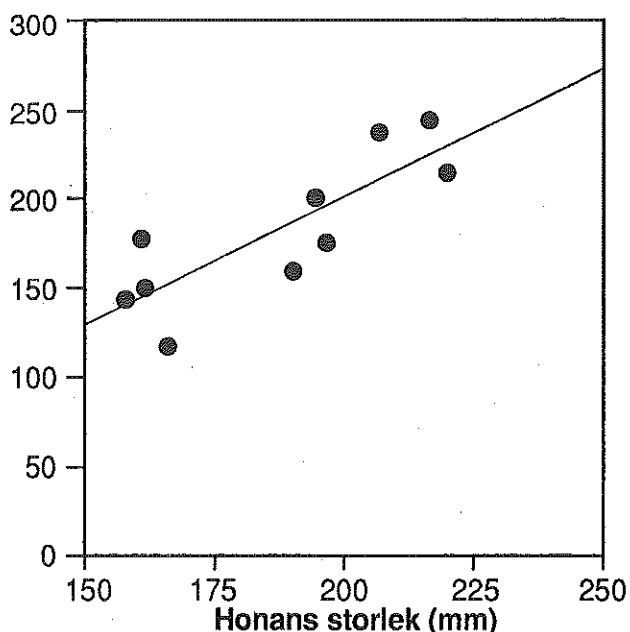
normal till låg vattenföring (öring mindre än 19 cm kunde dock fortfarande passera genom grindarna). Under åren 1988-91 registrerades, som en följd av detta, 24 nedvandrande öringungar av Vindelälvsstam i storleksintervallet 16-20 cm. Majoriteten fångades under slutet av juli eller början av augusti. Under samma tidsperiod fångades 28 nedvandrande öringar av Låktabäckens stationära stam inom samma storleksintervall.

## Reproduktion och rommängder

En effekt av de avsevärda storleksskillnaderna mellan stationära och vandrande honor är skillnaderna i antal romkorn/hona (Figur 2A-2B). De större vandrande honorna har betydligt mera rom. Om man utnyttjar data från 1983-84 för populationstäthet, längdfördelning, könskvot och fekunditet är det möjligt att grovt uppskatta mängden rom som läggs av Låktabäckens stationära bestånd till ca 19 000/år. Detta skall jämföras med de totala rommängder på 17 500 och 15 500 som de vandrande honorna beräknas lägga 1991 respektive 1992. Under förutsättning att deras lek varit framgångsrik torde därmed 45-50% av den lagda rommen komma från vandrande föräldrafiskar under dessa år.



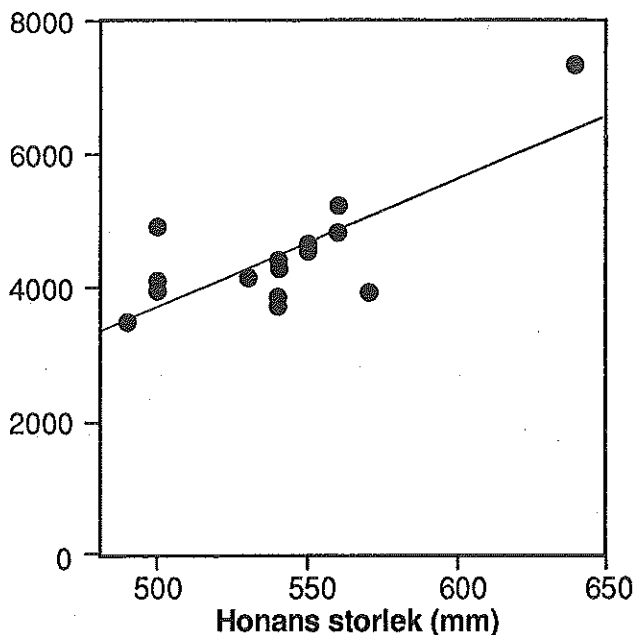
Antal romkorn



**Figur 2A.** Sambandet mellan storlek (kroppslängd i mm) och rommängd hos stationära öringhonor i Låktabäcken. Antal romkorn =  $1.428 \times \text{längd (mm)} - 86.54$  (linjär regression,  $p < 0.05$ ).

**Figure 2A.** Relationship between size (length in mm) and egg number of female resident trout in the Låktabäcken Creek. Egg no. =  $1.428 \times \text{length (mm)} - 86.54$  (linear regression,  $p < 0.05$ )

Antal romkorn



**Figur 2B.** Sambandet mellan storlek (kroppslängd i mm) och rommängd hos öringhonor av Vindelälvsstam. Antal romkorn =  $18.6 \times \text{längd (mm)} - 5559$  (linjär regression,  $p < 0.05$ ).

**Figure 2B.** The same for the migratory brown trout stock of R. Vindelälven. Egg no. =  $18.6 \times \text{length (mm)} - 5559$  (linear regression,  $p < 0.05$ )

Det finns starka indikationer på att vandringsöring lekt vid odlingsdammens utlopp i Låktabäcken. På den elfiskelokal som återfinns i direkt anslutning till detta sammanflöde ökade antalet årsungar dramatiskt 1992, dvs året efter det att de första vandrande öringarna registrerats (Tabell 4). Årsungarna på denna lokal var också signifikant större än den ensamriga öringen i bäckens nedre del, vilka förutsätts tillhöra den stationära stammen (t-test,  $p < 0.05$ ). Vidare återfanns i oktober 1992, även denna gång i anslutning till dammutloppet, en lekgröp innehållande rom i samma storleksklass som rommen hos de storvuxna Vindelälvsöringarna.

**Tabell 4.** Antal en-somriga öringar fångade med elfiske (tre utfiskningar) i augusti 1984-92 på den elfiskelokal (478 m<sup>2</sup>) i Låktabäcken som är belägen där utflödet från odlingsdammen mynnar.

**Table 4.** Total number of under-yearling brown trout captured by electrofishing (three removals) in August 1984-92 at the survey section (478 m<sup>2</sup>) located where the outlet of the rearing pond join Låktabäcken Creek.

ÅR						
1984	1986	1987	1988	1989	1991	1992
15	0	10	4	0	0	130

## DISKUSSION

Även om antalet återvandrande leköringar har varit lågt, är det uppenbart att introducerad Vindelälvsöring, med Låktabäcken som utgångspunkt, kunnat vandra till och utnyttja de goda tillväxtmöjligheterna i Storvindeln. Vid könsognaden var de därmed betydligt större än bäckens stationära öringar. Det finns också starka indikationer på att de lekt och därmed slutit en livscykel innehållande tidig uppväxt i Låktabäcken, vandring till Storvindeln för tillväxt under minst tre år och återvandring till bäcken för lek.

Att lek skett just vid dammutloppet kan vara en slump, men det kan också vara ett resultat av tidig präglning. De introducerade fiskarna fanns ju under första sommaren i odlingsdammen. Öring är känd för att ha en mycket stark drift att återvända till födelsevattendraget för lek (Stuart 1957, Tilzey 1977). Vid elfisket 1991 var de en-somriga öringungarna på lokalen vid dammutloppet längre än de en-somriga öringarna i bäckens nedre del. För öring finns ett positivt samband mellan honans och rommens storlek (Jonsson 1985, Elliott 1988). Yngel från stora romkorn har också ett tillväxtmässigt försprång, vilken i sin tur kan bibehållas över första sommaren. Det är därmed troligt att de ensomriga ungarna i detta område härstammar från lek av storsvuxna honor.

Under förutsättning att de vandrande honornas lek varit framgångsrik, har alltså en stor andel av den rom som lagts i Låktabäcken 1991 och 1992 haft vandrande föräldrar. De vandrande honornas fördel i form av stor rommängd, reduceras dock i viss utsträckning av att antalet honor var lågt. Rommen koncentreras till vissa platser där konkurrensen mellan ynglen blir intensiv, vilket i sin tur kan medföra lägre total överlevnad (jfr Elliott 1989, Beard & Carline 1991). Å andra sidan är beräkningarna av total rommängd för den stationära öringen baserade på elfisken utförda 1983-84. Sedan dess har tätheterna av denna stam, liksom möjligen även mängden rom som läggs varje år, reducerats väsentligt (Näslund 1990).

Låktabäckens vilda öringar är stationära, kortlivade och blir tidigt köns mogna. De Vindelälvsöringar som introducerats i bäcken har däremot bibehållit de egenskaper som stammen uppvisar på ursprungslokalen i Vindelälven, dvs de blir inte köns mogna vid tidig ålder utan vandrar till Storvindeln för tillväxt. Varför är då öringarna i Låktabäcken stationära? Två händelseförlopp är tänkbara:

(1) Låktabäckens öring har varit stationär under mycket lång tid, dvs även före sågverksdammens tillkomst, vilket är ett resultat av en anpassning till de miljöförhållanden som råder i vattendraget. I jämförelse med Vindelälven är det troligt att temperatur-, flödes- och isförhållanden varierar i betydligt större utsträckning i den mindre och brantare Låktabäcken. Detta innebär att miljön blir mer instabil för öringen, vilket i sin tur kan medföra att det naturliga urvalet gynnar ett stationärt beteende med tidig köns mognad och kort livslängd (jfr Jonsson & Sandlund 1979, Hesthagen 1989, Northcote 1992). Utsättningar av öringar av en annan stam, även om denna var anpassad för vandring, skulle därmed vara resultatlösa i det långa loppet på grund av de rådande miljöförhållandena i Låktabäcken.

(2) Låktabäcken hade ett bestånd av vandringsoöring som utnyttjade Storvindeln för tillväxt, men detta slogs ut efter det att vandringshindret i form av sågverksdammen tillkom 1904. Dammen togs senare bort men Låktabäckens öringar förblev stationära, trots de goda tillväxtmöjligheterna i Storvindeln och det faktum att vissa vilda öringar från Låktabäcken bevisligen vandrar ned till sjön. Om bara ett fåtal av dessa skulle lyckas etablera sig och sedan återvända som storsvuxna lekfiskar, borde deras avkomma ha ett antals- och storleksmässigt övertag jämfört med ynglen i det stationära beståndet. Det skulle i sin tur medföra en snabb uppbyggnad av ett vandrande bestånd under förutsättning att arvbarheten för vand-

ringsbeteendet är hög. Någon sådan utveckling kan dock inte konstateras i Låktabäcken. Orsaken till detta kan vara att de utvandrande ungarna varit för få, för små eller på annat sätt dåligt anpassade för att vandra till Storvindeln och etablera sig som fiskpredatorer. Det verkar inte heller vara så att öring från den stam som leker i Vindelälven, men återfinns i Storvindeln, vandrar fel och hamnar i Låktabäcken för lek. Sammanfattningsvis; vandringsöringen försvann med dammen och har inte återkommit. Om ett naturreproducerande bestånd av vandringsöring etableras via utsättningarna, stöder detta antagandet att ärftliga faktorer i fallet Låktabäcken hade primär betydelse för vandringsbeteendet.

Vilket av dessa händelseförlopp är då det mest sannolika? Öring uppvisar stor plasticitet vad gäller ekologi och beteende. Det är också så att de genetiska skillnaderna mellan geografiskt närbelägna bestånd kan vara mycket stora, vilket har att göra med långvarig anpassning till en lokal miljö i kombination med stark prägling på födelsevattendraget (Tilzey 1977, Ryman 1983, Ferguson 1989, Skaala 1992). Skillnader i vandringsbeteende mellan olika stammar bibehålls också om de sätts ut i nya miljöer (Jonsson 1982, Svärdson & Fagerström 1982). En öring som lämnar Låktabäcken måste, förutom att genomföra själva vandringen, lära sig söka och fånga nya typer av bytesdjur, undvika nya predatorer och konkurrera med nya fiskarter m m. Det kan vara så att ett sådant habitatskifte kräver nedärvda beteendemässiga och fysiologiska anpassningar som idag är sällsynta i ursprungspopulationen. Vandringsbeteendet har helt enkelt selekterats bort.

Vandrande och stationära öringindivider kan tillhöra samma population (Svärdson & Anheden 1963, Jonsson 1985, Hindar et al. 1991). Om förutsättningarna för vandring förändras (vandringshinder skapas, överfiske i tillväxthabitatet, etc) kan vandrande bestånd av laxfisk övergå till att bli strikt stationära (se t ex Hauser et al. 1991, Hindar et al. 1991, Northcote 1992). För havsöringbestånd har man dessutom visat att en viss andel av hannarna ofta är stationära i det rinnande vattnet, vilket torde medföra att övergången till ett stationärt bestånd går snabbare (jfr L'Abée-Lund et al. 1990, Hauser et al. 1991). Det motsatta,

dvs att ett strikt stationärt bestånd snabbt blir vandrande, tycks däremot vara mer ovanligt. Jonsson (1982) gjorde utsättningar av två öringstammar, en havsvandrande och en insjövandrande, i ett vattendrag som mynnade i havet. I motsats till förhållandet för havsöringarna, återfångades inga av de insjövandrande öringarna i havet eller i mynningsområdet. Av detta drogs slutsatsen att skillnaderna i vandringsbeteende var nedärvda. Andra undersökningar har däremot visat att havsvandrande individer förekommer i öringstammar som normalt är helt knutna till sötvatten (Rounsefell 1958, Frost & Brown 1967, Skrochowska 1969). I dessa fall kan det dock vara så att stammarna i sin ursprungliga miljö vandrade mellan lek- och ungfiskhabitat i tillflöden och uppväxtområden i en sjö eller större älv. Aass (1990) visade att vandringsöring från den norska sjön Mjösa mycket väl klarade av att anpassa sig till ett liv i marin miljö. Bortsett från den fysiologiska omställning som krävs för ett liv i saltvatten torde de principiella skillnaderna vara små mellan vandring till havet och vandring till en större sjö för tillväxt (jfr Gross 1987). Även om det är troligt att en viss andel av öringarna i strikt stationära bestånd, liksom i Låktabäcken, lämnar ursprungshabitatet, kan det vara ovanligt att beståndet snabbt blir vandrande om ett vandringshinder försvinner. Möjligen är det så, i de fall där vandringsöring förekommer i närliggande vattendrag, att felvandrande från andra bestånd krävs för att vandringsbeteendet skall återetableras. Sammantaget antyder alltså uppgifterna i litteraturen och resultaten från Låktabäcken att genetiska faktorer spelar en avgörande roll för öringens vandringsbeteende och att det andra händelseförloppet är det mest sannolika.

Det kommer att ta ytterligare 4-6 år innan det kan klarläggas om ett naturreproducerande bestånd av vandringsöring återetablerats i Låktabäcken. Även om föreliggande resultat tyder på att detta är på väg att hända, bör orsaker till ett eventuellt misslyckande diskuteras. Det står klart att de introducerade öringarna kan sluta en livscykel, som inbegriper vandring till Storvindeln, med utgångspunkt från ett vattendrag där öringen är strikt stationär. Det finns dock en principiell skillnad mellan introducerad och naturreproducerad öring i Låktabäcken. De förstnämnda har ju tillbringat tiden

från lek fram till utsättning i fiskodling och i naturdamm. Om ett naturreproducerande bestånd inte etableras, skulle därmed orsaken till detta kunna stå att finna i skillnader i utveckling betingade av miljön under perioden från romläggning till utsättningen som en-somrig i september. Vistelsen i naturdammen har ju bl a inneburit en snabbare tillväxt. Tillväxthastigheten i ursprungshabitatet har stor betydelse för vandringsbeteendet hos laxfisk (se t ex Gross 1987, Svenning 1992, Näslund et al. 1993). För lax (*Salmo salar* L.) har man visat att tidiga erfarenheter kan vara avgörande för beteende och överlevnad senare i livet (Jonsson et al. 1990, 1991).

Den fortsatta utvecklingen i Låktabäcken kommer att följas upp via årlig vandringskontroll och årliga elfisken. Först i slutet av 1990-talet kommer det att vara möjligt att fastställa om ett bestånd av naturreproducerande vandringsöring etablerats. Den typ av problemställning som behandlas i Låktaprojektet kräver därmed att undersökningar drivs på lång sikt. Så är också fallet med en rad andra ämnesområden inom fiskevård/fiskeribiologi. Dessvärre

är trenden idag att forskningsprojekt skall vara korta (3 år) och avkasta snabba resultat. Det innebär bl a att möjligheterna att studera fiskevårdsproblem som t ex återintroduktion av utslagna arter/stammar starkt begränsas. I detta sammanhang bör det därför påpekas vikten av att ibland också prioritera långsiktiga forskningsprojekt. Annars finns risken att ämnesområden som kräver studier av långsamma processer negligeras. Detta gäller kanske i synnerhet nordliga vatten, där låg produktion och långa livscyklar gör att förändringar behöver lång tid för att slå igenom.

### Erkännanden

Ett stort tack till Hilmer Hedlund, Karl-Gunnar Holmberg, Mats Holmberg samt personalen inom Fiskeprojekt Vindelälven-Laisälven för viktiga insatser i fält och till Länsstyrelsens fiskeenhet i Västerbotten för gott samarbete. Torleif Eriksson, Jan Henricson och Jan Nilsson lämnade värdefulla synpunkter på manuskriptet.

## LITTERATUR

- Aass, P.** 1990. Stocking sea trout and brown trout, (*Salmo trutta* L.), in the Oslo fjord, Norway. In The sea trout in Scotland. Eds.: M.J. Picken and W.M. Scheerer. Proceedings of a Symposium, The Dunstaffnage Marine Research Laboratory, June 1987. p. 77-88
- Beard, T.D. & R.F. Carline.** 1991. Influence of spawning and other stream habitat features on spatial variability of wild brown trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 120:711-722.
- Bohlin, T.** 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 59:5-14.
- Campbell, J.S.** 1977. Spawning characteristics of brown trout and sea trout *Salmo trutta* L. in Kirk Burn, River Tweed, Scotland. J. Fish Biol. 11:217-229.
- Elliott, J.M.** 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.M.** 1989. The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake district streams. Freshw. Biol. 21:7-19.
- Ferguson, A.** 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, populations and their importance for the conservation and management of the species. Freshw. Biol. 21:35-46.
- Frost, W.E. & M.E. Brown.** 1967. The trout. Collins, London. 286 p.
- Gross, M.R.** 1987. The evolution of diadromy in fishes. Am. Fish. Soc. Symp. 1: 14-25.
- Hanson, A.J. & H.D. Smith.** 1967. Mate selection in a population of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) of mixed age-groups. J. Fish. Res. Board Can. 24:1955-1977.
- Hauser, L., A.R. Beaumont, G.T.H. Marshall & R.J. Wyatt.** 1991. Effects of sea trout stocking on the population genetics of landlocked brown trout, *Salmo trutta* L., in the Conwy River system, North Wales, U.K. J. Fish Biol. 39 (Suppl. A):109-116.
- Hesthagen, T.** 1989. Life history variables of resident brown trout *Salmo trutta* L. in a coastal stream in northern Norway. Fauna Norv. Serie A. 10:25-32.
- Hindar, K., B. Jonsson, N. Ryman & G. Ståhl.** 1991. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. Heredity 66:83-91.
- Jonsson, B.** 1982. Diadromous and resident trout *Salmo trutta*; is their difference due to genetics? Oikos 38:297-300.
- Jonsson, B.** 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Trans. Amer. Fish. Soc. 114:182-194.
- Jonsson, B. & O.T. Sandlund.** 1979. Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta m. fario*) in Söre Osa river system, Norway. Env. Biol. Fish. 4:43-54.
- Jonsson, B., N. Jonsson & J. Ruud-Hansen.** 1989. Downstream displacement and life history variables of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in a Norwegian river. Physiol. Ecol. Japan. Spec. 1:93-105.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen.** 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon. Behav. Ecol. Sociobiol. 26:225-230.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen.** 1991. Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery-reared Atlantic salmon in nature. Aquaculture 98:69-78.
- L'Abée-Lund, J.H., A.J. Jensen & B.O. Johnsen.** 1990. Interpopulation variation in male parr maturation of anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in Norway. Can. J. Zool. 68:1983-1987.
- Northcote, T.G.** 1992. Migration and residency in stream salmonids - some ecological considerations and evolutionary consequences. Nordic J. Freshw. Res. 67:5-17.
- Northcote, T.G. & B.W. Kelso.** 1981. Differential response to water current by two homozygous LDH phenotypes of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38:348-352.
- Näslund, I.** 1987. Effekter av biotopvårdsåtgärder på öringpopulationen i Låktabäcken. (English summary: Effects of habitat improvement on the brown trout (*Salmo trutta* L.) population of a north Swedish stream.) Information från Söt-vattenslaboratoriet, Drottningholm (3). 28 p.

- Näslund, I.** 1990. Överlevnad, spridning och tillväxt hos naturdammsodlad, ensamrig öring i Låktabäcken, Lappland. (English summary: Survival, dispersal and growth in 0+ pond reared brown trout (*Salmo trutta* L.) released in a northern Swedish stream.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2):1-15.
- Näslund I., G. Milbrink, L.O. Eriksson and S. Holmgren.** 1993. Importance of habitat productivity differences, competition and predation for the migratory behaviour of Arctic charr. Oikos. (In press.)
- Rounsefell, G.A.** 1958. Anadromy in North American Salmonidea. United States Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin 58:171-185.
- Ryman, N.** 1983. Patterns of distribution of biochemical variation in salmonids: differences between species. Aquaculture 33:1-21.
- Shapalov, L. & A.C. Taft.** 1954. The life histories of the steelhead rainbow trout (*Salmo gairdneri gairdneri*) and silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*) with special reference to Wadell Creek, California and recommendations regarding their management. Fish. Bull. Calif. 98:1-375.
- Skaala, Ö.** 1992. Genetic population structure of Norwegian brown trout. J. Fish Biol. 41:631-646.
- Skrochowska, S.** 1969. Migrations of the sea trout (*Salmo trutta* L.), brown trout (*Salmo trutta m. fario* L.) and their crosses. Pol. Arch. Hydrobiol. 16:125-192.
- Stuart, T.A.** 1957. The migrations and homing behaviour of brown trout (*Salmo trutta* L.). Sci. Invest. Freshw. Fish. Scot. 18. 27 p.
- Svenning, M.** 1992. Sea water migration of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) - correlation between freshwater growth and seaward migration based on back-calculation from otoliths. Nordic J. Freshw. Res. 67:18-26.
- Svårdson, G. & H. Anheden.** 1963. Könskvot och utvandring hos Verkeåns öring. Svensk Fiskeritidskrift 72:165-169.
- Svårdson, G. & Å. Fagerström.** 1982. Adaptive differences in the long-distance migration of some trout (*Salmo trutta* L.) stocks. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 60:51-80.
- Thorpe, J.E.** 1990. Variation in life-history strategy in salmonids. Pol. Arch. Hydrobiol. 37:3-12.
- Thorpe, J.E.** 1991. Acceleration and deceleration effects of hatchery rearing on salmonid development, and their consequences for wild stocks. Aquaculture 98:111-118.
- Tilzey, R.D.** 1977. Repeat homing of brown trout, *Salmo trutta*, in Lake Eucumbene, New South Wales, Australia. J. Fish. Res. Board Can. 34:1085-1094.
- White, G.C., G.R. Anderson, K.P. Burnham & D.L. Otis.** 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed animal populations. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos. 235 p.
- Zippin, C.** 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12:163-189.

---

## ENGLISH SUMMARY: GENETIC AND ENVIRONMENTAL INFLUENCES ON THE MIGRATORY BEHAVIOUR OF BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA* L.) IN A SWEDISH STREAM

---

Lake Storvindeln in northern Sweden supports a population of fast-growing lake-run brown trout. Spawning and early rearing take place in the River Vindelälven, while most growth occurs in the lake (piscivory). A smaller tributary to the lake, Låktabäcken Creek, holds a resident, early maturing, short lived brown trout population despite the fact that no migratory barriers have existed since 1947. To establish a lake-run trout population, fry from the migratory River Vindelälven stock were introduced into the creek during 1985-91. These trout pushed

the wild trout aside and made up 60% of the population in 1989. Introduced trout descended to the lake prior to maturing. As a result of the introductions large adult trout returned from Lake Storvindeln to the creek to spawn in 1991 and 1992; i.e. the introduced trout were able to complete a migratory life-cycle in a creek where the native population was strictly resident. Genetic factors appeared to have a primary influence on the predisposition to migrate in this case, and it is suggested that migratory populations rarely develop from strictly resident ones.

INFORMATION FRÅN SÖTVATTENSLABORATORIET (INSTITUTE OF FRESHWATER RESEARCH),  
DROTTNINGHOLM 1992

- 1992 1 Degerman, E. Förurning i fjällen? English summary: Acidification in the mountains? 112 p.  
Engblom, E.  
Lingdell, P.-E.  
Melin, E.  
Olofsson, E.
- 2 Tengelin, B. Faren - en anonym cyprinid. English summary: Observations on the p. 1-33  
blue bream (*Abramis ballerus* L.) in Sweden
- Lindström, T. Zooplankton på Fulufjället 1976-91. English summary: Zooplankton in p. 35-68  
1976-91, the Fulufjäll district, the southern high mountain
- Näslund, I. Tillväxt- och könsmognadsmönster i odling för sex stammar av öring. p. 69-85  
Henricson, J. English summary: Stock characteristics of brown trout - a comparison  
Andersson, T. of growth and maturation under culturing conditions  
Hanell, L.
- 3 Sers, B. Fiskfaunan i svenska vattendrag. English summary: The fish fauna in p. 1-41  
Degerman, E. Swedish streams
- Näslund, I. Öring i rinnande vatten - En litteraturöversikt av habitatkrav, täthets- p. 43-82  
begränsande faktorer och utsättningar. English summary: Brown trout  
(*Salmo trutta* L.) in running waters. Habitat requirements, density  
regulation and stocking - A review
- 4 Appelberg, M. Integrerad uppföljning av kalkningens effekter på sjöar och vattendrag p. 1-60  
Aldén, U. - en treårsrapport. English summary: Three years of integrated  
monitoring of limed lakes and rivers in Sweden
- Aldén, U. Behövs pelagiska nät vid provfiske i mindre sjöar? English summary: p. 61-77  
Are pelagic gillnets needed when test-fishing small lakes?
- Bergquist, B. Förekomst och kolonisation av bottenfauna i kalkade vatten. English p. 79-108  
Engblom, E. summary: Occurrence and colonization of benthos in limed waters  
Lingdell, P.-E.