



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.





*Ålryssjefiskets bifångstproblem i
Västerhavet*

HENRIK SVEDÄNG

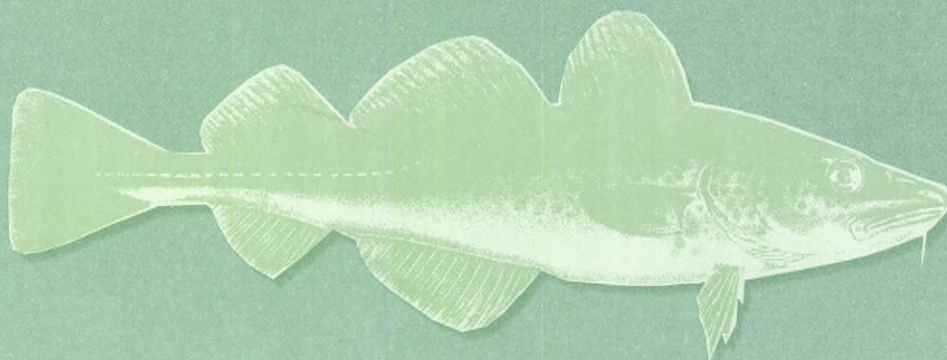
*En våtmarks effekt på havsöringsmolt
(Salmo trutta L.)*

IVAN OLSSON

*Odling, domesticering och bevarande-
biologi hos laxfiskar*

ERIK PETERSSON

TORBJÖRN JÄRVI



FISKERIVERKET

Ansvarig utgivare: Generaldirektör Karl Olov Öster
Huvudredaktör: Informationsassistent Monica Bergman
Redaktionskommitté: Chef U-avdelningen, Ingemar Olsson
Chef Havsfiskelaboratoriet, Jan Thulin
Chef Kustlaboratoriet, Erik Neuman
Chef Sötvattenslaboratoriet, Stellan F Hamrin
Informationschef, Lars Swahn

FISKERIVERKET producerar sedan september 1997 två nya serier;
Fiskeriverket Information (ISSN 1402-8719)
Fiskeriverket Rapport (ISSN 1104-5906).
Dessa ersätter tidigare serier;
Kustrapport (ISSN 1102-5670)
Information från Havsfiskelaboratoriet Lysekil (ISSN 1100-4517)
Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm (ISSN 0346-7007)
Rapport/Reports från Fiskeriverket (ISSN 1104-5906).

För prenumeration och ytterligare beställning kontakta:
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, Monica Bergman,
178 93 Drottningholm
Telefon: 08-62 00 408, Fax: 08-759 03 38
Artiklar publicerade under 1999, se insidan på pärmens baksida

Tryckt på Storafine miljövänligt papper i 400 ex
Oktober 1999
Göteborgs Länstryckeri AB

ISSN 1104-5906

*Ålryssjefiskets bifångstproblem i
Västerhavet*

HENRIK SVEDÄNG

*En våtmarks effekt på havsöringsmolt
(Salmo trutta L.)*

IVAN OLSSON

*Odling, domestisering och bevarande-
biologi hos laxfiskar*

ERIK PETERSSON

TORBJÖRN JÄRVI

Innehåll

Ålryssjefiskets bifångstproblem i Västerhavet	sid 5-31
En våtmarks effekt på havsöringsmolt (<i>Salmo trutta</i> L.)	sid 33-50
Odling, domestisering och bevarandebiologi hos laxfiskar	sid 51-79

Ålryssjefiskets bifångstproblem i Västerhavet

Henrik Svedäng

Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, Gamla Slipvägen 19, 740 71 Öregrund

Nuvarande adress: Fiskeriverket, Havfiskelaboratoriet, Box 4, 453 21 Lysekil

Innehåll

Sammanfattning	6
Bakgrund	7
Material och metoder	9
Skattning av ryssjefiskets årliga fiskeansträngning	9
Bifångsternas artsammansättning	12
Undersökning av bifångstens fiskeridödlighet	14
Beräkning av bifångstens storlek	19
Resultat	20
Antalet årliga ryssjeansträngningar	20
Bifångsternas artsammansättning och fångst per ryssjeansträngning i provfisket	22
Skattning av den fiskeriinducerade dödligheten för bifångade arter	22
Diskussion	28
Referenser	30
English summary: Investigation of discards problems in eel fishing on the Swedish west coast	31

Sammanfattning

För stora delar av det svenska kust- och insjöfisket är ål det främsta fångstobjektet. För västkustens del utgör ålfisket det enskilt största yrkesmässiga enmansfisket. I huvudsak bedrivs detta fiske med småryssjor, oftast sammanlänkade som parryssjor. Fångsteffektiviteten i dessa redskap är dock så låg att ett stort antal redskap måste användas för att den enskilde fiskaren skall erhålla en tillräckligt stor fångst av ål. Eftersom den största delen av fångsten utgörs av skaldjur och andra fiskarter än ål utgör den bristande selektivitet i detta fiske ett allvarligt problem; de bifångster som görs av ungfisk och strandnära arter skulle kunna medföra en utfiskning/uttuning av kustnära fiskbestånd av exempelvis torsk.

Studien har haft som mål att dels försöka uppskatta bifångsternas storlek i ålfisket, dels den fiskeriinducerade dödligheten som detta fiske ger upphov till. Beräkningar av ålfiskets totala bifångst och den dödlighet som detta fiske orsakar har emellertid karaktären av räkneexempel, eftersom såväl bifångstens storlek som fiskeridödlighet kan förmodas variera mellan olika år, årstider och lokaler längs västkusten. Till variationen i fiskeridödlighet kan vidare ytterligare faktorer förväntas bidra som lokala mängden strandkrabbor och vitfågel och den enskilde fiskarens hanteringen av bifångsten vid vittjning och återutsättning.

Antalet satta ryssjehus vid västkusten under ålfiskeperioden skattades ligga inom intervallet 30 000 till 45 000 parryssjor, vilket ger en årlig fiskeansträng-

ning om ca 10–15 miljoner ryssjehusnätter. Resultatet stöds av uppgifter från yrkesfiskets loggböcker och av Kustbevakningens fältstudier. Dödligheten för bifångad fisk studerades i experimentfisken. Andelen torsk som dog till följd av ryssjefisket visade sig vara kopplad till graden av aktsamhet vid själva vittjningsförfarandet: ca 70% av den bifångade torsken observerades omkomma när redskapen vittjades på ett "oaktsamt" sätt mot endast 7% vid "skonsamt" fiske. Även för gråsej var andelen döda högre vid "oaktsamt" fiske än för "skonsamt" fiske. I motsats till torskfiskar tycktes däremot inte själva vittjningsförfarandet påverka plattfiskens överlevnad, utan den dödlighet som kunde noteras för dessa arter hade uppträtt i stor utsträckning redan innan vittjning.

Sammantaget ger studien indikationer på att ålfiskets nuvarande utformning och intensitet måste ses som ett förvaltningsproblem för de organ som har till uppgift att upprätthålla ett varaktigt resursutnyttjande, eftersom det inte kan uteslutas att fiske med småryssjor i kombination med andra, ur beståndsvårdande synpunkt, negativa faktorer som predation från säl och skarv och allmänt sett hårt fisketryck, kan ha en omfattning som påverkar de fiskbara beståndens storlek. Därför bör slutsatsen vara att ålfisket i likhet med annat fiske skall sträva efter att minimera sina bifångster samt öka den bifångade fiskens överlevnad, exempelvis genom att utveckla nya fiskemetoder.

Bakgrund

Ålbeståndens storlek regleras ytterst av den mängd ålyngel som driver in från Atlanten. Denna tillförsel har minskat under en lång följd av år, vilket bland annat har fått till följd att ålfisket i Östersjön har gått starkt tillbaka sedan 1960-talet (Svedäng 1996a). Någon liknande koppling mellan ett minskat inflöde av ålyngel från Nordatlanten och fisket längs västkusten kan däremot inte noteras; under de senaste 30 åren har fångstnivån varierat kring 300–350 ton per år (SCB). Förklaringen till att fisket efter framförallt gulål vid västkusten har kunnat fortgå utan störningar, särskilt i jämförelse med Östersjön, beror rimligen på dess bättre läge i förhållande till de stora havsströmmarna (ex Westerberg 1996, 1998).

För stora delar av det svenska kust- och insjöfisket är ål det främsta fångstobjektet. För västkustens del utgör ålfisket det enskilt största yrkesmässiga enmansfisket. Vid västkusten bedrivs detta fiske företrädesvis med småryssjor. Dessa är oftast konstruerade som parryssjor, d v s två fiskhus vars strutöppningar sinsemellan är förbundna med en kort (ca 5–7 m) ledarm (fig. 1). Även s k enkelryssjor används, vilka endast har ett fiskhus med en ledarm av ungefär samma längd som parryssjans. Enkelryssjor sätts vanligtvis nära land med ledarmen riktad vinkelrätt mot stranden. Småryssjor är relativt enkla att handha, fodrar inget agn och är lättstuvade även i små öppna båtar. De är dessutom idealiska för att kopplas samman i långa länkar, i synnerhet parryssjor, vilket gör att stora redskapsmängder

kan hanteras på kort tid. Fångsteffektiviteten per fångsthus är dock så låg att vanligtvis måste ett stort antal redskap utnyttjas, för att den enskilde fiskaren skall erhålla en tillräckligt stor fångst.

Ur perspektivet av ett hållbart utnyttjande av Västerhavets fiskresurser utgör ryssjefisket bristande selektivitet ett allvarligt problem, d v s den största delen av fångsten utgörs av skaldjur och andra fiskarter än ål. Det är därför naturligt att en användning av stora mängder oselektiva fiskeredskap på grunda kustområden uppmärksammas; de bifångster som görs av ungfisk och strandnära arter skulle kunna medföra en utfiskning/uttuning av kustnära fiskbestånd av exempelvis torsk.

Studien har haft som mål att dels försöka uppskatta bifångsternas storlek i ålfisket, dels den fiskeriinducerade dödligheten som detta fiske ger upphov till. Detta är dock sammantaget en grannlaga uppgift. Såväl bifångstens storlek som fiskeridödlighet kan förmodas variera mellan olika år, årstider och lokaler längs västkusten. Fiskeridödligheten för bifångade arter i ett fiske kan uttryckas, i den mån den inte landas, med följande formel (modifierad från ICES, 1995):

$$F_{\text{bifångst}} = F_D + F_O + F_E + F_P \quad (1)$$

där F_D är dödligheten benämnd som "discards", d v s fisk som dör under vittjning eller efter det att fiskaren aktivt lämpat fisken överbord, F_O är den del av fiskeridödligheten som orsakas av att fångad,



Figur 1. Parryssja: två fiskhus ("strutar") som sinsemellan är förbundna med en ca 5 m lång ledarm.

döende fisk passerar genom eller lossnar från fiskeredskap ("drop out mortality"), F_E är dödlighet för fisk som lyckas komma ut ur eller loss från ett redskap ("escape mortality") och F_p är dödligheten som orsakas av predatorer som fångar fisk antingen direkt från redskapet eller efter vittjning genom att fisk som kommit ur ett redskap har nedsatt reaktionsförmåga.

Storleken på de ingående delkomponenterna i den totala fiskeridödligheten kan antas variera mellan olika tidsmoment från det fisken fångas tills dess den har fullständigt återhämtat sig. En naturlig tidsindelning av detta förlopp kan vara följande: 1) innan vittjning, d v s från fångst tills dess redskapen vittjas, 2) vid vittjning och omedelbart efter återutsättning, 3) efter återutsättning. Vid det första momentet, när fisken har simmat in och fångats i fiskhuset, torde fiskeridödligheten bestå av komponenterna F_o , F_E och F_p . Av dessa delkomponenter har emellertid endast F_p (framförallt orsakad av angrepp från strandkrabba) studerats i denna undersökning. Vid vittjning och återutsättning är komponenterna F_D och

F_p viktiga, då stress och syrebrist kan medföra att bifångsten dör antingen innan den har lämpats över bord (F_D) eller till följd av predation från framförallt vittfågel (F_p). Slutligen kan det inte uteslutas att överlevande fiskar har en förhöjd dödlighet under en obestämd tidsperiod efter vittjning och återutsättning, till följd av stress och skador uppkomna i samband med fisket. Denna del av den totala fiskeridödligheten har emellertid heller inte studerats i undersökningen.

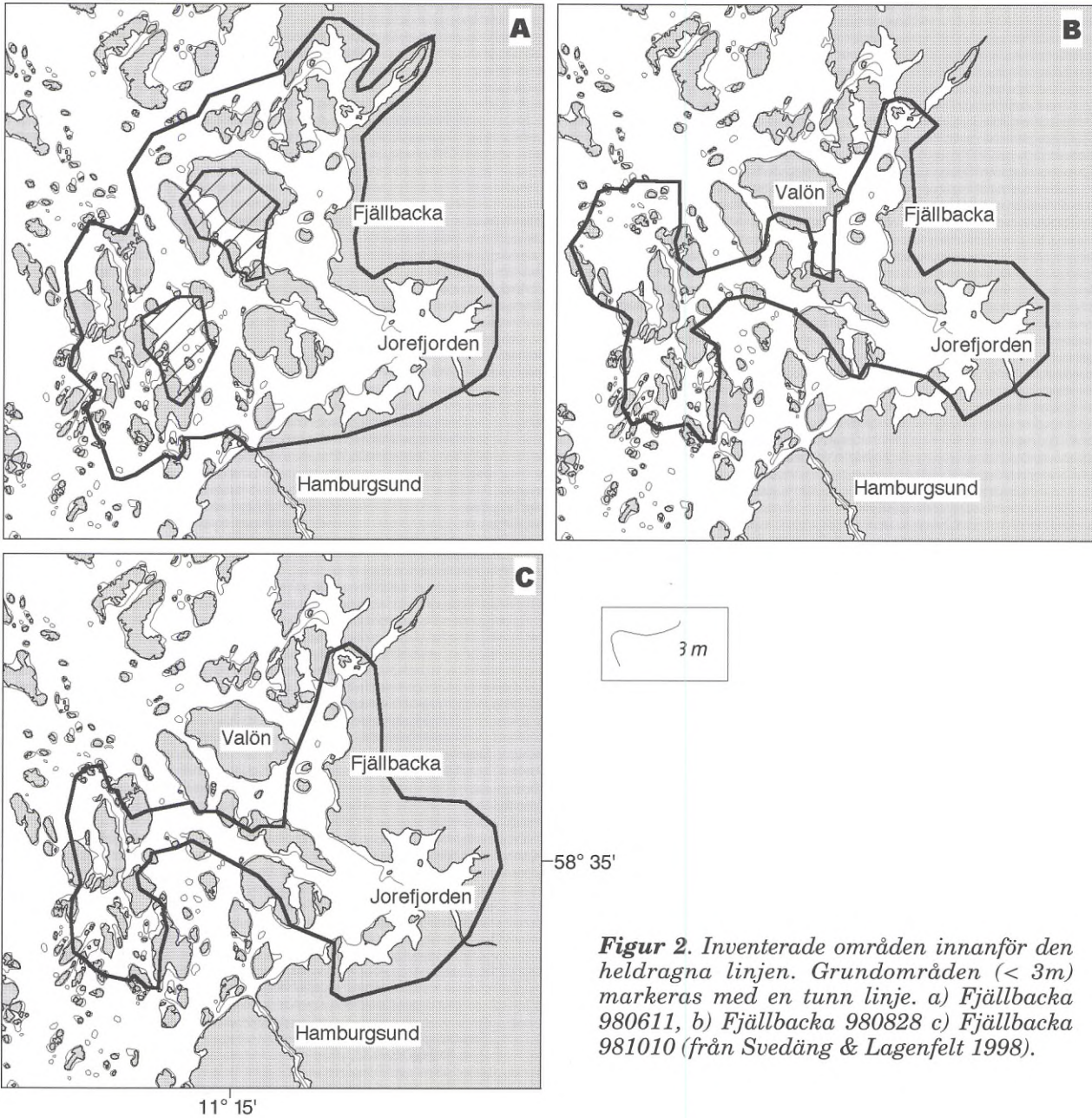
Vad som ytterligare försvårar en rättvisande kvantitativ skattning av bifångstens fiskeridödlighet är att dess olika delkomponenter kan förväntas variera, dels mellan arter på grund av skilda fysiologiska och morfologiska karaktärer, dels inom arter beroende på storlek, hälsotillstånd, stresstålighet etc. Till variationen i fiskeridödlighet kan vidare ytterligare faktorer förväntas bidra som rovdjurstäthet och hanteringen av bifångsten vid vittjning och återutsättning.

Material och metoder

Skattning av ryssjefiskets årliga fiskeansträngning

För att beräkna ryssjefiskets årliga fångst- ansträngning karterades tre områden längs västkusten vid tre tillfällen under 1998 (uppgifter hämtade från Svedäng &

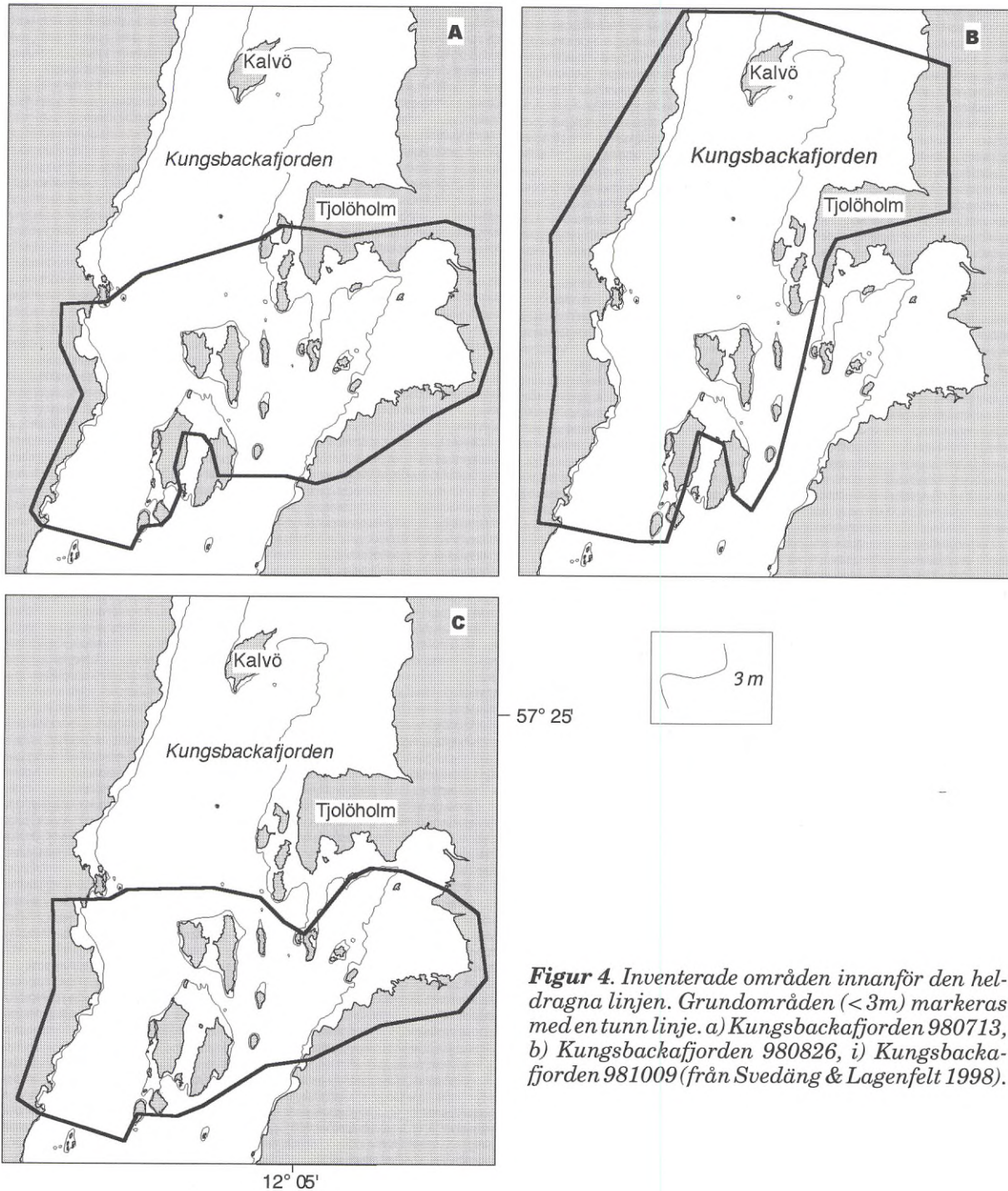
Lagenfelt 1998): Fjällbacka , Marstrand och Kungsbackafjorden (fig. 2–4a–c). Typ av redskap och fiske bestämdes antingen okulärt från vattenytan eller med ledning av redskapets placering, framför allt genom att bestämma på vilket djup som



Figur 2. Inventerade områden innanför den heldragna linjen. Grundområden (< 3m) markeras med en tunn linje. a) Fjällbacka 980611, b) Fjällbacka 980828 c) Fjällbacka 981010 (från Svedäng & Lagenfelt 1998).



Figur 3. Inventerade områden innanför den heldragna linjen. Grundområden (<3m) markeras med en tunn linje. a) Marstrandsområdet 980612, b) Marstrandsområdet 980827, c) Marstrandsområdet 981011 (från Svedäng & Lagenfelt 1998).



Figur 4. Inventerade områden innanför den hel-dragna linjen. Grundområden (< 3m) markeras med en tunn linje. a) Kungsbackafjorden 980713, b) Kungsbackafjorden 980826, i) Kungsbackafjorden 981009 (från Svedäng & Lagenfelt 1998).

det var satt. Vid inventeringen gjordes åtskillnad mellan tre typer av redskap/ålfisken:

- 1) landryssja – d v s vanligtvis en eller två enkelryssjor satta nära land
- 2) länk – d v s parryssjor länkade till varandra
- 3) åltina

Redskapets längd skattades genom två observatörers oberoende bedömning av avståndet mellan två vakare, eller genom mätning av vakarnas positioner med hjälp av DGPS (differentiell positionsbestämning via satellit). Redskapens ägare noterades. Eftersom ryssjelänkarnas längd måste översättas i antal parryssjor gjordes dels noteringar i fält, där så var möjligt, av länkens längd och antalet parryssjor, dels intervjuer av yrkesfiskare för att korrigera för felbedömningar av antalet parryssjor per länk.

För att skatta det totala ålfiskets omfattning längs västkusten gjordes där efter en beräkning av den area som potentiellt kan utnyttjas för ålfiske. Området avgränsades i norr strax norr om Strömstad (59°1,5'N) och i söder av inloppet till Varbergs hamn. Vid beräkning av potentiell ålfiskearea användes sjökort i skala 1:50 000. Över sjökorten lades ett rutnät med avståndet 1 cm mellan två parallella linjer, d v s varje ruta motsvarade 500x500 m. Antalet rutor med förekomst av grundområden under tre meter noterades, d v s antalet areaenheter (AE) potentiellt ålfiskevatten. Det är viktigt att notera att denna metod för beräkning av grundområdesförekomst inte skall förväxlas med en egentlig arealberäkning; inom flertalet AE utgjorde grundområdet mindre än hälften av den totala arean.

För att undvika en överskattning av den potentiella ålfiskearean uteslöts områden där ålfisket kan antas vara av ringa omfattning, d v s följande kustavsnitt med vidhängande grundområden: Idefjorden, Kosteröarna, Segelskär, Väderöarna och

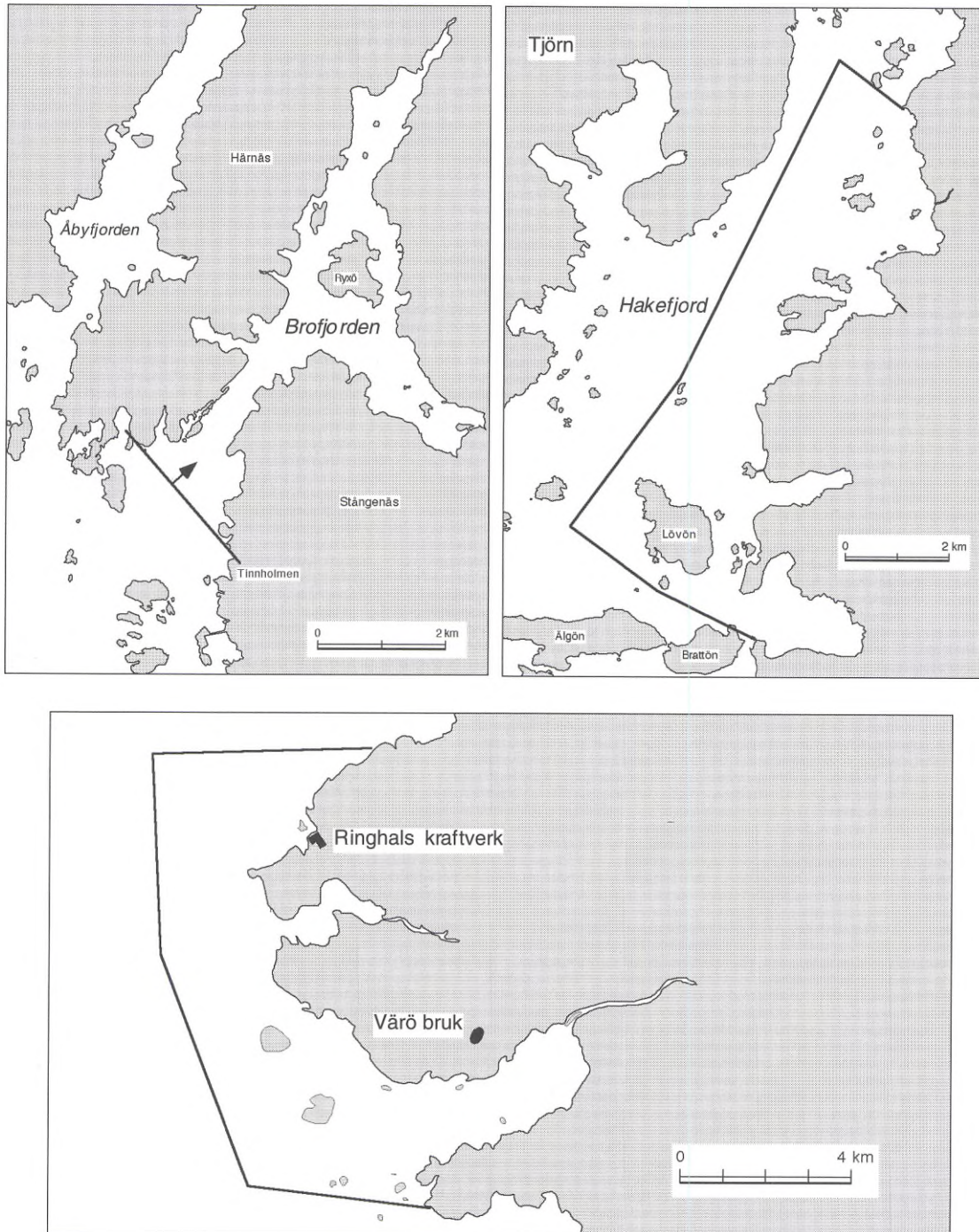
Nidingen. Dessutom uteslöts areor som uteslutande bestod av extremt exponerade grundområden, solitärt liggande grund samt grundområden vilkas vattendjup helt skattades understiga en meters djup. Med samma metod skattades inventeringsområdenas potentiella ålfiskearea för varje undersökningstillfälle (tabell 5a). För att kunna beräkna den totala fiskeansträngningen inom det ovan angivna området antogs att medelantalet ryssjehus per AE längs hela kusten motsvarades av det oviktade medelvärdet av antalet ryssjehus per areaenhet för de tre undersökningsområdena.

Denna skattning har sedan jämförts med de redskapsinventeringar som utförts av Kustbevakningen i tre områden mellan Strömstad och Varberg mellan 1995 och 1998 (Stig Thörnquist muntl. uppg; se även Thörnquist 1998: fig. 5a–c). Resultat från dessa undersökningar har bearbetats med samma metodik som angetts ovan, d v s beräkning av antalet ryssjehus per AE (tabell 5b).

Bifångstens artsammansättning

En skattning av bifångstens artsammansättning och fångst per ryssjeansträngning kan göras på grundval av de provfisken som Fiskeriverkets kustlaboratorium rutinmässigt utför i Vendelsöfjorden, dock med den svagheten att provfisket är standardiserat för att ge ett likartat utförande från år till år, medan det i yrkesfisket ständigt sker en anpassning för att erhålla så goda fångster av ål som möjligt. Exempelvis utförs provfisket på mellan två och fyra meters djup (Thoreson 1992), medan yrkesfisket bedrivs i hög grad också på grundare bottenar.

Provfiskena genomförs varje år i april och augusti vid sex stationer. Vid provfisket används två enkelryssjor, vilka är sammanlänkade som en parryssja. Redskapen sätts under eftermiddagen och vittjas under följande morgon. Fisket upprepas tolv gånger per station och provfiskeomgång.



Figur 5. Områden inventerade av Kustbevakningen mellan 1995 och 1998. Inventerat område innanför den heldragna linjen. a) Brofjorden b) Hakefjorden, c) Klosterfjorden.

Fångsten per ryssjehusnatt har beräknats per station med avseende på medelantalet fiskar per ryssjehus och fisketillfälle 1976–78 och 1981–97. Vid beräkning av bifångstens storlek har den säsongsmässiga variationen för olika arter eller artgrupper skattats genom beräkning av medelvärdet av fångsten per ansträngning för april- och augustiprovfisken (tabell 1a och b). Denna beräkningsmodell innebär givetvis att den säsongsmässiga variationen i bifångstens sammansättning endast grovt har skattats; ål fångas i huvudsak under sommarhalvåret, d v s maj t o m oktober, liksom små bottenfiskar som snultror och svart smörbult och i viss mån simpor (Svedäng 1996b, fig. 6a–f). Torskfiskar och tånglake har vidare högst fångstbarhet under hösten, medan plattfiskar fångas framförallt under våren.

För att i någon mån kunna verifiera provfiskets resultat rörande bifångstens storlek och artsammansättning i ryssjefiske, har också yrkesfiskets bifångster studerats i fält vid olika kustavsnitt under 1995 och 1996 av medföljande personal från Kustlaboratoriet. Vid vittjning av redskapen noterades bifångstens artsammansättning och antal (tabell 2).

Undersökning av bifångstens fiskeridödlighet

Förhållandet mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd

För att undersöka förhållandet mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd (d v s tidsintervallet mellan sättning och vittjning), genomfördes försöksfisken i Vendelsöfjorden under september–oktober 1996 inom de områden som normalt nyttjas av yrkesfisket. Vid varje försöksomgång sattes sex länkar om tio sammanbundna enkelryssjor av något större storlek än de vid västkusten vanligast förekommande småryssjorna. Länkarna vittjades med varierande tidsintervall under en två veckors period. Tidsintervallet mellan sättning och vittjning kom så att variera mellan en och sex nätter (försöks-

uppställning: se tabell 3), och resultat erhöles för varje tidsintervall vid två fisketillfällen. Provfisket upprepades vid tre olika tillfällen, d v s sammanlagt sex separata fisken per tidsintervall. Vid vittjning noterades för såväl levande som död fisk antal och art, liksom antalet strandkrabbor.

Sambandet mellan fiskeridödlighet för olika arter och fiskeperiodens längd analyserades statistiskt genom att beräkna proportionen död fisk vid varje vittjning. De erhållna proportionella värdena normaliserades genom arcsinustransformering (Sokal & Rohlf 1981). Sambandet mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd, liksom sambandet mellan fiskeridödlighet och vattentemperatur, undersöktes genom linjär regression.

Förhållandet mellan fiskeridödlighet och typ av vittjningsförfarande

Fiskeridödligheten vid olika typer av vittjningsförfarande studerades i ett fältexperiment 1998. Försöket syftade till att undersöka betydelsen av ”skonsam” respektive ”oaktsam” hantering för den bifångade fiskens överlevnad:

A. ”Skonsamt” fiske

Ryssjehuset vittjades omedelbart, allt eftersom ryssjorna togs upp ur sjön. Fångsten släpptes ut i en balja med sjövattnet. När en länk var vittjad, noterades antal individer av varje art. Döda fiskar längdmättes, förutom torsk som mättes genomgående, och trolig dödsorsak angavs: angrepp av strandkrabbor eller andra predatorer i ryssjehuset (1), stress i samband med den pågående vittjningen (2). När fisken återhämtat sig, återfördes den till sjön. Vid återutsättning i sjön skattades minimiandelen fisk som dog till följd av predation från vitfågel (3).

B. ”Oaktsamt” fiske

Hela länken togs upp i ett svep och lades på durken. Därefter tömdes ryssjehuset på sitt innehåll i en balja och ålen plockades ur. När en länk på så sätt hade

Tabell 1a. Medelfångst per ansträngning (antal/hus och natt) av ål och bifångade arter vid provfiske med småryssja i Vendelsjöfjorden (norra Halland) i april 1976–78 och 1981–97.

	ål		torsk		övriga torskfiskar*		plattfisk*		små bottenfiskar*		simpor*		tånglake		övriga fiskarter*		strandkrabbor	
	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.
1976	0,14	0,045	0,26	0,086	0		0,29	0,12	0,33	0,17	0,96	0,50	1,84	0,76	1,0	0,84		
1977	0,16	0,076	0,97	0,17	0		0,19	0,087	1,2	1,2	0,84	0,47	0,93	0,29	2,6	0,83		
1978	0,07	0,046	0,50	0,16	0		0,11	0,12	1,2	0,75	1,1	0,24	0,89	0,55	1,6	1,2		
1981	0,04	0,079	0,32	0,19	0		0,22	0,32	0,25	0,13	2,7	0,52	2,4	1,4	2,3	2,0		
1982	0,11	0,16	0,25	0,17	0		0,62	0,88	0,13	0,075	2,0	0,38	3,6	3,5	0,48	0,44		
1983	0,04	0,019	0,33	0,17	0		0,26	0,20	0,55	0,79	1,9	0,32	3,8	2,4	0,56	0,45		
1984	0,12	0,067	0,27	0,11	0		0,38	0,17	0,59	0,37	1,5	0,27	3,0	2,0	0,48	0,29		
1985	0,09	0,052	0,26	0,097	0		0,65	0,29	0,12	0,087	1,1	0,34	1,7	0,92	0,053	0,05		
1986	0,01	0,001	0,90	0,28	0		0,29	0,17	0,03	0,028	1,8	0,54	2,3	1,4	0,013	0,02		
1987	0,04	0,062	0,23	0,14	0		1,6	0,91	0,21	0,096	2,8	1,0	3,6	2,6	0,11	0,12		
1988	0,01	-	0,52	0,22	0		1,0	0,39	0,41	0,089	2,5	0,84	4,0	2,8	0,83	0,90		
1989	0,05	0,094	0,03	0,021	0		0,60	0,27	2,6	2,4	3,6	1,3	5,3	4,2	3,4	2,8		
1990	0,61	0,15	0,93	0,43	0		0,55	0,22	3,8	2,3	2,5	0,84	2,3	1,8	3,7	2,3		
1991	0,04	0,030	0,42	0,19	0		1,0	0,52	1,1	0,79	2,3	0,59	2,7	2,6	1,6	0,80		
1992	0,04	0,032	0,55	0,27	0		0,73	0,52	1,0	0,66	1,9	0,76	2,4	2,2	1,0	0,41		
1993	0,21	0,11	0,58	0,34	0		0,90	0,40	5,7	4,1	1,9	0,78	2,4	2,4	2,6	1,4		
1994	0,17	0,05	0,43	0,23	0		0,56	0,30	3,4	2,9	1,6	0,70	3,1	2,8	1,8	0,89		
1995	0,06	0,06	0,54	0,48	0		0,65	0,30	1,1	0,99	1,8	0,65	1,6	1,0	6,0	5,6		
1996	0,10	0,09	0,18	0,10	0,04	-	0,52	0,47	0,46	0,17	1,5	0,55	1,6	1,1	1,4	0,76		
1997	0,01	0,02	0,72	0,32	0		0,35	0,27	0,44	0,29	1,8	0,51	0,92	0,61	1,1	0,75		

*Övriga torskfiskar: kolja, gråsej, lyrtorsk, viting, glyskolja och paddtorsk.

Plattfisk: skrubba, sandskädda, rödspotta, slätvar, piggar och äkta tunga.

Små bottenfiskar: teistefisk, berggylla, skårnulta, stensnulta, gråssnulta och svart smörbult.

Simpor: rötsimpa, oxsimpa och skäggsimpa.

Övriga fiskar: övriga vid provfiske förekommande fiskarter i Vendelsjöfjorden (Thoreson 1992).

Tabell 1b. Medelfångst per ansträngning (antal / hus och natt) av ål och bifångade arter vid provfiske med småryssja i Vendelsöfjorden (norra Halland) i augusti 1976–78 och 1981–97.

	ål		torsk		övriga torskfiskar*		plattfisk*		små bottenfiskar*		simpor*		tånglake		övriga fiskarter*		strandkrabbor	
	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.
1976	0,32	0,17	0,18	0,08	0,02	0,03	0,15	0,06	4,0	2,8	0,26	0,13	0,32	0,16	—	—	6,8	1,0
1977	0,06	0,04	0,75	0,13	0,01	0,01	0,07	0,06	2,9	0,92	0,33	0,13	0,91	0,36	0,02	0,02	6,6	2,2
1978	0,09	0,08	0,23	0,07	0,02	0,03	0,10	0,09	3,0	1,8	0,43	0,15	0,31	0,14	—	—	7,3	2,3
1981	0,33	0,35	0,17	0,12	—	—	0,12	0,00	5,5	3,0	0,44	0,19	3,7	1,5	0,06	—	26	18
1982	0,21	0,15	0,08	0,03	0,006	—	0,19	0,09	4,3	1,5	0,20	0,13	0,68	0,59	0,03	0,03	11	2,4
1983	0,21	0,12	0,43	0,19	0,05	0,04	0,22	0,09	15	1,8	0,63	0,47	2,1	0,88	—	—	12	3,1
1984	0,40	0,15	0,40	0,34	0,01	0,00	0,31	0,24	8,9	1,7	0,50	0,38	0,44	0,18	0,02	0,00	10	1,4
1985	0,44	0,19	0,27	0,08	0,04	0,03	0,39	0,17	12	2,7	0,44	0,27	0,48	0,11	0,04	0,03	12	2,7
1986	0,58	0,15	2,6	0,64	0,03	0,02	0,73	0,31	7,4	1,3	0,67	0,24	0,92	0,37	0,01	0,00	15	3,8
1987	0,50	0,25	0,41	0,19	0,03	0,02	0,58	0,27	2,4	0,90	0,57	0,24	1,10	0,32	0,10	0,03	16	4,1
1988	0,64	0,23	0,67	0,38	0,05	0,07	0,35	0,16	4,9	1,9	0,73	0,18	2,2	0,98	0,07	0,03	26	7,9
1989	0,64	0,33	0,07	0,03	0,38	0,39	0,73	0,50	29	7,0	1,1	0,35	0,85	0,23	0,05	0,02	19	4,2
1990	0,25	0,13	0,23	0,15	0,04	0,02	1,0	0,64	57	44	0,64	0,30	0,49	0,28	0,03	0,02	17	3,2
1991	0,78	0,30	0,29	0,16	0,33	0,17	3,5	3,9	16	5,9	0,55	0,19	0,41	0,11	0,12	0,09	15	3,3
1992	0,37	0,26	0,33	0,14	0,21	0,13	0,37	0,41	23	9,2	0,62	0,20	0,45	0,12	0,91	0,41	20	7,3
1993	0,48	0,16	0,60	0,29	0,13	0,11	0,46	0,35	13	4,8	0,86	0,43	0,72	0,42	0,05	0,02	9,3	1,9
1994	1,7	0,59	0,01	0,02	0,04	0,05	2,5	3,1	18	6,5	0,31	0,18	0,38	0,22	0,02	0,02	23	2,6
1995	0,77	0,35	0,05	0,04	0,01	0,02	0,46	0,20	26	10	0,38	0,25	0,24	0,15	0,06	0,06	28	3,2
1996	0,23	0,16	0,26	0,14	0	—	0,20	0,16	8,2	5,5	0,35	0,17	0,26	0,11	0,01	0,02	13	3,2
1997	0,24	0,23	0,06	0,09	0,2	0,04	0,27	0,23	7,8	4,5	0,33	0,14	0,14	0,09	0,02	0,02	11	4,4

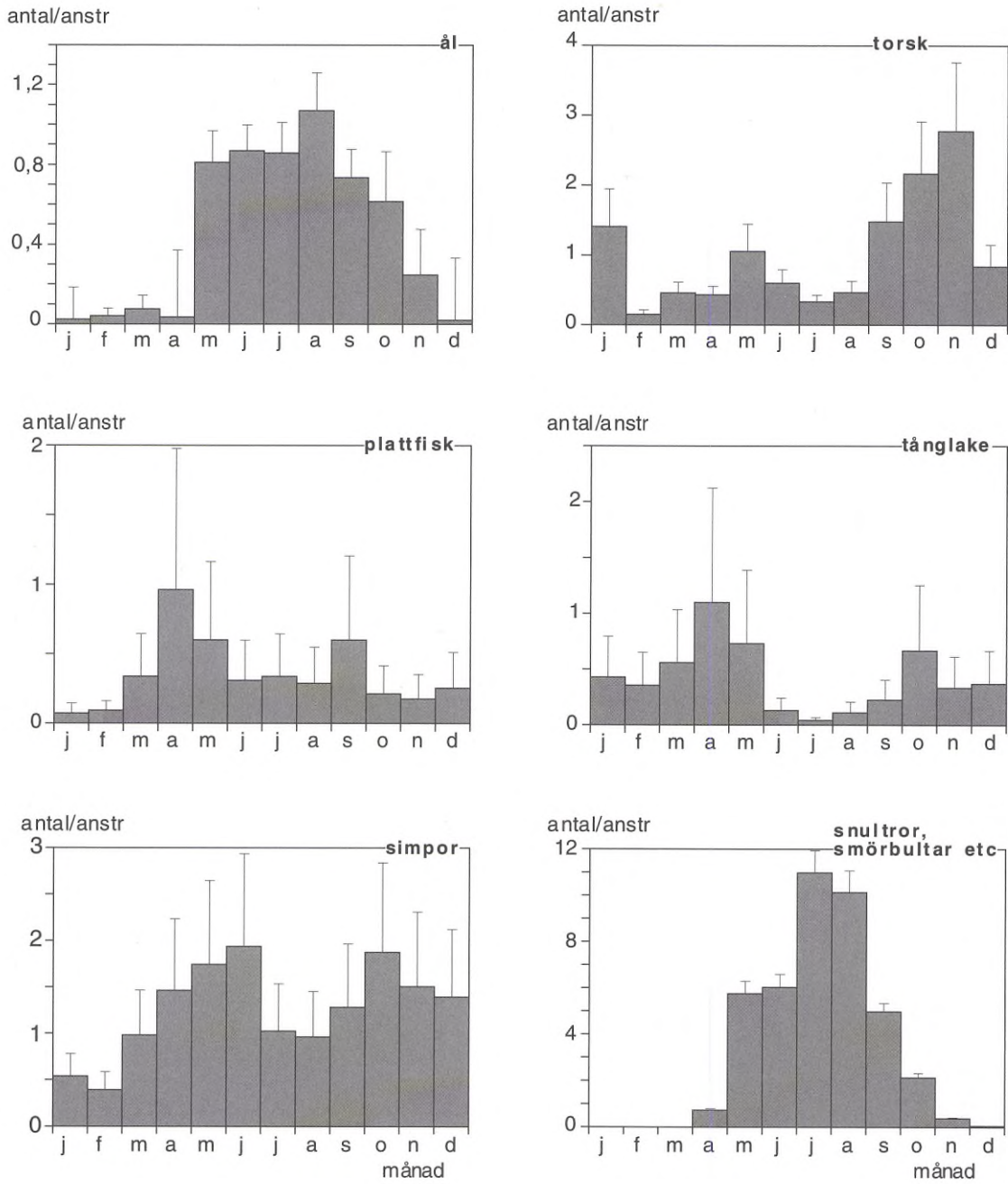
*Övriga torskfiskar: kolja, gräsej, lyrtorsk, viting, glyskolja och paddtorsk.

Plattfisk: skrubba, sandskädde, rödspotta, slätvar, piggar och äkta tunga.

Små bottenfiskar: tejstefisk, berggylla, skärnulta, stensnulta, grässnulta och svart smörbult.

Simpor: rötsimpa, oxsimpa och skäggsimpa.

Övriga fiskar: övriga vid provfiske förekommande fiskarter i Vendelsöfjorden (Thoreson 1992).



Figur 6. Medelfångst (\pm std. avvik.) per ansträngning och månad i Vendelsöfjorden 1976–1982. a) ål, b) torsk, c) plattfisk, d) tånglake, e) simpor, f) små bottenfiskar (snultror, smörbult etc).

Tabell 2. Noterad fångst av ål och bifångade arter i yrkesfisket vid tre lokaler längs västkusten under 1995 och 1996. Medelantal (\pm std. avvikelse) per hus är beräknat per vittjad ryssjelänk (antal länkar [n]).

månad	antal hus/länk	ål		torsk		plattfisk*		små bottenfiskar*		simpor*		tånglake		strandkrabba	
		medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.	medel	s.d.
Stenungsund															
1995 okt	20	10	0,64	0,55	1,76	0,13	0,16	1,28	0,56	0,14	0,20	0,21	0,23	6,6	6,0
1996 juni	12	27	6,4	6,7	3,3	0,36	0,81	2,2	3,3	0,05	0,12	1,2	1,2	20	16
Vendelsöfjorden															
1995 sep	16	10	0,53	0,32	0,76	0,05	0,06	2,8	1,8	0,74	0,34	0,19	0,13	8,5	2,6
1995 okt	16	10	0,19	0,09	0,76	0,03	0,05	2,4	2,1	0,79	0,29	0,18	0,13	8,2	2,5
1996 sep	16	10	0,86	0,43	0,15	0,03	0,04	1,6	0,64	0,64	0,26	0,16	0,15	3,8	1,3
1996 okt	16	10	0,48	0,23	0,19	0,03	0,05	1,2	0,64	0,77	0,33	0,32	0,24	5,0	2,2
Malmö															
1995 okt	29	6	3,08	0,92	0,58	0,01	0,01	3,5	0,48	0,05	0,11	0	-	14	3,7
1996 juli	30	19	1,55	1,18	1,2	0,44	0,04	0,21	0,30	0,03	0,05	0,02	0,06	1,8	2,0
1996 aug	30	9	1,84	0,65	2,1	0,52	0,22	0,76	0,37	0,01	0,02	0,08	0,09	2,4	0,79

*Plattfisk: skrubba, sandskädda, rödspotta, slätvar, piggar, åkta tunga.

Små bottenfiskar: skårsnultra, stensnultra, grässnultra, svart smörbult.

Simpor: rötsimpa, oxsimpa.

Tabell 3. Försöksuppställning vid studie av relationen mellan fiskeriinducerad dödlighet och uppehållstid i ryssja hösten 1996 i Vendelsöfjorden (S – sättning av länk sammansatt av tio enkelryssjor, V – vittjning).

dag	länk 1	länk 2	länk 3	länk 4	länk 5	länk 6
måndag	S	S	S	S	S	S
tisdag		V, S	V, S			
onsdag			V, S	V, S		
torsdag					V, S	V, S
fredag						
lördag						
söndag						
måndag	V	V	V	V	V	V

vittjats, tillfördes sjövattnen till baljan med de bifångade fiskarna och skaldjuren. Döda fiskar längdmättes och trolig dödsorsak angavs på samma sätt som för det "skonsamma" fisket. När protokollföringen var avslutad, återfördes fisken till sjön och minimiandelen fisk som dog till följd av predation från vitfågel skattades.

Försöksfiskena gjordes i juni, augusti och oktober. Djup noterades, liksom temperatur vid botten och ytan. Ryssjorna vittjades efter två dagar. Efter vittjning sattes ryssjorna ut igen, så att två fisken kunde utföras under en vecka. Vid experimentomgången i juni sattes två länkar om 20 ryssjehus vid varje tillfälle, medan tre länkar om 5, 10 och 20 ryssjehus användes i augusti och oktober. Antalet fångade strandkrabbor noterades vid dessa två senare provfiskeomgångar, för att om möjligt undersöka förhållandet mellan krabbförekomst och fiskeridödlighet.

Skillnaden i fiskeridödlighet för olika arter mellan de två typerna av vittjningsförfarande analyserades statistiskt genom

att beräkna proportionen död fisk vid varje vittjning. De erhållna proportionella värdena normaliserades genom arcsinus-transformering (Sokal & Rohlf 1981). Sambandet mellan fiskeridödlighet och antalet ryssjehus per vittjad länk, liksom sambandet mellan fiskeridödlighet och vattentemperatur, undersöktes genom linjär regression. Skillnader i dödlighet mellan de två fiskemetoderna prövades med Mann-Whitney U-test.

Beräkning av bifångstens storlek

Med en skattning av det årliga antalet ryssjeansträngningar, E_{tot} , (se "Skattning av ålryssjefiskets årliga fiskeansträngning") kan bifångsten B för arten eller artgruppen i för år j beräknas enligt formeln:

$$B_{ij} = E_{tot} \cdot x((CPUE_{april} + CPUE_{aug}) / 2) \quad (2)$$

där $CPUE_{april/aug}$ är fångsten per ryssjeansträngning i april och augusti i provfisket i Vendelsöfjorden för år j (se "Bifångstens artsammansättning").

Resultat

Antalet årliga ryssjeansträngningar

Inventeringsresultat från 1998

Fjällbacka

Ett likartat fiskemönster noterades vid samtliga inventeringstillfällen; den största fiskeinsatsen gjordes nära land, liksom på grunda botten mellan vissa öar (fig. 2a–c). I den yttre delen av skärgården påträffades endast ett fåtal ryssjelänkar och ett mindre antal landryssjor. Den största fiskeinsatsen noterades vid det första inventeringstillfället och sjönk därefter vid de påföljande tillfällena (tabell 4). Antalet parryssjor per länk var i genomsnitt lågt (ca 3–4 parryssjor per länk) och antalet satta ryssjehus varierade mellan 9 och 12 per areaenhet (AE) potentiellt ålfiskevatten (tabell 5a). Av samtliga noterade ålfiskeredskap var endast ett fåtal satta av fritidsfiskare.

Marstrand

Vid det första inventeringstillfället i juni påträffades ett stort antal landryssjor från fastlandet ut till tämligen exponerade klippstränder (fig 3a, tabell 4). Antalet satta länkar var lågt i jämförelse med Fjällbacka i juni och Kungsbackafjorden i juli, medan antalet parryssjor per länk var i genomsnitt högre än vid Fjällbacka (ca 10 parryssjor per länk). Vid de påföljande inventeringarna i augusti och oktober (fig. 3b–c) hade fiskemönstret klart förändrats. Fisket med landryssjor hade mer eller mindre upphört och vid exponerade stränder förekom inget fiske. Däremot var antalet satta länkar högre än tidigare på grunda botten. Sammantaget ökade därmed fiskeintensiteten under sensommar och höst, räknat som antal ryssjehus per AE (tabell 5a). Fritidsfiske med ålfiskeredskap var vid samtliga inventeringstillfällen av mycket begränsad omfattning.

Tabell 4. Passiva fiskeredskap observerade inom inventeringsområdet vid Fjällbacka (se figur 1a–c). Ryssjelänkar anges med antalet länkar samt det modala värdet (d v s det vanligast förekommande antalet parryssjor i en länk) på antalet parryssjor i en länk, liksom det totala antalet parryssjor per inventeringstillfälle. Enkelryssjor och åltinor anges med antal.

datum	ryssjelänkar		totala antalet parryssjor	land- ryssja ¹⁾	tina
	antal	modala antalet parryssjor		antal	antal
Fjällbacka					
980611	190	4	648	17	
980828	99	4	356	3	
981010	67	4	257		
Marstrand					
980612	28	10	264	200	
980827	67	10	649	20	
981011	59	10	707	4	
Kungsbackafjorden					
980713	54	10	536	9	2
980826	69	10	654	10	
981009	95	10	914	17	

1) Landryssjor kan bestå av en eller två enkelryssjor, beroende på om dessa är satta som en liten länk eller ej. Vid beräkning av antalet ryssjehus har dock alla landryssjor antagits bestå av endast en enkelryssja.

Kungsbackafjorden

Vid samtliga inventeringstillfällen dominerade fisket med ryssjelänkar (tabell 4). Länkarna var satta på grundområden, såväl nära fastlandet som mellan olika öar (fig. 4a–c). Antalet parryssjor per länk var i genomsnitt likartat det antal som noterats vid Marstrand (ca 10 parryssjor per länk). Det totala antalet satta ryssjehus i området ökade, liksom vid Marstrand, vid senare inventeringstillfällen och var högst i oktober (tabell 5a). Fritidsfisket var något mer omfattande än i de övriga inventeringsområdena men kan dock beskrivas som ringa i jämförelse med yrkesfisket.

Beräkning av den totala fiskeansträngningen

Den totala ålryssjeansträngningen beräknades för kuststräckan mellan Varberg och kusten strax norr om Strömstad. Den skattade fiskeintensiteten varierade mellan 12 och 18 ryssjehus per AE vid olika inventeringstillfällen (oviktat medelvärde för de tre studerade områdena: tabell 5a). En jämförelse med de redskapsinventeringar som genomförts av Kustbevakningen i Brofjorden, Hakefjorden och Klosterfjorden (fig. 5a–c) 1995–98 visar en likartad observerad fiskeintensitet mellan maj och oktober (tabell 5b). Medelintensiteten var lägst i Klosterfjordsområdet, ca 3 ryssjehus per AE, och högst i Hakefjorden, 21 ryssjehus per AE. Ett oviktat medelvärde för dessa sistnämnda tre områden ger 10 ryssjehus per AE.

Tabell 5a. Antalet observerade ryssjehus, antalet beräknade areaenheter (AE: 500 x 500 m) där ålfiske potentiellt kan förekomma samt det skattade antalet ryssjehus per AE för varje område och inventeringstillfälle. Det oviktade medelvärdet anger det genomsnittliga antalet ryssjehus per AE för samtliga inventeringsområden.

Inventerings- tillfälle	Inventeringsområden									oviktat medel- värde
	Fjällbacka			Marstrand			Kungsbackafjorden			
	antal ryssjehus	antal AE	antal hus/AE	antal ryssjehus	antal AE	antal hus/AE	antal ryssjehus	antal AE	antal hus/AE	
1:a	1313	107	12	728	83	9	1081	72	15	12
2:a	715	76	9	1318	90	15	1318	89	15	13
3:e	514	64	8	1418	78	18	1845	67	28	18

Tabell 5b. Antalet inventeringstillfällen mellan maj och oktober 1995–1998, antalet beräknade areaenheter (AE: 500 x 500 m) där ålfiske potentiellt kan förekomma, samt det skattade antalet ryssjehus per AE för varje område och inventeringstillfälle. Det oviktade medelvärdet anger det genomsnittliga antalet ryssjehus per AE för samtliga inventeringsområden.

Inventeringsområden	oviktat medel- värde								
	Brofjorden			Hakefjorden			Klosterfjorden		
antal inv. tillfällen	antal AE	antal hus/AE	antal inv. tillfällen	antal AE	antal hus/AE	antal inv. tillfällen	antal AE	antal hus/AE	antal hus/AE
14	58	7	13	66	21	10	80	3	10

Totalt beräknades antalet AE uppgå till 4 791 mellan Varberg och Strömstad. Inventeringsområdenas sammanlagda antal AE i Fjällbacka, Marstrand och Kungsbackafjorden motsvarade med andra ord mellan 4,4 och 5,5% av den totala potentiella ålfiskearean längs västkusten. Antalet satta ryssjehus vid västkusten under ålfiskeperioden skulle således kunna ligga inom intervallet 60 000 till 90 000 eller ca 30 000 till 45 000 parrysjor. Enligt Kustbevakningens resultat skulle antalet ryssjehus uppgå till ca 50 000, eller 25 000 parrysjor.

Ålfisket antogs vidare normalt pågå mellan 1:a maj och 31:e oktober, d v s under ca 180 dagar. Fiskeintensiteten antogs vara likartad under hela denna period. Den årliga ryssjeansträngningen kan beräknas enligt följande ekvation:

$$\Sigma \text{antal ryssjehusnätter} = \text{fiskeintensitet} (\text{ryssjehus} / \text{AE}) \times \text{ålfiskearea (AE)} \times \text{fiskeperiod (nätter)} \quad (3)$$

Den årliga fiskeansträngningen mellan Strömstad och Varberg skulle således kunna skattas till mellan 10 och 15 miljoner ryssjehusnätter. På motsvarande sätt kan den årliga fiskeansträngningen skattas utifrån Kustbevakningens resultat till ca 9 miljoner ryssjehusnätter.

Loggboksstatistik

Fiskets ansträngning kan beräknas utifrån yrkesfiskets inrapporterade loggboksstatistik till Fiskeriverket. Ryssjefiskets ansträngning kan också beräknas utifrån yrkesfiskets loggböcker. För 1997 har den totala fiskeansträngningen, avseende fiske med parrysjor, beräknats till sammanlagt ca 10 miljoner ryssjehusnätter i Västerhavet, d v s 9,5 miljoner i Skagerrack och 0,6 miljoner i Kattegatt. Eftersom det inte är troligt att den sanna fiskeansträngningen är lägre än den som kan beräknas med utgångspunkt från yrkesfiskets loggböcker, torde denna uppgift kunna ses som ett golv för andra beräkningsmodeller av den totala ryssjean-

strängningen vid västkusten. Det kan konstateras att ålryssjefisket är störst i södra och mellersta delen av Bohuslän, medan det avtar söderut längs Hallandskusten.

Bifångstens artsammansättning och fångst per ryssjeansträngning i provfisket

Mellanårsvariationen i fångst per ryssjehusnatt för olika arter/artgrupper i april och augusti visas i tabell 1a respektive 1b. Det kan noteras att detta relativa mått på torskrekryteringen i april har visat sig stämma väl överens med ICES skattningar av förekomst av ungtorsk (1+) i Kattegatt (Thoresson & Sandström 1998).

Relevansen för erhållna bifångstvärden styrks delvis av den separata fältundersökning av ålfiskets bifångster som gjordes vid tre lokaler längs västkusten under 1995 och 1996 (tabell 2); antalet bifångade fiskar var i denna undersökning väl i nivå med de resultat som har erhållits i provfisket för bland annat en så viktig art som torsk (tabell 1a och b).

Skattning av den fiskeriinducerade dödligheten för bifångade arter

Förhållandet mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd

Ett försöksfiske gjordes hösten 1996 för att ge ett visst underlag för bedömning av förhållandet mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd. Temperaturen varierade mellan 14 och 20 °C vid de tre försöksomgångarna. Eftersom ingen relation mellan temperatur och andelen döda fiskar per art/artgrupp noterades har samtliga vittjningar från de olika provfisketillfällena lagts samman (linjär regression efter arcsinustransformation av proportionen döda fiskar per vittjad länk).

Dödligheten för många arter var låg, för exempelvis torsk endast ett par procent, medan den var genomgående något högre för skärsnultra, stensnultra och rötsimpa (tabell 6). För plattfisk, d v s i

de flesta fall skrubba, var dödligheten emellertid avsevärd, vanligen orsakad av angrepp från strandkrabba. Endast för rötsimpa noterades en signifikant koppling mellan fiskedödlighet och fiskeperiodens längd ($r^2=0,15$, $P=0,033$). En svag koppling mellan andelen död fisk och fiskeperiodens längd var också urskiljbar för plattfisk ($r^2=0,17$, $P=0,083$). Antalet fångade plattfiskar, liksom antalet vittjningar där plattfisk förekom, var dock sammanlagt så lågt i försöksfisket att tendenser är svåra att påvisa rörande fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd. Eftersom en koppling mellan andelen döda fiskar per vittjning och antalet strandkrabbor kunde urskiljas för plattfisk ($r^2=0,31$, $P=0,016$), kan en eventuell koppling mellan fiskeridödlighet och fiskeperiodens längd delvis vara skymd genom en slumpvis förekomst av strandkrabba.

Förhållandet mellan fiskeridödlighet och typ av vittjningsförfarande

Ett experimentfiske i Vendelsöfjorden utfördes 1998 för att skatta sambandet mellan fiskeridödlighet och vittjningsförfarande. Inget samband kunde noteras mellan antalet ingående ryssjehus per vittjad länk (5–20 ryssjehus) och proportionen död fisk för någon av de förekommande arterna i fisket, vare sig om alla observationer (vittjningar) för både "oaktsamt" och "skonsamt" fiske slogs samman eller om respektive fiskemetod behandlades separat. Något samband mellan vattentemperatur och proportionen död fisk kunde heller inte noteras. Alla observationer från de tre försöksfiskeomgångarna slogs därför samman för "aktsamt" resp "oaktsamt" fiske.

Försöket indikerade tydligt att andelen torsk som dog till följd av ryssjefisket var kopplat till graden av aktsamhet vid själva vittjningsförfarandet: ca 70% av den bifångade torsken observerades omkomma när redskapen vittjades på ett "oaktsamt" sätt mot endast 7% vid "skon-

Tabell 6. Fiskeridödlighet för bifångade arter / artgrupper vid småryssjefiske innan vittjning vid olika tidsintervall mellan sättning och vittjning (antal nätter). Det experimentella provfisket utfördes i Vendelsöfjorden under september–oktober 1996. Provfisket upprepades vid tre olika tillfällen (sammanlagt sex olika fisker om 10 ryssjehus per tidsintervall). Medelantalet döda fiskar i procent (\pm standard avvikelse) per tidsintervall har beräknats för de ryssjelänkar (n) där arten eller artgruppen påträffades. Det totala antalet (N) fångade individer är angivet för varje tidsintervall.

antal nätter	torsk		plattfisk*		tånglake		skårsnulta		stensnulta		rötsimpa		svart smörbult		övriga arter*									
	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N								
1	1,5±3,7	6	34	50±-	1	2	0	5	64	0,8±0,7	6	843	4,7±4,8	6	160	0,7±1,8	6	50	0	4	18	0	2	3
2	4,2±10	6	41	0	2	2	17±41	6	40	1,8±2,0	6	748	17±40	6	126	0	5	23	0	6	12	11±17	6	19
3	0	5	29	25±35	2	4	0	5	68	0,5±0,7	6	869	3,1±6,7	6	213	5,6±6,1	6	43	0	5	12	0	2	4
4	0	6	42	40±44	4	15	0	5	34	2,0±2,5	6	886	9,1±11	6	57	5,4±5,1	5	49	0	3	9	0	3	15
5	0	6	55	24±43	5	10	0	6	74	2,7±2,3	6	734	8,9±10	5	71	1,7±3,3	4	36	5,0±10	4	15	0	2	2
6	3,7±4,4	6	86	78±23	5	16	0	5	134	18±40	6	856	4,0±8,9	5	40	19±26	4	66	0	4	17	0	3	18

*Plattfisk: skrubba, rödspotta, slätvar, äkta tunga.
Övriga fiskar: berggylta, öring.

Tabell 7. Fiskeriinducerad dödlighet vid skonsamt (S) respektive oaktsamt (O) vittningsförfarande. Experimentfiske utfördes i Vendelsöfjärden i juni, augusti och oktober 1998. Proportion döda anger den genomsnittliga andelen död fisk i procent av totalantalet fångad fisk per vittning. Skillnad i fiskeridödlighet mellan ”skonsamt” och ”oaktsamt” fiske prövades med Mann-Whitney U-test, efter arcsinus transformering av erhållna proportioner. Antalet döda fiskar och dödsorsak är angivet.

	typ av vittning	förekom i antal vittjn.	antal fångade	prop. döda medel	Mann-Whitney S.D.	U-test	krabbangrepp antal döda	stress antal döda	vitfågelpredation antal döda
ål	O	12	51	0	-	Ej sign	0	0	0
	S	13	49	8	28		1	0	0
torsk	O	16	404	72	33	>0,001	21	71	207
	S	16	290	7	12		17	1	1
gråsej	O	6	31	82	40	Ej sign	16	1	12
	S	2	5	17	24		1	0	0
tånglake	O	16	235	>1	-	Ej sign	1	0	0
	S	16	142	0	-		0	0	0
rödspätta	O	6	20	7	16	Ej sign	2	0	0
	S	6	43	1	15		9	0	0
skrubba	O	14	69	14	23	Ej sign	7	0	0
	S	11	47	31	39		14	0	0
sandskådda	O	3	12	31	27	Ej sign	5	0	0
	S	3	11	31	16		3	0	0
äkta tunga	O	1	2	0	-	Ej sign	0	0	0
	S	1	2	50	-		1	0	0
stensultra	O	11	140	43	46	Ej sign	13	49	10
	S	10	295	1	2		4	0	2
skärnsultra	O	11	2192	26	38	Ej sign	0	861	221
	S	10	3520	2	6		2	0	0
svart	O	7	43	9	12	Ej sign	0	3	2
smörbult	S	6	55	2	4		1	0	0
rötsimpa	O	14	200	5	9	Ej sign	11	0	10
	S	14	194	1	4		7	0	0
oxsimpa	O	2	2	0	-	Ej sign.	0	0	0
	S	3	6	0	-		0	0	0
övriga fiskar	O	11	25	18	4	Ej sign	0	4	0
	S	6	11	25	27		3	0	0

samt" fiske (Mann-Whitney U-test: $P < 0,001$; tabell 7).

I motsats till vad fallet är för torsk tycktes däremot inte själva vittjningsförfarandet påverka plattfiskens överlevnad, utan den dödlighet som kunde noteras för dessa arter hade uppträtt i stor utsträckning redan innan vittjning. Detta resultat överensstämmer med de observationer som gjordes i samband med försöksfisket 1996, då en hög andel av plattfisken dog till följd av krabbangrepp i ryssjehuset (se föregående avsnitt). Det fanns även en svag koppling till andelen död skrubba och förekomsten av strandkrabba (totala antalet strandkrabba per länk dividerat med antalet ingående ryssjehus i länken; $r^2 = 0,21$, $P = 0,064$), i likhet med de resultat som erhöles vid det experimentella fisket 1996. Det kan också noteras att antalet döda individer för andra arter som skär- och stensnultra var högt vid enstaka vittjningstillfällen med "oaktsamt" förfaringssätt. Troligen orsakades den höga fiskeridödligheten av att antalet bifångade fiskar var mycket högt vid dessa tillfällen, vilket förlängde vittjningsförfarandet.

Skattning av bifångstens storlek i ryssjefisket
Bifångsten för olika arter och artgrupper beräknades med antagandet att den årliga fiskeansträngningen i ryssjefisket uppgick till i genomsnitt 10 miljoner ryssjehusnätter per år under tidsperioden 1990–1997. Vidare antogs att medelvärdet för fångsten per ryssjehusnatt i april och augusti i provfisket i Vendelsöfjorden ger en korrekt skattning av ryssjefiskets bifångster i medeltal längs västkusten från Strömstad till Varberg (tabell 1a och b).

En skattning gav att ca 4,1 miljoner ålar fångades i medeltal per år mellan 1990 och 1997 (tabell 8), vilket ligger nära en annan, oberoende skattning av totalantalet fångade ålar vid västkusten för ungefär samma tidsperiod (3,7 miljoner; Svedäng 1999). För övriga bifångade arter

är det svårare att granska trovärdigheten i gjorda beräkningar, eftersom journalföringar av bifångster i ryssjefisket saknas och få studier med småryssjor har gjorts vid västkusten. Pihl och Ulmestrand (1988) har dock i en studie av bland annat västkustens ryssjefiske beräknat att ca 7 miljoner torskar bifångades 1986. Dessa torskar var huvudsakligen födda under 1985, som var ett bra rekryteringsår för torsk. Skattningen av antalet bifångade torskar i föreliggande studie till ca 4 miljoner torskar i medeltal mellan 1990 och 1996 kan därmed anses ha ett visst stöd i en oberoende skattning, särskilt med tanke på att fiskeintensiteten i ryssjefisket kan förmodas ha ökat sedan 1986. Beräkningarna visade även att ca 10 miljoner plattfiskar kan ha bifångats i medeltal mellan 1990 och 1997. En uppdelning på art inom denna grupp visar enligt provfiskeresultatet under samma tidsperiod att ca 75% utgjordes av skrubba och 22% av rödspotta.

Effekter på fiskbestånd och fiske

Eftersom skattningarna av bifångstens storlek är osäkra, bör även skattningar av den totala fiskeridödligheten i ryssjefisket ses som högst approximativa. Nedan utförda beräkningar är därför att betrakta som räkneexempel på vad ryssjefisket kan betyda i fråga om orapporterad fiskeridödlighet. Med ledning av utförda försöksfisken (se ovan) antogs att den generella fiskeridödligheten i ryssjefisket uppgick till 70% för torsk, 30% för plattfisk, 20% för små bottenfiskar, simpbor och övriga arter. Beräkningarna gav vid handen att antalet fiskar som dör till följd av ryssjefiske mellan 1990 och 1996 i medeltal uppgick till ca 2,8 miljoner torskar, 0,4 miljoner övriga torskfiskar, 1,5 miljoner skrubbor, 0,6 miljoner rödspättor, 25 miljoner små bottenfiskar, 2,4 miljoner simpbor och 1,4 miljoner av övriga fiskarter (tabell 9).

Endast för torsk kan den förhöjda dödligheten i någon mån sättas i relation

Tabell 8. Skattning av bifångstens storlek i ryssjefisket vid västkusten mellan 1990 och 1997 (i miljoner individer).

	ål	torsk	övriga torskfiskar	plattfisk*	små botten- fiskar*	simpor*	tång- lake	övriga fiskar*	strand- krabba
1990	4,3	5,8	0,2	7,8	306	16	14	4,1	102
1991	4,1	3,5	1,6	23	88	14	15	5,2	82
1992	2,1	4,4	1,1	5,5	119	12	14	11	104
1993	3,5	5,9	0,7	6,8	92	14	15	9,8	59
1994	9,4	2,2	0,2	15,3	107	9,5	17	1,0	124
1995	4,2	3,0	0,05	5,6	136	11	9,2	1,4	170
1996	1,7	2,2	0,2	3,6	43	9,2	9,3	0,25	72
1997	1,2	3,9	1,0	3,1	41	11	5,3	0,16	60
1990–96	4,2±2,6	3,9±1,4	0,6±0,6	9,6±6,8	127±83	12±2,3	14±4,1	4,6±4,0	102±37

*Övriga torskfiskar: kolja, gråsej, lyrtorsk, vitling, glyskolja och paddtorsk.

Plattfisk: skrubba, sandskädda, rödspotta, slätvar, piggvar och äkta tunga

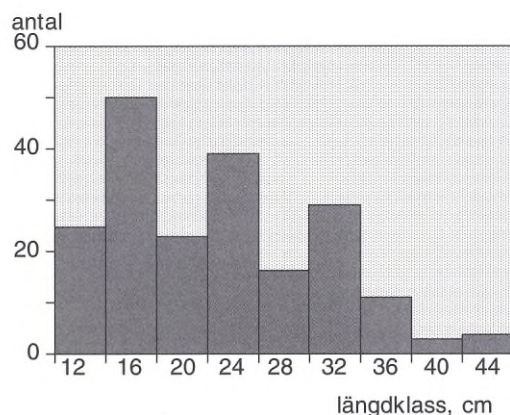
Små bottenfiskar: tejstefisk, berggylla, skärsnultra, stensnultra, grässnultra och svart smörbult.

Simpor: rötsimpa, oxsimpa och skäggsimpa

Övriga fiskar: övriga vid provfiske förekommande fiskarter i Vendelsöfjorden (Thoresson 1992).

till en skattning av beståndets totala storlek, då det finns VPA-baserade beräkningar av antalet ettåriga torskrekryter i Kattegatt (Anon. 1997). Den bifångade torsken har naturligtvis en varierande ålderssammansättning, vilket bland annat kan åskådliggöras av den längdfördelning som erhöles vid experimentfisket 1998 (fig. 7). Längdfördelningen indikerar att den bifångade torsken i huvudsak är mellan 0 och 3 år med en övervikt av ettårig. Om den bifångade torsken i genom-

snitt antas utgöras av ettåriga individer (se även Pihl & Ulmestrand 1988), kan den mängd torsk som omkommit i svenskt ryssjefiske mellan 1990 och 1995 beräknas motsvara ca 20–30% av torskrekryteringen i Kattegatt (tabell 9). Den totala andel uppväxande torsk i Västerhavet som omkommer i ryssjefiske kan dock förutsättas vara väsentligen lägre på grund av det inflöde av fisklarver som sker från lekpopulationer i Nordsjön (Larsson *et al.* 1994, Munk *et al.* 1999).



Figur 7. Längdfördelning för bifångade torsk vid experimentfiske i Vendelsöfjorden juni–november 1998.

Tabell 9. Beräkning av den totala fiskeridödligheten i ålryssjefisket vid västkusten exklusive Öresund mellan 1990 och 1997 för enskilda arter eller artgrupper. För torsk anges den skattade dödligheten som andel av det skattade totala antalet 1+ rekryter i Kattgatt (ICES, Anon. 1997). Fiskeridödligheten har för torsk satts till 70% av antalet bifångade torskar, till 30% för plattfiskar samt till 20% för bottenfiskar, simpor och övriga arter. (Uppgifter om skattat totalantal bifångade fiskar är hämtat från tabell 8: för plattfiskgruppen beräknas bifångsten i genomsnitt bestå till 22% av rödspätta och 75% av skrubba). (Antal i miljoner).

	torsk		övriga torskfiskar*		rödspätta		skrubba		små bottenfiskar* simpor*		övriga fiskarter*	
	antal rekryter	antal döda	andel av rekryteringen (%)	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda	antal döda
1990	15,3	4,1	27	0,16	0,52	1,8	61	3,1	0,8			
1991	7,7	2,6	34	1,1	1,5	5,1	18	2,8	1,0			
1992	13,4	3,3	25	0,75	0,36	1,2	24	2,5	2,1			
1993	7,6	4,4	58	0,46	0,45	1,5	18	2,7	2,0			
1994	8,0	1,6	20	0,14	1,0	3,4	21	1,9	0,2			
1995	8,3	2,2	27	0,04	0,37	1,2	27	2,2	0,29			
1996		1,6		0,14	0,24	0,8	8,7	1,8	0,05			
1997		2,9		0,7	0,20	0,7	8,2	2,1	0,32			
Medel												
±std. av.	10±3,4	2,9±1,0	32±14	0,4±0,4	0,6±0,4	2,2±1,5	25±17	2,4±0,5	0,9±0,8			

*Övriga torskfiskar: kolja, gråsej, lyrtorsk, viting, glyskolja och paddtorsk.

Små bottenfiskar: tejsieferisk, berggylta, skårsnultra, grässnultra och svart smörbult.

Simpor: rötsimpa, oxsimpa och skäggsimpa.

Övriga fiskar: övriga vid provfiske förekommande fiskarter i Vendelsöfjorden (Thoresson 1992).

Diskussion

Undersökningen visar tydligt hur intensivt ålfisket är vid den svenska västkusten. Den skattade totala fiskeansträngningen, liksom den skattade bifångstens storlek och fiskeridödlighet, pekar på att ålfiskets nuvarande utformning och intensitet måste ses som ett förvaltningsproblem för de organ som har till uppgift att upprätthålla ett varaktigt resursutnyttjande, eftersom det inte kan uteslutas att fiske med småryssjor avsevärt påverkar rekrytering och beståndsstorlek av såväl kommersiella som icke-kommersiella arter. Strukturellt innebär det intensiva fisket att i stort sett alla skyddade grundområden längs västkusten är besatta av passiva, oselektiva fiskeredskap under minst halva året. Det kan också konstateras, att eftersom fritidsfiskets utnyttjande av ålfiskeredskap är begränsat, ligger lösningar på ålfiskets bifångstproblem inom yrkesfiskets ram.

Det skall betonas att den skattade fiskeridödligheten för bifångade arter endast skall ses som högst approximativ. Som inledningsvis påpekades kan tätheten för olika arter/artgrupper förväntas variera mellan olika lokaler längs kusten. Det kan också tänkas att på grundområden med intensivt ryssjefiske kan storleken på bifångsten komma att successivt minska, allt eftersom vissa arter fiskas bort. Det råder eventuellt inte heller något enkelt förhållande mellan fisketid och bifångstens storlek; tendensen att en ryssja relativt snabbt fylls av fisk och skaldjur torde medföra att ryssjor som vittjas och töms oftare har en större fångsteffektivitet än ryssjor som vittjas mer sällan. Fångsten per ryssjehusnatt har däremot här beräknats på ryssjor som vittjades efter en natts fiske.

Antagandet om en genomsnittlig fiskeansträngning om 10 miljoner ryssjehusnätter under tidsperioden torde emellertid inte vara en överskattning; det är en nivå som ligger mycket nära den som kan beräknas från loggboksstatistiken. Den genomsnittligt relativt sett låga fiske-

intensitet enligt Kustbevakningens resultat beror delvis på det ringa fisket i Klosterfjorden. Detta kustavsnitt är emellertid inte representativt för kuststräckan Strömstad–Varberg på grund av dess oskyddade karaktär; en låg fiskeintensitet i just detta område skulle därmed kunna förväntas.

Det bör också påpekas att väsentliga delar av den totala dödlighet som fisket ger upphov till inte har studerats i denna undersökning. Det är till exempel okänt hur stor andel som dör av de fiskar som lyckas rymma innan vittjning ("escape mortality") eller av dem som klarar den första kritiska fasen vid återutsättning i havet. Vittjningsförfarandet kan också vara mer "oaktsamt" än vad som utgjorde mall vid ett av experimentfiskena i denna undersökning. Inte sällan samlas all fångst i en tunna, vilken sedan töms med en skopa, varvid ålen plockas ur. En stor del av bifångsten torde med ett dylikt förfaringsätt vara utsatta för syrefria förhållanden under flera minuter. Dödligheten genom syrestress och åtföljande predation från vitfågel kan för alla bifångade arter vara än högre än vad som skattats i denna undersökning. Det finns också aspekter av bifångstproblematiken som inte alls har behandlats här. Själva stressmomentet att snärjas i ett redskap kan exempelvis förmodas leda till negativa fysiologiska reaktioner med lägre tillväxt som följd (ex Haux *et al.* 1985).

Sammantaget visar denna undersökning, trots svårigheter att erhålla statistiskt tillfredsställande underlag i samtliga led, att ålryssjefisket innebär en okontrollerad och orapporterad ungfiskdödlighet för kommersiellt intressanta arter som i kombination med andra, ur beståndsvårdande synpunkt, negativa faktorer som predation från säl och skarv och allmänt sett hårt fisketryck, kan ha en omfattning som påverkar de fiskbara beståndens storlek. För övrig bottenfisk torde ryssjefisket innebära en förhöjd dödlighet som för sällsynta eller hänsyns-

krävande arter kan vara besvärande. Därför bör slutsatsen vara att ålfisket i likhet med annat fiske skall sträva efter att minimera sina bifångster samt öka den bifångade fiskens överlevnad (se exempelvis Almer 1997).

Ett sätt är naturligtvis att försöka använda andra redskap än småryssjor, exempelvis tenor. Det är också möjligt att någon form av galler i strutöppningen skulle kunna göra ryssjorna mer selektiva. Det vore ju även ur arbetsmiljösynpunkt en fördel om bifångsten av strandkrabbor minskade, eftersom dessa tynger ner ryssjehusen. Frågan är dock hur ryssjornas fisklighet påverkas, om dessa modifieras för att minska bifångsten. De växande problemen med skarv och säl i ryssjefisket visar dock att det finns fler skäl till att utveckla nya fiskemetoder.

Ett annat sätt att mildra ryssjefiskets negativa inverkan är att begränsa det hitintills helt oreglerade ålfisket (bortsett från regleringen av fritidsfisket och minimimått på fångad ål). Det har bland annat framhållits från olika håll att det högsta antal ryssjor som samtidigt får sättas ut av en och samma fiskare borde regleras. Tanken är att tiden från sättning till vittjning på så sätt kommer att

förkortas, så att inte bifångade arter hinner omkomma innan vittjning. Det är emellertid svårt att kontrollera att en sådan regel efterföljs och det är osäkert om exempelvis överlevnaden för torskfiskar skulle förbättras, eftersom förfarandet vid vittjning tycks vara avgörande för dessa arters överlevnad.

Vad som däremot kan vara verkningfullt i en strävan att minska bifångstens storlek i relation till fångsten, och där efterlevnaden är lätt att kontrollera, är att begränsa fiskeperiodens längd. Fångsten av ål i ryssjor sker i huvudsak mellan maj och oktober (fig. 6a). Under resten av året är ål möjlig att fånga endast i begränsad omfattning, samtidigt som torsk och plattfisk har högst fångstbarhet under denna period (fig. 6b–c). En begränsning av ryssjefisket till en tillåten fiskesäsong mellan exempelvis första maj och sista oktober skulle således leda till minskade skador på kommersiellt viktiga bestånd, samtidigt som avbräcket för ålfisket är begränsat. Möjligheten att fiska med andra metoder under denna period skulle också ge incitament för utveckling av andra, mer selektiva fiskemetoder.

Referenser

- Almer, B. Nätkorg räddar torskungar. Yrkesfiskaren **15/16** s. 7.
- Anon. 1997. Report of Baltic fisheries assessment working group. ICES Headquarters, 14–23 April 1997. ICES CM 1997/Assess: **12**, sid. 185.
- Haux, C., M.-L. Sjöbeck & Å. Larsson. 1985. Physiological stress responses in a wild fish population of perch (*Perca fluviatilis*) after capture and during subsequent recovery. Marine Environ. Res. **15**, 77–95.
- ICES. 1995. Report of the study group on unaccounted mortality in fisheries – International Council for the Exploration of the Sea. ICES, B:1 Ref. Assess.
- Larsson, P.-O., D.S. Danielssen, E. Moksness, P. Munk, E. Nielsen & A.-C. Rudolphi. 1994. Rekrytering till torskbestånden i Kattegatt och Skagerrak – rapport om fältundersökningar i nordöstra Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt. TemaNord **1994:636**.
- Munk, P., P.O. Larsson, D.S. Danielssen & E. Moksness. 1999. Variability in frontal zone formation and distribution of gadoid fish larvae at the shelf break in the northeastern North Sea. Marine Ecology Progressive Series **177**, 221–233.
- Pihl, L. & M. Ulmestrand. 1988. Kustorskundersökningar på svenska västkusten. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 61 s.
- SCB, Statistiska centralbyrån. Fiske. Statistiska meddelanden 1914–1994.
- Sokal, R.S. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry. San Francisco: W.H. Freeman. 859 s.
- Svedäng, H. 1996a. The development of the eel *Anguilla anguilla* (L.) stock in the Baltic Sea: an analysis of catch and recruitment statistics. Bulletin of the Sea Fisheries Institute **3 (139)**, 29–41.
- Svedäng, H. 1996b. Kustlaboratoriets yttrande angående framställan om begränsning av antalet ålryssjor längs västkusten från Norra Bohusläns P O 1996–11–18 (Dnr 109–1563–96).
- Svedäng, H. 1999. Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. *Fisheries Research* **40**, 225–265.
- Svedäng, H. & I. Lagenfelt. 1998. Kartering av ålfisket vid västkusten. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Thoreson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Kustrapport **1992:4**.
- Thoreson, G. & O. Sandström. 1998. Resurs- och miljööversikt – kustfisk och fiske. Fiskeriverket Information **10:1998**.
- Thörnquist, S. 1998. Inventering av fisket i sju utvalda kustområden 1995–1997. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Westerberg, H. 1996. Oceanographic aspects of the recruitment of eels to the Baltic Sea. EIFAC/ICES Working Group on Eel Ijmuiden 23–27 September 1996.
- Westerberg, H. 1998. The migration of glass-eels and elvers in the Skagerrak and the Kattegat. ICES, CM 1998/N:11. Ecology of diadromous fishes during the early marine phase.

English summary: Investigation of discards problems in eel fishing on the Swedish west coast

Eel is the prime target species for large parts of the Swedish inshore and inland fisheries. Along the Swedish west coast, eel fishing is mostly made with small fyke-nets. However, the efficiency of these gears is so low that the single fisherman must use a large number of fyke-nets in order to get a sufficiently large catch of eel. Because most of the catches consist of shellfish and other fish species than eel, the insufficient selectivity of this fishery could be regarded as possible threat to coastal fishery resources; discards of young fish of commercial species and other litoral species could lead to a decline of coastal fish stocks such as cod.

The aim of the study was to estimate the amount of discards in the eel fishery and the rate of fishing mortality of various discarded fish species. However, discards sizes and fishing mortality can be expected to vary between years, seasons and sites along the west coast, and regarding fishing mortality also between fishermen depending on the way of examination of the nets, making most estimates quite approximative.

The number of single fyke-nets along the Swedish west coast was estimated to be within the interval of 60 000 to 90 000, giving an estimated total yearly fishing

effort of about 10 to 15 million fyke-net nights. This estimate was supported by the log books of the commercial fishery and by field estimates made by the Coast Guard. Fishing mortality of discarded fish was studied experimentally. The rate of mortality for discarded cod was shown to be dependent of the examination procedure, varying between 7 and 70% depending on the way of examination. Also, the amount of died saithe was depending on the examination procedure. In contrast to gadoids, the rate of fishing mortality of flatfishes was quite independent of the way of examination, mostly linked to predation of shore crabs within the fyke-net before examination.

Conclusively, the study indicated that the present shape and intensity of the eel fishing on the Swedish west coast, in combination with other negative factors from a stock preservation point of view, like predation from seals and cormorants and general high fishing pressure, could affect the stock sizes of demersal fish in the coastal zone. The eel fishery would therefore, similar to other fisheries, strive for a minimization of the amount of discards and the mortality of discarded fish, for example by developing new fishing methods.

En våtmarks effekt på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.)

Ivan Olsson

Karlstads Universitet, 651 88 KARLSTAD

Innehåll

Sammanfattning	35
Bakgrund	35
Material och metoder	37
Undersökt område	37
Fältstudiens utformning	37
Märkning	37
Registrering	38
Vattenflöde och vattentemperatur	40
Provfiske	40
Resultat	41
Smoltvandringen	41
Längdfördelning	41
Tidpunkten för passager	41
Uppehållstid	42
Förluster	43
Diskussion	44
Bortfallet	44
Uppehållstider	45
Slutsatser	47
Erkännande	47
Referenser	48
English summary: Effect of pond habitats on migrating brown trout (<i>Salmo trutta</i> L.) smolt	50

Sammanfattning

Förluster och nedströmsvandring av havsöringsmolt studerades i två typer av habitat, dels i rinnande vatten (Önnerupsbäcken), dels i en nyanlagd våtmark (Habo Dammar). Smolt fångades i en fälla och märktes med PIT-tags (elektroniska sändare). Nedströmsfällan registrerades smolten via detektorer i bäcken och våtmarkens in- och utlopp. Förluster av havsöringsmolt har på en 1 280 m lång sträcka av bäcken uppmätts till 23,4 %. Förlusterna i våtmarken har uppmätts till

81,5 %. Uppehållstiderna (medianvärdet av simhastigheten) av smolt varierar stort mellan de två studerade vattenområdena, uppehållstiden är 13 gånger längre i våtmarken, jämfört med sträckan i bäcken. Uppmätt höga förluster av smolt förklaras sannolikt av ett ogynnsamt rörelsemönster i våtmarken med en relativt lång period av exponering gentemot predatorer. Provfisken indikerar att gädda (*Esox lucius* L.) är den mest betydelsefulla predatoren på havsöringsmolt i våtmarken.

Bakgrund

Vattendrag belägna i jordbruksmarker är allmänt utsatta för kraftig påverkan och dess avrinningsområden har i sin helhet genomgått drastiska förändringar under det senaste seklet. Fysisk påverkan, såsom kanalisering, dikning och kulvertering har i kombination med ett betydande näringsläckage (kväve och fosfor), från främst åkermark, bidragit till en omfattande eutrofiering, av såväl inlandsvatten som kust- och havsområden i Västerhavet och Östersjön (Länsstyrelsen 1995).

Som ett led i arbetet med att försöka reducera belastningen av näringsämnen till vattendragen och havet, planeras och anläggs olika typer av våtmarker i många sydsvenska avrinningsområden. Dessa anläggningar syftar primärt till att förlänga vattnets uppehållstid och förbättra förutsättningarna för naturliga vattenrenande processer i vattensystemet. Landskapsvårdsplaner och vattenvårdsplaner har också tagits fram för flertalet av Skånes större vattendrag - tex pla-

neras det för Kävlingeåns avrinningsområde att anläggas omkring 300 ha dammar, översilningsmarker och liknande åtgärder, med främsta syfte att reducera transporten av näringsämnen. En omfattande fysisk förändring av vattensystemen kan därmed förväntas, med en ökad andel våtmarker som resultat. Formen av våtmarker varierar mellan olika projekt, generellt prioriteras dock dammanläggningar, vilka kopplas till befintliga åar, bäckar och kulvertsystem. Dammar genererar i allmänhet goda betingelser för denitrifikationsprocesser och anses generellt vara kostnadseffektiva (Jansson et al. 1994, Leonardson 1996).

Dammars effekt på fiskfaunan har emellertid rönt liten uppmärksamhet. Få undersökningar har genomförts som syftar till att studera vilka konsekvenser dammar har på den befintliga fiskfaunan som förekommer i rinnande vatten. För framförallt havsöringsbestånden (*Salmo trutta*) befaras att negativa konsekvenser kan uppstå (Sandell 1995).

Havsöringen tillbringar ofta sina första levnadsår i vattensystemens övre delar och biflöden (Alm 1954, Curry-Lindahl 1985). Då havsöringen uppnått en viss storlek och ålder genomgår den dominerande andelen av individerna en fysiologisk och morfologisk förändring, sk smoltifiering. Detta sker vanligen vid 1 eller 2 års ålder. Havsöringens beteende förändras, från ett stationärt och revirhävande beteende, till ett stimbildande och migrerande beteende (Bohlin 1984). Kortfattat kan smoltifieringen beskrivas som en process där öringen anpassas till havsmiljön, till vilken den aktivt söker sig, genom att vandra nedströms i vattendraget.

Överlevnaden av smolten vid utvandringen mot havet varierar stort mellan populationer och styrs av en mängd faktorer (Fraser 1972). Uppväxtområdets lokalisering i vattensystemet är en fundamental faktor som styr den aktuella vandringsvägen för smolten. Innefattar vandringsvägen nyskapade dammanläggningar och våtmarker ändras tidigare givna förutsättningar för smolten och negativa effekter kan uppkomma med bla förändrad överlevnad vid smoltvandringen som resultat (Geen 1975). Troligen medför en ökad andel våtmarker och dammar att andelen lentiska habitat (miljöer lämpade för rovfisk) ökar. Följaktligen torde beskriven omfördelning av habitat utsätta den nedvandrande smolten för ett större predationstryck under vandringen, jämfört med tidigare års vandringar (Mills 1965a, 1965b, Geen 1975). Även smoltens totala vandringstid kan förväntas öka, dels beroende på en längre vandringsväg till havet, dels våtmarkernas och dammarnas fysiska struktur som kan förorsaka en fördröjning med en längre uppehålls-

tid som följd (Raymond 1968, 1979, Mills 1965a, 1965b, Geen 1975). Ett ökat bortfall av nedvandrande havsöringsmolt är högst sannolikt då kombinationen av dessa två omständigheter sammanfaller, dvs att smolten fördröjs i vattenområden med riklig förekomst av predatorer.

Ytterst få studier har undersökt mindre och näringsrika dammars (<4,0 ha) påverkan på nedvandrande havsöringsmolt. I de fall då undersökningar utförts har i allmänhet tillförlitlig metodik ej tillämpats (Sandell 1995). Dock framgår av vissa studier att smoltförlusterna kan vara betydande, upp till 73% (Plesner 1994) respektive 94% (Hammarlund 1979). Orsakerna till redovisade förluster har emellertid ej med säkerhet kunnat fastställas, eftersom beståndsuppskattningar och maganalys av förekommande predatorer saknas i refererade undersökningar. Mot bakgrund av denna kunskapsbrist har jag genomfört en studie som syftar till att uppskatta förluster av havsöringsmolt i en nyligen anlagd denitrifikationsdamm (Habo dammar) som lokaliserats till ett biflöde i Højeåns avrinningsområde (Önnerupsbäcken) med riklig förekomst av havsöring. Undersökningen innefattar också en studie av smoltförluster för Önnerupsbäcken separat. På så sätt kan våtmarksprojektets effekter på havsöringsmoltens vandring, vad avser bortfall och uppehållstider, ställas mot motsvarande förhållanden i rinnande vatten.

Material och metoder

Undersökt område

Önnerupsbäcken är Højeåns största biflöde och dess avrinningsområde (53 km²) omfattas till övervägande del av åkermark (85%), vilket orsakar ett kraftigt näringsläckage till omkringliggande vattenområden. Önnerupsbäcken har vidare, i likhet med övriga vattendrag belägna i jordbruksmarker, genomgått stora fysiska förändringar och betydande vattenområden har kontinuerligt under de senaste två seklerna dränerats, utdikats, rätats och kulverterats. Avsaknad av vattenmagasin inom vattensystemet medför vidare att vattenflödet varierar kraftigt och i samband med nederbörd svarar Önnerupsbäcken med häftiga flödesvolymmer. Dessa omständigheter medför tillsammans att vattenområdet är synnerligen hårt belastat av näringsämnen, medelkoncentrationerna har under 1992 tom 1995 beräknats till 7,1 mg/l för kväve och 115 mg/l för fosfor i Önnerupsbäcken (Høje å recipientkontroll, Ekologgruppen 1993–96, Krook muntl. medd.). Den årliga totaltransporten har beräknats till 110 ton kväve och 1,4 ton fosfor. Önnerupsbäcken transporterar således tillväxtfrämjande näringsämnen i stor omfattning och bidrar till en fortsatt eutrofiering av våra kust- och havsområden.

Under våren 1996 genomfördes ett vattenvårdande projekt i Vattendragsförbundets regi då en befintlig dammanläggning (Habo dammar), en tidigare vattenfylld lertäkt, kopplades samman med Önnerupsbäckens nedersta del. Anläggningen ansågs allmänt vara kostnadseffektiv och ha goda förutsättningar ur kvävereduktionssynpunkt då tidigare undersökningar i vattenområdet indikerar på en hög denitrifikationspotential (Ripl et al. 1979). I Önnerupsbäckens kvarvarande övre delar förekommer havsöring. Betydande arealer lek- och uppväxtområden har påvisats genom elfisken och inventeringar (Eklöv & Olsson 1994). En för Høje å omfattande produktion av utvandrande havsöringsmolt sker därmed årligen.

Fältstudiens utformning

Smoltvandringen har under 1996 studerats i två typer av vattenområden, dels i Habo dam-

mar 2,9 ha (285 m mellan in- och utlopp) dels i en 1 280 m lång sträcka av Önnerupsbäckens uppströms dammarna (Figur 1). I Önnerupsbäckens fåra och dammarnas in- och utlopp, lokaliserades tre konstruktioner (nedan beskrivna som station 1, 2 och 3), för att registrera tidpunkten, identiteter och antalet märkta havsöringsmolt vid passering. Uppehållstider och förluster av smolt har härigenom uppmätts i såväl Habo dammar som i en sektion av Önnerupsbäcken.

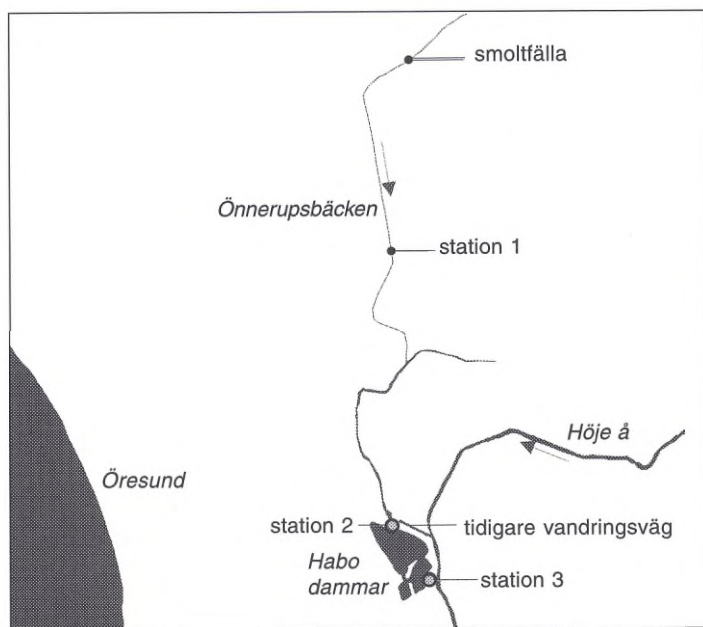
Eftersom delar av den för smolten tidigare tillgängliga 335 m långa vandringsvägen i Önnerupsbäcken (ursprungliga åfåran) är igenfylld av jordmassor har studien ej kunnat utföras i exakt samma vattenområde där smolten vandrade innan bäcken leddes in i Habo dammar. I stället har en uppströms belägen och 1 280 m lång sträcka i Önnerupsbäcken använts som referens, där bortfallet och uppehållstider har studerats (Figur 1). Dessa resultat utgör också grunden för redovisade uppskattningar över det tidigare bortfallet, som sannolikt förelåg före dammarnas påverkan på smolten i Önnerupsbäcken. Lokaliseringen av referenssträckan och dess längd (1 280 m) styrdes av att mätstation 1 skulle vara tillgänglig i terrängen samt vara närliggande en elektrisk strömkälla.

Märkning

En smoltfälla anlades i Önnerupsbäcken 2,3 km uppströms Habo dammar (Figur 1). Smoltfällan består av en enkelryssja som modifierats, bla har nedre delen av strutenheten byggts om så att fångad fisk skonsamt kunde vistas däri (knutlöst garn, maskstolpe 5 mm). Uppströms smoltfällan konstruerades ett grovt galler som förhindrade växtmaterial och dylikt att nå fångstkonstruktionen. Fällan vittjades dagligen under perioden 1996-04-03 t o m 1996-05-19. I samband med extrema högvattenflöden (1996-05-04 t o m 1996-05-06) var fällan obrukbar och nedmonterad, eftersom den ej konstruerats för sådana situationer.

Fångad smolt märktes med PIT-tags (Passive Induced Transponder). Av totalt 690 fångade individer märktes 440 under perio-

den 1996-04-17 t o m 1996-05-19, vilket medför att märkning har utförts under en relativt lång tidsperiod vid olika förhållanden, bl a vad avser vattenflöde och temperatur. Tillämpad märkningsmetodik innebär att en elektronisk transponder (passiv sändare, 11 * 2 mm) injiceras via en grov kanyl (Trovan) in i smoltens bukhåla. Dock föregås själva ingreppet av att fisken bedövas med ett bedövningsmedel (MS 222), samt att en förberedande hudpenetrering görs med en tunn muskelkanyl (Microlance 0,6 * 25 mm). PIT-taggen injiceras omedelbart under bröstfenans spets i en posterial riktning, för att förhindra att skador på invärtes organ uppstår. Vidare steriliserades samtliga instrument med etanol mellan behandlingarna, därmed undveks spridning av eventuella infektioner mellan individerna. Efter det att bedövningen slutat verka, återutsattes fisken omgående nedströms fällan och tidpunkten för utsättning noterades. Genom att placera ett slumpmässigt urval av märkt havsöringsmolt i dels en sump i bäcken (10 st), dels i akvarier (15 st)



Figur 1. Karta över Önnerupsbäcken och Habo Dammar. Märkning av havsöringsmolt vid smoltfällan. En km nedströms fällan registrerades fisken vid station 1. Vattenområdet mellan station 1 och 2 utgör referenssträckan (1 280 m). Smolten registrerades via station 2 in till Habo Dammar (2,9 ha) och ut ur dammarna via station 3. Observera den tidigare aktuella vandringsvägen (335 m) som ej längre är tillgänglig för fiskvandring.

har en dödlighet på grund av behandling och märkning beräknats till 4%. Individerna fick gå i genomsnitt tio dagar i sumpen i bäcken respektive 30 dagar i akvariet.

Registrering

Den inopererade transpondern kräver uppladdning av en extern energikälla för att sända ut sin information (Armstrong et al. 1996, Brännäs et al. 1994, Hansson 1994). Nedströms fällan lokaliserades därför tre stationer med avpassad teknik där detektorer (antennar) placerades i vattnet. Detektorerna sänder ut ett elektriskt magnetfält, vilket aktiverar och mottager transponderns (PIT-taggen) information (Armstrong et al. 1996, Hansson 1994). Detektorerna är utformade som rektangulära plattor (100 * 30 cm) och har en räckvidd på 15 cm ovan och 10 cm under själva detektorn. Stationerna utformades på sådant sätt att fisken tvingades att simma via en anlagd passage, vari detektorn placerats. Själva grundkonstruktionen utgjordes av i ån diagonalt satta pålar som kläddes med nät (maskstolpe 0,7 cm), se Figur 2. Genom passagen simmade fisken antingen över eller under detektorn och registrerades således. Detektorn kopplades via en kabel till en datalogger (placerad på strandbrinken) där informationen lagrades med identitetskod och tidpunkt för varje enskild märkt individ. Dataloggerna avlästes och tömdes regelbundet på information i fält via en portabel dator.

Den första mätstationen (station 1) för fisken att passera på sin väg mot havet var placerad ca 1 000 m nedströms fällan och 1 280 m uppströms Habo dammar (Figur 1). Här registrerades nedvandrande smolt för första gången. Sträckan nedströms station 1, tom station 2 (dammarnas inlopp), tjänstgjorde som en referenssträcka för förhållanden i rinnande vatten, där förlusterna av smolt och dess uppehållstider (simhastighet) beräknades. Presenterade förluster av havsöringsmolt i Önnerupsbäcken grundar sig på antalet registrerade individpassager för stationerna 1 och 2 (Tabell 1), dvs antalet registrerade individer i station 1 subtraherat med antalet registrerade individer i station 2.

Referenssträckan i Önnerupsbäcken bestod av två habitatmässigt olika vattenområden, dels en övre 330 m lång sträcka, vilken kan beskrivas som ett grundare dike med

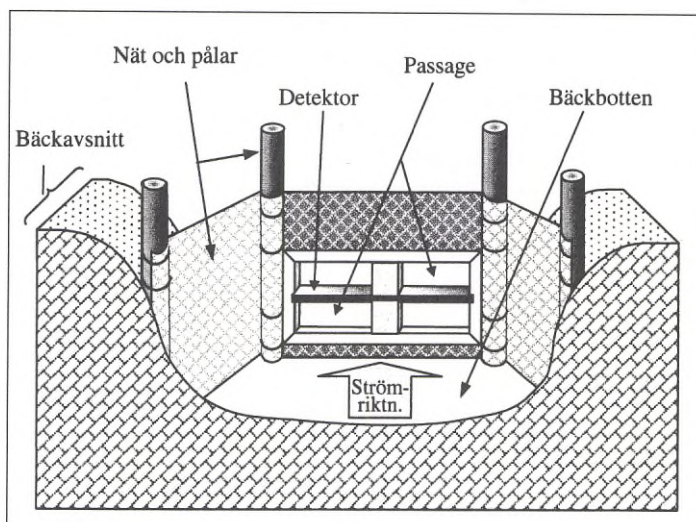
begränsad bottenvegetation och likformig bottenstruktur, och dels en nedre 950 m lång sträcka som skiljer sig från den övre delen genom att den är djupare och bredare med en mer långsamflytande ström och riklig bottenvegetation. Referenssträckan består uppskattningsvis av 75% likartat habitat, jämfört med den 335 m långa sträckan av bäcken som smolten tidigare vandrade genom före våtmarksprojektets genomförande. Smoltförlosterna som erhållits i referenssträckan ligger även till grund för redovisade uppskattningar över det tidigare bortfall som troligen skett på den sträcka av Önnerupsbäcken som öringen vandrade via och som sedermera ersattes av vattenområdet i dammarna

$(335 \text{ m}_{\text{tidigare vandringväg}} / 1\,280 \text{ m}_{\text{referenssträckan}} * (n \text{ station 1} - n \text{ station 2}))$.

I anslutning till dammarnas in- och utlopp (Figur 1, station 2 och 3) anlades likartade konstruktioner (inklusive detektorer) som vid station 1. Vattendjupet och åns bredd var emellertid större här och därför har stationerna dimensionerats till dessa förhållanden som därmed blivit betydligt större. Samtliga tre stationer är dock konstruerade enligt samma modell där själva passagekonstruktionerna är identiskt utformade.

Förluster av smolt för Habo dammar beräknades enligt samma princip som för den övre sträckan (Önnerupsbäcken), dvs antalet registrerade individer i station 2 subtraherat med antalet registrerade individer i station 3.

Den använda märkningsmetodiken har även möjliggjort beräkningar av uppehållstider (simhastighet) i de två vattenområden som studerats: Önnerupsbäcken (1 280 m),



Figur 2. Principskiss över mätstation 1, 2 och 3. Bäcken spärrades av med nät och havsöringsmolt simmade över eller under detektorn. Den märkta fiskens individuella kod samt tidpunkten för passage registrerades.

samt Habo dammar (2,9 ha, 285 m lång sträcka mellan in- och utlopp). För att få ett generellt mått på individernas simhastighet har ett medel- och medianvärde framräknats för respektive vattenområde. Antalet individer, vars simhastighet har beräknats, baseras på antalet individpassager för undersökningens tre stationer (Tabell 1). Dock bör noteras att för station 3 har tre tidsangivelser fallit bort ur resultatet. Därmed har endast 47 tidpunkter, av totalt 50 stycken registrerade utpassager från dammarna, kunnat användas i analysen för smoltens generella uppehållstid i Habo Dammar. På motsvarande sätt har för referenssträckan i Ön-

Tabell 1. För respektive station: antalet passerande individers registreringar, multipla registreringar och felaktiga registreringar samt det totala antalet registreringar.

* Observera att kontrollsträckans resultat grundar sig på 192 individer (för station 1), resp. 147 individer (för station 2). 271 individer har dock simmat in i dammarna totalt.

	Station 1	Station 2	Station 3
Totalt antal individer	192	271 (147)*	50
Totalt antal registreringar	314	883	654
Totalt antal multipla registrerade individer	57	74	23
Totalt antal multipla registreringar	121	613	604
Totalt antal felaktiga registreringar	5	42	95
Antal korrigerade felaktiga registreringar	5	41	93

nerupsbäcken en individpassage fallit bort. Anledningen till detta är att avkodningen ej har varit fullständig.

Teknisk utrustning testades innan undersökningen påbörjades, såväl över som under vattnet. Bland annat uppmärksammades att avkodningen av PIT-taggen fungerade generellt sämre och att registreringar tidvis uteblev då PIT-taggen testades på detektorernas centrala delar jämfört med dess övriga delar utmed sidorna. Genom att komplettera detektorerna med en konstruktion som förhindrade fisken att simma på detektorernas mitt, eliminerades denna sannolika felkälla. Under perioden 1996-04-17 t o m 1996-04-26 uteblev registreringar helt vid station 1. Således passerade märkta individer detektorn utan att registreras. 192 individer har emellertid registrerats och ingår därmed i studien för Önerupsbäckens samlade resultat (Tabell 1).

Huvuddelen av erhållna multipla registreringar (>1 tidsangivelse för en enskild individ) och registreringar av ID nummer som ej direkt kunde tydas (definierade som felaktiga registreringar i Tabell 1) har analyserats vidare och ingår således i rapportens samlade resultat. Multipla registreringar uppkommer då en eller flera individer uppehåller sig vid detektorn under en längre tidsperiod (>2 sek). Som exempel kan nämnas en individ som registrerades första gången kl. 09:39:23 (station 3) och uppehöll sig under samma dag i och omkring detektorns magnetfält fram till kl 17:15:43. 336 enskilda registreringar blev resultatet. Felaktiga registreringar uppkommer ofta på grund av att fisken simmat förbi detektorn för snabbt, men kan också uppkomma då två eller flera märkta individer passerat detektorns magnetfält samtidigt. Det är i första hand stationerna 2 och 3 (dammarnas in- och utlopp) som uppvisar flest antal felregistreringar. För station nr 3 har i tabellen två enskilda felaktiga registreringar (2 av 95 st) uteslutits ur resultatet eftersom dessa iden-

titetskoder ej kunde spåras. I allmänhet är dock förändringarna av koderna små, vilket medför att det är relativt enkelt att korrigera dessa.

Tester av detektorerna gjordes kontinuerligt under perioden då undersökning pågick. Bland annat genomfördes dykning vid stationerna i dammarnas in- och utlopp och genom att manuellt föra PIT-tags genom detektorernas magnetfält i fiskpassagerna under vattnet kontrollerades funktionen.

Vattenflöde och vattentemperatur

Vid smoltfällan har vattennivån mätts dagligen under hela perioden som undersökningen pågick och dessa data kan användas som ett relativt mått på vattenflödet. Vidare har vattentemperaturen registrerats, inledningsvis med en ordinär kvicksilvertermometer (mellan kl. 07:00-09:00), därefter med Tiny Talk system, en datalogger som registrerar vattentemperaturen 40 gånger per dygn. Medeltemperaturen har därefter beräknats för respektive dygn. Redovisade två typer av temperaturmätningar går ej direkt att jämföra, eftersom mätvärdena är av olika karaktär.

Provfiske

I Habo dammar har genomförts kvalitativa provfisken för att få en uppfattning om förekommande fiskarter och tänkbara predatorer. Olika typer av ryssjor samt elfiske och sportfiskemetoder har använts. Arter som fångades med ryssja och elektricitet var: gädda (*Esox lucius*), abborre (*Perca fluviatilis*), ål (*Anguilla anguilla*), mört (*Rutilus rutilus*), ruda (*Carassius carassius*), braxen (*Abramis brama*) och sutare (*Tinca tinca*). Under fältundersökningens slutskede, 1996-05-19 genomfördes maganalys av 13 gäddor som insamlats från dammarna.

Resultat

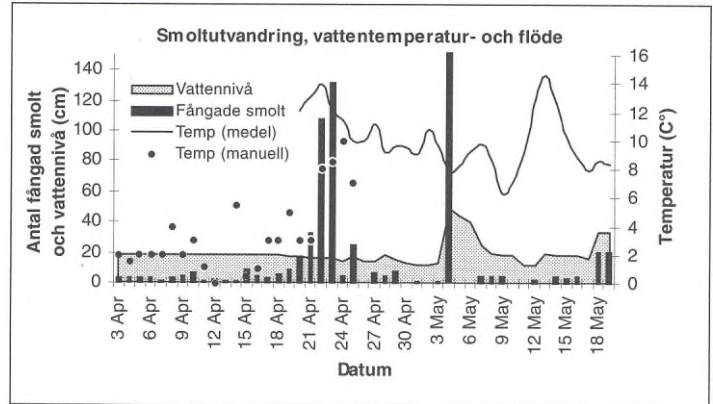
Smoltvandringen

Totalt fångades i smoltfällan 690 smolt. Vattenflödet i Önnerupsbäcken speglas av uppmätta vattennivåer (Figur 3).

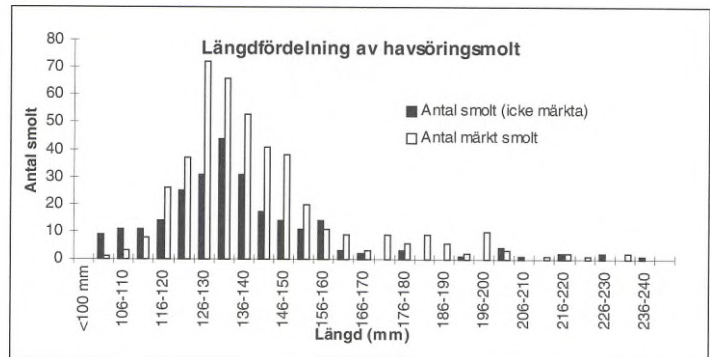
Under fältstudiens inledande skede var vattenföringen låg under en relativt lång period (1996-04-03--05-03). Ändock förekom en betydande smoltutvandring. 47% av det totala antalet smolt fångades mellan 1996-04-19--04-25, vilket sammanfaller med uppmätt temperaturstegring (Figur 3). Kraftig nederbörd medförde höga vattenflöden (1996-05-04--05-08) och den mest omfattande utvandringen erhöles under dessa dagar. 1996-05-04 märktes 188 smolt av totalt fångade 223 individer, vilket motsvarar 32% av det totala antalet fångade smolt. Efterföljande två dagar var flödessituationen sådan att fällan ej kunde brukas. Troligen vandrade huvuddelen av Önnerupsbäckens smolt ut mot havet under denna period. 1996-05-06 sattes åter fällan i bruk och i samband med lägre vattenföring fångades följaktligen färre smolt. 1996-05-18 och 05-19 uppmättes åter igen höga flödestoppar och antalet nedvandrande smolt ökade till viss del, 42 individer fångades, motsvarande 6% av det totala antalet fångade smolt. Även under perioder då vandringsintensiteten var blygsam har märkning av smolt genomförts, på så sätt har märkta individer kunnat följas under en relativt lång tidsperiod, vid olika typer av förutsättningar.

Urvalet av individer som märkts bör betraktas som slumpmässigt och diskriminering av individer med olika längdklasser, fysisk kondition och graden av smoltifiering har undvikits. Av det totala antalet fångade smolt har 64% (n = 440) märkts med PIT-tags och därmed ingått i fältundersökningen.

Övriga fiskarter som erhöles i smoltfällan var förutom havsöringsmolt, adult havsöring, grönling (*Barbatulus barbatulus*), gädda (*Esox lucius*), abborre (*Perca fluviatilis*), ål (*Anguilla anguilla*), storspigg (*Gasterosteus aculeatus*), mört (*Rutilus rutilus*) och id (*Leuciscus idus*). Även en signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*) fångades.



Figur 3. Antalet smolt fångade i Önnerupsbäcken under perioden 1996-04-03 t o m 1996-05-19. Variationen av uppmätta vattennivåer speglar vattenföringens karaktär. Vattentemperaturen har tagits dels manuellt dagligen (mellan kl. 07:00-09:00) med en kvicksilvertermometer dels via Tiny Talk system (genomsnittlig dygnstemperatur).



Figur 4. Längdfördelningen (mm) av samtliga smolt som erhöles i smoltfällan i Önnerupsbäcken. 1+ öring ligger inom intervallet 105-165 mm. Övriga individlängder är registrerade som 2+.

Längdfördelning

Av havsöringsmoltens längdfördelningen framgår att 1+ öring utgör 90 % (n = 620) av de 690 havsöringsmolten som fångades i fällan (Figur 4).

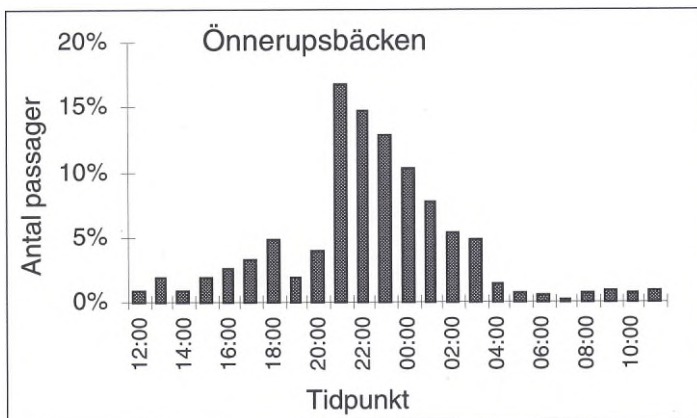
Tidpunkten för passager

För att få en bild över när på dygnet molten är aktiva och vandrar summerades registrerade passager som erhöles från stationerna nedströms fällan (station 1: n=192, station 2: n=271 och station 3: n=47, se även Tabell 1)

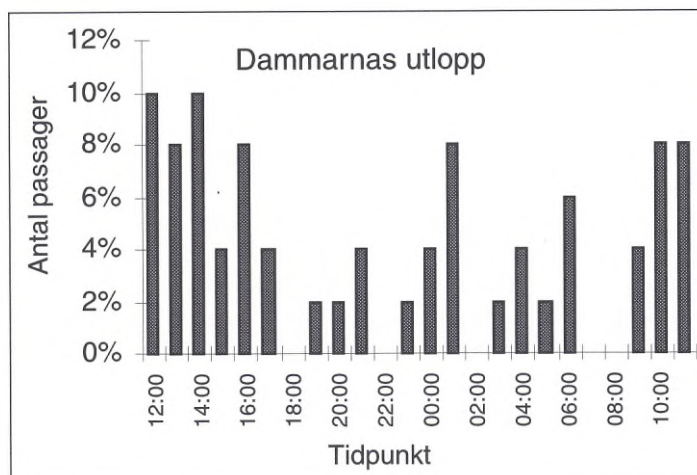
under perioden 1996-04-17--05-26. Tidpunkten för passagera (totalt 510 st) har därefter avrundats till närmaste heltimme och de generella tidpunkterna för individpassager redovisas separat för dels Önnerupsbäcken (station 1 och 2; Figur 5) dels Habo dammars utlopp (Figur 6).

En stor andel av smolten (ca 75%) har passerat stationerna 1 och 2 i Önnerupsbäcken mellan kl 21.00 - 04.00, vilket tyder på att smolten är speciellt vandringsbenägna under dygnets mörkare period.

För station 3 (dammarnas utlopp) bör uppmärksammas att tidpunkten för registrerade passager ej uppvisar motsvarande trend, eftersom passager har registrerats i stor utsträckning även under dygnets ljusare del. Cirka 24% av smolten har passerat



Figur 5. Antalet och tidpunkten för registrerade passager för märkta smolt under dygnet i Önnerupsbäcken, station 1 och 2.



Figur 6. Antalet och tidpunkten för registrerade passager för märkta smolt under dygnet i dammarernas utlopp, station 3.

utloppet mellan kl 21.00 - 04.00. Förvisso har endast 50 märkta individer passerat ut från dammarna, materialet är således begränsat och mindre i jämförelse med övriga stationer.

Uppehållstid

Uppehållstiden för smolten i undersökningens två olika vattenområden (Önnerupsbäcken och Habo Dammar) uppvisar stora olikheter. För att få ett generellt mått på simhastigheten av individerna, har medel- och medianvärde framräknats. Då fördelningen av populationen är snäv (ingen normalfördelning av uppehållstiderna), ger medianvärdet en bättre bild över smoltens uppehållstider.

Sextiosex procent (n=97) av havsöringsmolten simmade igenom referenssträckan i Önnerupsbäcken (1 280 m) på mindre än fem timmar. Den genomsnittliga hastigheten för individerna (n=146) som passerade sträckan har räknats fram till 11 timmar, medianvärdet till 4 timmar (frekvens 1-189 h).

I Habo dammar har en betydligt längre uppehållstid påvisats för smolten, ett medelvärde på 117 timmar och ett medianvärde på 52 timmar har framräknats (frekvens 1-645 h). I Habo dammar har 53% (n=25) av individerna uppehållit sig mer än 49 timmar – kortaste sträckan genom dammarna, dvs mellan in- och utloppet, är 285 meter.

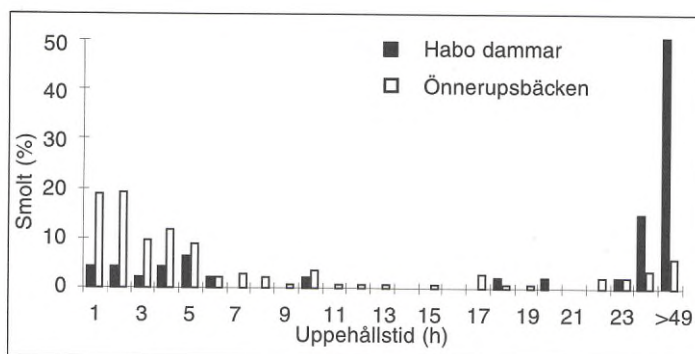
Av resultatet framgår tydligt att uppehållstiderna varierar kraftigt mellan undersökningens två vattenområden, dvs avpassad sträcka av Önnerupsbäcken (1 280 m) respektive Habo dammar (2,9 ha). Framräknat medianvärde för smoltens simhastighet mellan vattenområdena kan beskrivas till 1:13 (h). Detta innebär att smoltens beräknade simhastighet för distansen i Önnerupsbäcken är 13 gånger så snabb jämfört med motsvarande sträcka mellan station 2 och 3 i Habo dammar. Variationen är dock betydande även mellan individer inom samma vattenområde och detta gäller i synnerhet för smolten i dammarna, där tex två individer uppehöll sig i mer än 25 dygn, medan den snabbaste individen passerade dammarna på drygt en timme. Orsaker till uppmätta variationer av uppehållstiderna i dammarna är oklara och det faktum att endast 50 individer (47 st med korrekta registrerade tidsangivelser) vandrade ut från dammarna, begränsar möjligheterna till att tolka variationen individerna emellan. Sextio procent (n=28) av smolten vandrade emellertid ut från dammarna un-

der sammanlagt sju dagar då vattenföringen var hög, ytterligare 17% (n=8) vandrade ut under tre dagar, i samband med ökad vattentemperatur. Resterande 23% (n=11) lämnade dammarna vid en till synes slumpmässig tidpunkt. Vidare har följande förhållande noterats. Av individerna som uppehöll sig i dammarna mindre än fem dygn vandrade 66% (n=31) ut i samband med ökat vattenflöde eller temperatur. Av individerna som uppehöll sig i dammarna mellan fem och tio dygn vandrade samtliga (n=8) ut vid en tidpunkt då varken förhöjd vattentemperatur eller vattenflöde uppmätts. För individer som uppehöll sig i dammarna längre än tio dygn vandrade samtliga (n=8) ut i samband med förhöjd vattenföring.

Förluster

Beräkningen av förlusterna av märkta havsöringsmolt grundar sig på antalet registrerade individpassager för stationerna 1, 2 och 3 (Tabell 1). Av 192 individer som passerade och registrerades i Önnerupsbäckens övre del (station 1) registrerades 147 individer vid Habo dammars inlopp, (station 2). Härigenom har ett totalt bortfall av nedvandrande havsöringsmolt beräknats till 23,4% för den 1 280 m långa sträckan av bäcken. 271 märkta individer har registrerats in till Habo dammar (station 2), av dessa har 50 individer registrerats vid dammarnas utlopp (station 3), ett bortfall på 81,5% (Figur 8). Habo dammar innefattar ett vattenområde på 2,9 ha och den närmaste vägen mellan in- och utlopp är 285 m för fisken att simma. Av smolten som påbörjade sin vandring vid högvattenflödet (96-05-04) erhålls likartade förlustsiffror, 22,9% (n=35) respektive 78,1% (n=32). Inga skillnader i förluster har noterats mellan smoltens två förekommande längdklasser (1+ och 2+).

Bortfallet av havsöringsmolten är därmed 3,5 gånger större i Habo Dammar, jämfört med kontrollsträckan i Önnerupsbäcken. Då betydande skillnader föreligger mellan dessa två vattenområden, är det av intresse att försöka uppskatta det tidigare bortfallet av smolt, som var aktuellt – före det att Önnerupsbäcken leddes in i Habo dammar. På så sätt kan en viss uppfattning fås vad gäller våtmarksprojektets totala påverkan på havsöringsmolten. Det är emellertid förenat med vissa risker att försöka fastställa en sådan förlust, eftersom det ej har varit möjligt att genomföra någon undersökning i exakt det vattenområde, där fisken tidigare vand-

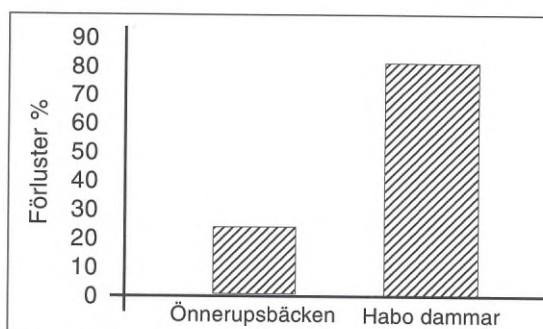


Figur 7. Fiskens uppehållstid i sträckan av Önnerupsbäcken (n=146) och Habo dammar (n=47). Observera skillnaden på X-axeln (23, 24-48 och >49 h).

rade. Uppskattningar får istället göras utifrån teoretiska beräkningar av redovisade förlustsiffror, erhållna från kontrollsträckan i Önnerupsbäcken.

Den sträckan som smolten vandrade före projektets genomförande är 335 m lång och innefattar nedre delen av Önnerupsbäcken samt en del av Höje å. Sträckan utgör 26,2% av kontrollsträckan i Önnerupsbäcken och framräknat bortfall av smolt, per 100 löpmetrar (1,8%), applicerat på 335 m ger en teoretiskt uppskattad förlust på 6,1%.

För att få en uppfattning om orsakerna till uppmätta förluster i Habo dammar genomfördes ett kvalitativt provfiske efter tänkbara predatorer. Fisket var i hög grad selektivt och som enda egentliga rovfisk erhöles gädda inom längdintervallet 200 mm-1000 mm. Via sportfiske 1996-05-20 insamlades 13 gäddor för maganalys (510, 520, 530, 585, 600, 660, 680, 700, 710, 720, 780, 795 och 970 mm). Maganalysen visade att fyra av gäddorna inom längdintervallet 600-700 mm hade konsumerat smolt, varav en (660 mm) hade ätit 14 st. 1+ smolt. De övriga tre tillsammans innehöll åtta smolt (6 st 1+ och 2 st 2+).



Figur 8. Bortfall av havsöringsmolt i Önnerupsbäcken, (1 280 m) och Habo dammar (2,9 ha).

Diskussion

Bortfallet

Redovisat bortfall av smolt (23,4%) i Önnerupsbäcken avser en sträcka på 1 280 m och innefattar två olika typer av vattenområden. Kortfattat kan referensträckan i Önnerupsbäcken spekulativt beskrivas i dels en övre del (330 m), där förlusterna av smolt troligen är mindre (jämfört med området nedströms) eftersom predationstrycket begränsas av ett förmodat lägre antal predatorer. Dels en nedre del (950 m) där förlusterna av smolt sannolikt är höga beroende på en större täthet av predatorer, i synnerhet gädda. Referensträckans abiotiska och biotiska olikheter bör således medföra att predationstrycket varierar beroende på var i referensträckan fisken uppehåller sig.

I resultatet har även presenterats uppskattade smoltförluster för den vandringsväg av Önnerupsbäcken och Höje å som sedermera ersattes av Habo dammar. Detta förmodade bortfall (6,1%) har beräknats utifrån referensträckans totala bortfall (23,4%), trots att dessa två vattenområden ej direkt är jämförbara. Referensträckan innefattar biotoper som ej förekommer i den förut aktuella vandringsvägen – ett förhållande som sannolikt utgör en felkälla, vilket kan leda till en underskattning av det uppskattade bortfallet. Den forna vandringsvägen (335 m) bestod nämligen uteslutande av habitat, likartat referensträckans nedre del, där predationstrycket bedöms vara förhållandevis omfattande.

För att få en uppfattning om smoltförluster i andra vattensystem där likartade undersökningar har gjorts, kan nämnas Larssons studier (1985) av laxsmolt i Mörrumsån och Emån. I Mörrumsån påvisades en 35% mortalitet på en sträcka av 8 km. En motsvarande studie i Emån (22 km) gav en mortalitet på 48%. Studerade vattenområden i Emån och Mörrumsån skiljer sig påtagligt från vattenområdet i Önnerupsbäcken och direkta jämförelser kan naturligtvis ej göras. Dock fås en fingervisning om att det förekommer ett betydande bortfall av smolt generellt i samband med dess vandring ut mot havet – en uppfattning som också styrks entydigt i Sandell's (1995) litteraturstudie.

Hög mortalitet av strömlevande öring och lax kan i stor utsträckning orsakas av predation från piscivora fiskar samt fågel och däggdjur (Zalewski et al. 1985). Vadande predatorer (fågel) är effektiva jägare i grundare vatten och rovfiskar är effektiva i djupare vatten (Näslund 1992). Potentiella predatorer som observerats i Önnerupsbäcken och dess närområde är mink (*Mustela vison*), häger (*Ardea cinerea*) samt gädda och ål. Sannolikt har predation från häger störst påverkan på den utvandrande smolten i det övre belägna vattenområdet där bäcken är relativt grund samt har en homogen bottenstruktur med få gömslen för fisken. Hägerns totala påverkan på smolten torde dock vara av ringa betydelse, eftersom endast ett fåtal hägrar var lokaliserade i området samt att besöken i bäcken under tidpunkten för vandringsvägen var få. Även minkens betydelse som predator på öringsmolten borde vara begränsad. Den anses nämligen preferera andra mer lättfångade fiskarter som cyprinider (mört, id och braxen), vilka för övrigt är rikligt förekommande i Önnerupsbäcken (Gerell 1967, Day & Linn 1972). Ålbeståndet har ej kvantifierats men bedöms vara talrikt och då ålen är nattaktiv (liksom smolten) bör ålens betydelse i sammanhanget ej helt negligeras. Gäddans betydelse som predator på öring är väl belagd, tex fann Sers och Degerman (1992) att tätheterna för stationär öring generellt var lägre på lokaler där gädda påvisats, jämfört med andra lokaler utan förekomst av gädda. Gäddan är beroende av gömslen, som tex skyddande undervattensvegetation, för att kunna attackera och fånga sitt byte (Sandell 1995, Greenberg 1992) vilket medför att vissa delar i den övre sträckan av Önnerupsbäcken är mindre lämpliga för gäddans jaktstrategi. Huvuddelen av referensträckan (950 m) bedöms däremot såsom en utmärkt biotop för gädda.

Habo dammar innefattar tre sammankopplade bassänger (2,9 ha) och den närmaste vägen mellan in- och utlopp är 285 m för fisken att simma. Uppmätta förluster av smolt har beräknats till 81,5% i dammarna. Förlusterna varierar således stort mellan undersökningens två vattenområden – aktuell sträcka av Önnerupsbäcken och Habo dam-

mar. Tänkbara orsaker till uppmätta förluster i Habo dammar har endast i begränsad omfattning studerats. Utförda provfisken i dammarna påvisar emellertid förekomst av gädda. Försök med kvantitativa fisken med ryssjor samt elektricitet har ej fungerat väl då fångster i stor utsträckning uteblivit. Sportfiske har däremot givit vissa resultat och 13 gäddor fångades vid ett tillfälle. Sportfiske som metod, är emellertid starkt selektiv och endast större gäddor fångas, därmed erhålls en skev bild över individernas längdfördelning inom populationen (Mann 1996). Ett begränsat antal maganalyser har genomförts av gädda och därmed har direkt bevisats att smolt konsumerats. Endast gäddor inom längdintervallet 600-700 mm hade ätit smolt. Övriga gäddor innehöll mört eller inga byten alls. Sandell's (1995) sammanfattning av uppgifter från Sjöberg (1983) och Bagenal (1982), där förhållandet mellan gäddans genomsnittliga längd respektive bytets längd presenteras, sammanfaller väl med erhållna resultat från Habo dammar. Tidpunkten för insamlandet av maginnehåll sammanföll med en period då smoltvandringen var intensiv. Vid analys av maginnehållet framkom att samtliga gäddor som konsumerat smolt ej innehöll några andra bytesobjekt, en intressant iakttagelse som indikerar att gäddorna är opportunistiska i sitt bytesval. Diana (1979) studerade andelen av olika typer av byten i gäddors maginnehåll och fann att 61% av samtliga gäddor endast konsumerat en typ av byten, 20% hade konsumerat två och 8% tre sorters byten. Vad resterande 10% av gäddorna konsumerat framgår ej tydligt – jag förmodar att dessa ej innehöll något byte alls. Maganalysen av gäddorna i Habo dammar gav vidare en påfallande tydlig bild över att flertalet smolt för respektive gädda fångats vid samma tidpunkt. Detta samband var tydligt då graden av nedbrytningen var lika långt kommen för flertalet (>90%) av individerna i gäddmagarna. Detta mönster har tidigare studerats och det för gäddan mest eftersträvarvärda näringsintaget bör vara en relativt kort period för själva furageringen följt utav en längre period av matsmältning (Diana 1979, 1996). Det faktum att en gädda lyckats fånga 14 stycken smolt tyder inte bara på gäddornas effektiva jaktstrategi, utan också på smoltens sårbarhet i dammarna. Dessutom fås här en uppfattning om gäddornas förmåga att under en relativt kort tidsperiod

utnyttja smolten som födoresurs. Enligt Diana (1996) är bytets tillgänglighet och sårbarhet troligen de faktorer vilka har störst betydelse i gäddans födoval.

Gäddans förmåga att decimera öringbestånd är väl känd i svenska kraftverksmagasin och större dammanläggningar (Gönczi et al. 1986). Mills (1965a, 1965b) undersökningar av nedvandrande laxsmolt i River Conon (Skottland) gav vid utvandringen påtagligt höga förluster då smolten passerade två relativt grunda sjöar och ett kraftverksmagasin i sin väg mot havet. Av 18 000 smolt överlevde knappt 8% vandringen på en sträcka av totalt 13 miles (~21 km). Gädda beräknades ensamt stå för omkring 10% av det uppmätta bortfallet. En nyligen publicerad undersökning i Gudenåsystemet (Danmark) visar på synnerligen stora förluster av såväl laxsmolt som öringsmolt då dessa passerade Tange Sø. 86,4% för lax, respektive 81,8% (vild) och 90,7% (utsatt) öring. Sjön är 12 km lång och innehar troligen samma trofograd med motsvarande fisksamhälle som Habo dammar. Även i denna studie utmärkes gäddan som den viktigaste predatorn (Jepsen et al. 1996).

Trots att en tillfredsställande kvantifiering av gäddpopulationen saknas i Habo dammar, talar mycket för att det uppmätta bortfallet av smolt är en direkt effekt av en omfattande predation, i första hand av gädda. Förluster av smolt orsakad av andra predatorer, förutom gädda, kan dock ej uteslutas och förekommer med stor sannolikhet (ål, häger och mink).

Uppehållstider

Tillämpad märkningsmetodik har möjliggjort beräkningar av överlevande individers uppehållstider i undersökningens två olika vattenområden, dels sträckan på 1 280 m i Önnerupsbäcken, dels Habo dammar. Uppehållstiderna varierar stort mellan undersökningens två vattenområden. Dammanläggningar anses generellt ha en fördröjande effekt på utvandrande smolt (Mills 1965a, 1965b, Raymond 1968, 1979, Geen 1975, Hammarlund 1979, Greenberg 1991, Sandell 1995, Jepsen et al. 1996). Så är även fallet i Habo dammar, trots det ringa avståndet (285 m) mellan in- och utlopp har en stor andel av smolten uppvisat påfallande svårigheter att snabbt simma igenom dammarna. Dammarna har en relativt komplex fysisk struktur och

består av tre bassånger med förbindelse, dessutom har en ö anlagts i vattenområdets centrum. Dammarna har vidare en relativt stor volym i förhållande till Önerupsbäckens ofta ringa vattenflöde, vilket medför att det inkommande vattnets uppehållstid är lång och flödet diffust. Eftersom fallhöjden är liten mellan Habo dammar och Öresund påverkas periodvis också dammarnas strömförhållanden av att tillströmmande vatten från havet pressar på i en motsatt riktning uppströms i systemet. Dammarnas utsatta läge för vindpåverkan kan också ha viss betydelse. Jepsen et al. (1996) visade via radiomärkning att smolten tycktes navigera främst utifrån den ytnära strömriktningen. Med kraftig vindpåverkan kunde tidigare strömförhållanden ändras och smolt kunde plötsligt börja vandra uppströms i systemet.

Samtliga redovisade faktorer verkar var för sig individuellt, vilket försvårar möjligheterna att tolka vattenföringens betydelse för smoltvandringen. Störst utvandring har dock uppmätts i samband med ökad flödesvolym, vid dessa tillfällen har också ett distinkt strömstråk skapats i dammarna. Det är således troligt att flödesvolymens storlek har en avgörande roll för smolten – huruvida de skall hitta ut ur dammarna eller ej. Vattenflödet anser också Sandell (1995) vara av stor betydelse i sammanhanget.

Uppehållstiderna varierar stort individerna emellan, inget entydigt mönster kan direkt skönjas. Tidpunkterna av passager i Önerupsbäckens två stationer ger dock en bild av att aktiviteten är som störst under dygnets mörkare period. Vidare framgår att det ofta rör sig om grupper av individer (stim) framför enskilda fiskar. Ett förhållande som ej är samstämmigt med stationen vid dammarnas utlopp. Istället har registrerande passager tidsmässigt fördelats relativt jämt under hela dygnet. Dessutom domineras antalet registreringar av enskilda individpassager. Det är således rimligt att anta att grupperna av smolt skingras i dammarna. Bakomliggande orsaker till detta är sannolikt en kombination av att habitatet plötsligt ändrar karaktär och en ökad exponering för predatorer, (Geen 1975). Då betydande tätheter av gädda med stor sannolikhet förekommer i dammarna medför detta, förutom ett direkt bortfall på grund av predation, troligen också ett annat rörelsemönster för smolten under dygnet.

Slutsatser

Bortfallet av havsöringsmolt har i Habo Dammar (2,9 ha) uppmätts till 81,5%. På en 1 280 m lång sträcka av Önnerupsbäcken har motsvarande förlust uppmätts till 23,4%. Uppehållstiderna (medianvärdet av simhastigheten) av smolt varierar stort mellan Önnerupsbäcken och Habo Dammar. Uppehållstiden är 13 gånger längre i dammarna jämfört med referenssträckan i bäcken. Ett för havsöringsmolten ogynnsamt rörelsemönster, i kombination med en relativt lång period av exponering gentemot förekommande predatorer, är sannolikt förklaringen till uppmätta förluster i Habo Dammar. Gädda utgör med stor säkerhet den mest betydelsefulla predatoren på havsöringsmolt i Habo Dammar.

Behovet av restaurering och nyanläggande av våtmarker och dammar är aktuellt i flertalet av jordbrukslandskapets hårt belastade och påverkade vattensystem – förtjänstfulla åtgärder som i allmänhet bidrar till positiva effekter i landskapet och vattensystemen som helhet. Föreliggande rapport ger förvisso en bild av vissa negativa konsekvenser som kan uppstå på migrerande öringbestånd i samband med anläggande av våtmarker. Det bör emellertid betonas att resultatet speglar förhållanden i Önnerupsbäcken och Habo dammar under 1996, vilket medför att studiens material endast i begränsad

omfattning kan tjänstgöra som kunskapsunderlag över hur våtmarker bör anläggas allmänt och skador på fiskeintressen undvikas. Dock utgör studien en möjlig utgångspunkt för framtida diskussioner över vilka prioriteringar som bör gälla generellt, i samband med framtida våtmarksanläggningar i vattendrag med förekomst av migrerande öring.

Erkännande

Ett stort tack till Larry Greenberg för en gedigen handledning, till Anders Eklöv som drev på projektet och föreslog att jag skulle genomföra undersökningen. Tack även till Johan Krook på Ekologgruppen som är initiativtagaren till undersökningen, Sten Andreasson på Länsstyrelsen – för konstruktiv kritik på såväl undersökningens utformning som rapporten. Åke Jönsson måste speciellt omnämnas – Åke har visat stor kunnighet och engagemang och det är tveksamt om jag kunnat genomföra undersökningen utan hans hjälp. Många personer har dessutom hjälpt mig på diverse kvällar och helger, bl.a. Charlotte Carlsson, Maria Wellsjö, Alistair MacKenzie, Christian Olsson, Torgny Centre, Ola och Björn Raphael. Höje å Vattendragsförbund har finansierat undersökningen.

Referenser

- Alm, G. 1954. Fiskar och fiske i Norden. - Natur och Kultur, Stockholm. p. 623-652.
- Armstrong, J.D., V.A. Braithwaite & P. Rycroft. 1996. A flat-bed passive integrated transponder antenna array for monitoring behavior of Atlantic salmon parr and other fish. - J. Fish Biol. 48: 539-541.
- Bagenal, T.B. 1982. Experimental manipulations of the fish populations in Windermere. - Hydrobiologia 86: 210-205.
- Bohlin, T. 1984. Smoltifiering hos laxfisk - en litteratursammanställning, 1984-01-19. - Zoologiska institutionen, Göteborgs Universitet.
- Bohlin, T., D. Dellefors & U. Faremo. 1993. Optimal time and size for smolt migrating in wild sea trout (*Salmo trutta*). - Can J. Fish. Aquat. Sci. 50: 224-232.
- Brännäs, E., H. Lundquist, E. Prentice, M. Schmitz, E. Brännäs & B.-S. Wiklund. 1994. Use of passive integrated transponder (PIT) in a fish identification and monitoring system for fish behavioral studies. - Trans. Amer. Fish. Soc. 123: 395-401.
- Curry-Lindahl, K. 1985. Våra fiskar. Havs- och sötvattensfiskar i Norden och övriga Europa. - Nordstedt och Söners Förlag, Stockholm.
- Day, M.G. & I. Linn. 1972. Notes on the food of feral mink (*Mustela vison*) in England and Wales. - J. Zool. (London) 167: 463-473.
- Diana, J.S. 1979. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). - Can. J. Zool. 57: 2121-2127.
- Diana, J.S. 1983. An energy budget for northern pike (*Esox lucius*). - Can. J. Zool. 61: 1968-1975.
- Diana, J.S. 1996. Energetics. Chapter 5. p. 103-124. - In: Craig, J.F. (ed.) Pike biology and exploitation. Fish and Fisheries, Series 19. Chapman and Hall, London.
- Degerman, E. & B. Sers. 1993. Vad betyder förekomsten av sjöar för fiskfaunan i rinnande vatten? - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 25-35. (English summary.)
- Eklöv, A. & I. Olsson. 1994. Havsöringår i Malmöhus län. Täthet av öringungar - Elfisken 1993. - Rapport 1994:9, Länsstyrelsen i Malmöhus län.
- Fraser, J.C. 1972. Regulated discharge and the stream environment. - River Ecology and Man: 263-285.
- Geen, G.H. 1975. Ecological consequences of the proposed Moran Dam on the Fraser River. - J. Fish. Res. Board Can. 32: 126-135.
- Gerell, R. 1967. Food selection in relation to habitat in mink (*Mustela vison*) in Sweden. - Oikos. 18: 223-246.
- Greenberg, L. 1991. Effekter av flödesvariation på fisk. Dimensionering av minimitappning från miljö- och fiskesynpunkt. Delrapport 3, Litteratursammanställning. - Utveckling o miljö, FUD-rapport, Vattenfall kap. 5: 70-89.
- Greenberg, L. 1992. The effect of discharge and predation on habitat use by wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta*). - Regulated rivers: Research & Management 7: 205-202.
- Greenberg, L. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. - Freshw. Biol. 32: 1-11.
- Gönczi, A. P., J. Henricsson & G. Sjöberg. 1986. Fiskevård i älvmagasin. - Slutrapport från FÅK, del 1. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- Hammarlund, C.G. 1976. Gäddan tog smolten? - Svenskt fiske (11): 27.
- Hammarlund, C.G. 1978. Gäddan tog smolten? - Svenskt fiske (3): 15.
- Hammarlund, C.G. 1979. Gäddan fortsätter att ta smolten. - Svenskt fiske (3): 10.
- Hansson, K. E. 1994. Utrustning för märkning av fisk med hjälp av transponderteknik. - Sveriges Lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen.
- Höje å Recipientkontroll. 1993, 1994, 1995, 1996. Ekologgruppen på uppdrag av Höje å Vattendragsförbund. - Ekologgruppen i Landskrona AB.
- Jepsen, N. Aaerstrup, K. & Rasmussen, G. 1996. Smoltödesheder i Tange Sö. Undersögt i föråret 1996. - DFU-rapport.
- Jansson, M., R. Andersson., H. Berggren. & L. Leonardson. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. - Ambio 23: 320-325.
- Larsson, P.-O. 1985. Predation on migrating smolts as an important regulating factor for salmon (*Salmo salar* L.) populations. - J. Fish Biol. 26: 391-397.
- Leonardsson, L. 1996. Åtgärder; ekonomi, styrmedel etc. Retention av växtnäring i våtmarker och sjöar. - Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien Tidskrift 135:3: 171- 189.

- Länsstyrelsen i Malmöhus län, 1995. Miljöförvaltningsprogram för Skåne. Vatten - underlagsrapport. - Länsstyrelsen Malmöhus län.
- Mann, R.H.K.-1982. The Annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox Lucius*) in the river Frome, Dorset. - *J. Animal Ecol.* 51: 81-95.
- Mann, R.H.K. 1996. Fisheries and economics. Chapter 9. - In: Craig, J.F. (ed.) Pike Biology and exploitation. Fish and Fisheries, Series 19. Chapman and Hall, London.
- Mills, D.H. 1965a. Smolt production and hydroelectric schemes. - ICES, Salmon and Trout Committee, C.M. No. 31.
- Mills, D.H. 1965b. Observations on the effects of hydro-electric developments on salmon migration in a river system. - ICES, Salmon and Trout Committee, C.M. No. 32.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten - En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 43-82. (English summary.)
- Plesner, T. 1994. Udtrækk af ørredsmolt (*Salmo trutta*) og nedstrømspassege af fisk ved Vestbirk Vandkraftsanlæg på Gudenåen. - Specialrapport. Biologisk Institut, Afdeling for Zoologi, Aarhus Universitet.
- Raymond, H.L. 1968. Migration rates of yearling chinook salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia River. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 97: 356-359.
- Raymond, H. L. 1979. Effects of dams and impoundments on migrations of juvenile chinook salmon and steelhead from the Snake river. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 97: 505-529.
- Ripl, W., Leornardsson, L., Linmark, G., Andersson, G., Cronberg, G. 1979. Optimering av reningsverk/recipientsystem. - *Vatten* 2: 96-103.
- Sandell, G. 1995. Anlagda dammar och våtmarker - hot mot utvandrande smolt? En litteraturstudie (1995-04-02). - Terra Limnologgruppen AB, Figeholm.
- Sers, B. & Degerman, E. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 1-41. (English summary.)
- Sjöberg, G. 1983. Gäddan i ett kraftverksmagasin - beståndsstorlek och födoval. - Information från försöksgruppen för fiskevårdande åtgärder i kraftverksmagasin, FÅK informerar nr 16.
- Tanner, J.T. 1978. Guide to the study of animal populations. - University of Tennessee Press, Knoxville.
- Zalewski, M., P. Frankiewitcs. & B. Brewinska. 1985. The factors limiting growth and survival of brown trout, *Salmo trutta m. Fario* L., introduced to different types of streams. - *J. Fish Biol.* 27: 59-73.

English summary: Effect of pond habitats on migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) smolt

Eutrophication of inland and coastal waters in southern Sweden is mainly caused by nutrient runoff from areas where agriculture practices are intensive. Creating wetlands and establishment of ponds are therefore planned and widely accepted as a method to reduce nutrients in streams. The purpose of this study was to investigate whether migrating smolt were affected by a recently implemented denitrification pond, in which smolt must pass to reach the sea. Loss rate of downstream migrating brown trout smolt were studied during a period of two months (April to May) in a tributary stream of a west-coast river in southern Sweden. Brown trout smolt were captured, tagged with electronic transponders and subsequently released. Downstream of the initial capture location, tagged smolt were recorded automatically by three detectors (antennas). Two types of water areas were chosen for the study in which the loss rate, and the time required to swim

the different distances, were determined. Between the first two detectors, a stream length of 1 280 m, the tagged smolt swam the distance in a median speed at 4 h. Loss rate was estimated to 23.4%. Within the pond (3.5 ha) the loss rate was 81.5% (between the second and third detector). The time required to pass through the pond varied between 1 to 644 h for the smolt and the estimated median speed was 52 h.

Production of brown trout are of great importance in the coastal rivers of southern Sweden. As it has high commercial, sport and recreational value any negative impacts of new lentic habitats need to be evaluated against the gains obtained from the remedial measure. Although this study shows a relative high loss rate of migrating smolt in the ponds during the spring (1996), the study needs to be expanded to include other ponds for several years before any generalizations can be made.

Odling, domestisering och bevarandebiologi hos laxfiskar

Erik Petersson¹⁾ och Torbjörn Järvi²⁾

¹⁾ Fiskeriverket Strömvattnekologiska laboratoriet, Brobacken, 814 94 Älvkarleby

²⁾ Fiskeriverket Sötvattenslaboratoriet, 178 93 Drottningholm

Innehåll

Sammanfattning	53
Introduktion till problemet	54
Effekter av utsättning av laxfisk	54
Dalälvens öring	55
Allmänt om domestisering	55
Effekter av domestisering	59
Livshistoriekaraktärer	59
Tillväxt	60
Morfologi	62
Aggressivitet	65
Antipredatorbeteende	67
Reproduktionsbeteende	69
Överlevnad i det vilda	72
Fångstbarhet	73
Vandringsmönster	73
Diskussion	75
Erkännande	76
Referenser	76
English summary: Fish farming, domestication and conservation biology in salmon and trout	79

Sammanfattning

Att föda upp djur i fångenskap innebär alltid att djuren utsätts för ett selektionstryck som skiljer sig från det naturliga. Emellertid kan graden av fångenskap variera och därmed också graden och inriktningen av påverkan. Man kan till exempel aktivt försöka förstärka eller bibehålla karaktärer som är önskvärda ur ekonomisk, kulturell eller estetisk synvinkel. I vissa fall hålls odlade laxfiskar under hela sin livscykel i fångenskap (t ex kasseodlade fiskar), medan andra odlas fram till smoltstadiet då de släpps ut i ett lämpligt vatten (t ex kompensationsodlade fiskar). Den senare kategorin laxfisk sätts ofta ut för att ersätta naturlig reproduktion, som fallit bort pga vattenkraftsetableringar, dvs det finns en mer eller mindre uttalad vilja att bevara ett vattendrags unika bestånd av vandringsfisk. I detta fall är det av intresse att den odlade fisken är så lik sitt vilda ursprung som möjligt. Detta är emellertid inte möjligt. Ett flertal studier på senare tid har visat att kompensationsodlad fisk skiljer sig från den vilda på flera olika punk-

ter och att dessa förändringar liknar de som kasseodlad fisk uppvisar. Generellt kan man säga att odlad fisk, jämfört med vild fisk av samma art, växer bättre i odling men sämre i naturen, odlad fisk är mindre rädd för rovdjur, är mindre aggressiva, har sämre reproduktionsframgång, annat vandringsmönster och sämre överlevnad i det vilda. Problemet med många av dessa studier är att det är svårt att separera effekten av arv kontra miljö och många av skillnaderna mellan vild och odlad fisk beror förmodligen på skillnader i respektive kategoris uppväxtmiljö. Det börjar dock komma studier som visar att det också finns genetiska skillnader, dvs den odlade och vilda fisken har genetiskt "drivit bort" från varandra, trots att de har samma ursprung. Om man prioriterar bevarandebiologi är detta något som man måste beakta när man i framtiden ska utforma riktlinjer för odling och utsättning av fisk.

Introduktion till problemet

Med anledning av att det sätts ut stora mängder odlad fisk i naturen, har fauna- och fiskevårds-intresserade forskare börjat oroa sig för vilka konsekvenser dessa utsättningar har för de vilda bestånden. Man befärar att odlingsprocessen genetiskt förändrar de odlade stammarna så att de tappar sina vilda egenskaper (Swain et al. 1991, Hindar et al. 1991, Saunders 1991, Waples 1991, Fleming & Gross 1992, Fleming et al. 1994). Detta innebär att kontinuerliga utsättningar av odlad fisk i ett naturligt bestånd på flera sätt kan påverka den genetiska konstitutionen och därmed den vilda fiskens egenskaper. Man kan sammanfatta effekterna av odling i tre punkter:

1) Populationsgenetiker har fokuserat sig på förlusten av genetisk variation hos de odlade stammarna på grund av ett för litet antal föräldrar. En reducering av de genetiska variationen i en population kan ha en skadlig effekt på många viktiga egenskaper såsom överlevnad hos ägg och yngel, tillväxt, energikonvertering av föda, motståndskraft mot sjukdomar etc. Därtill kommer att olika stammar av laxfisk uppvisar stora populationsgenetiska skillnader. Man har antagit att dessa skillnader beror på lokala anpassningar till habitatet. Studier har visat att en införd främmande stam har sämre överlevnad än den lokalt anpassade stammen (Fox 1993). Vandringsfisken i stora vattendrag, exempelvis våra älvar, består på liknande sätt av flera olika delpopulationer, mer eller mindre skilda från varandra. Vissa fiskar leker nära älvmynningen, andra längre upp i systemet, de vandrar upp i olika biflöden, etc. När man etablerar en odlad fiskstam tar man sällan hänsyn till detta, vilket leder till att de genetiska särdragen hos delpopulationerna försvinner.

2) Evolutionsbiologer har intresserat sig för hur förändrad sexuell selektion under odling påverkar fysiologi, morfologi och beteende jämfört med fiskar som lever under naturliga förhållanden.

3) Utöver att odlingsförhållandena påverkar det sexuella selektionstrycket, kommer odlingen att påföra helt andra och svagare selektionstryck än ute i naturen. Hos atlantisk lax är dödligheten från rom till smolt i genomsnitt 99% i naturen, medan det i odling dör ca 50%. I naturen dör ytterligare 85-95% av smolten

fram till leken. Under odling dör bara några få procent. I naturen är dödsorsaken mestadels predation och konkurrens, medan det i odling är sjukdomar. För närvarande vet man mycket lite om hur den genetiska konstitutionen hos den odlade fisken förändras med det förändrade selektionstrycket. Dock tycks det vara så att hanar och honor påverkas i olika grad av den förändrade selektionen (Fleming & Gross 1994).

Effekter av utsättning av laxfisk

Kontinuerliga utsättningar av artificiellt kläckta yngel förekommer på många ställen i Sverige och i olika omfattning. Hur denna aktivitet påverkar den vilda populationen (om den finns kvar) vet man inte med säkerhet. En studie på hundlax (*Oncorhynchus keta*) visar att stora utsättningar leder till att arten utökar sitt utbredningsområde till havs (Ogura & Ito 1994). Huruvida detta innebär ökat överlapp i utbredningen och därmed potentiellt ökad konkurrens med andra arter/stammar är inte känt. Vissa indicier tyder även på att stora stödutsättningar av laxfisk dramatiskt kan reducera den totala populationsstorleken och att det finns en gräns för hur mycket fisk som kan sättas ut (Fagen & Smoker 1989). Vidare kan stora utsättningar bidra till att sjukdomar sprids mellan olika vattendrag (Heggberget et al. 1993).

Under de senaste decennierna har man i vårt land odlat lax och öring för kompensations- och stödutsättningar i stor skala. Det har bidragit till att 90% av Östersjöns laxbestånd består av odlad fisk (Eriksson & Eriksson 1993). I en undersökning från 1981 rapporterades att det fanns 83 laxfiskproducerande odlingar och att dessa i genomsnitt kläckte fram 250 000 yngel. Av dessa sattes 75% ut i naturen. Erfarenheterna av utsättningar har varit blandade. Emellertid har det visat sig att den genetiska integriteten hos den vilda populationen hotas genom att den odlade fisken konkurrerar och blandar sig med de vilda fiskarna (Clifford et al. 1998, Skaala et al. 1996)). Även om de odlade fiskarna har lägre överlevnadspotential så har ändå utsättningarna ofta betydande följder, beroende på att antalet odlade fiskar i många fall vida överskrider antalet viltproducerade.

Ett annat problem, hybridisering mellan lax och öring, kan mycket väl ha med utsättningar, oregelbunden (onaturlig) vattenföring och/eller dammbyggnader att göra (Jansson & Öst 1997). Stora andelar hybrider har på senare år noterats bland annat i Dalälven. Här behövs dock mer ingående studier för att förstå de beteende-ekologiska aspekterna, dessutom behövs en översikt över både utbyggda och orörda vattendrag.

I denna artikel behandlar vi domesticeringseffekter på laxfisk, med tonvikten på kompensationsodlad fisk. En viktig fråga är om den kompensationsodlade laxfisken förändras och om den gör det, sker det då på samma sätt som den kasseodlade. Vi presenterar resultat från ett flertal undersökningar, dels Fiskeriverkets egna studier på Dalälvens havsöring (i viss mån även lax) vid Strömvatteneologiska laboratoriet i Älvkarleby och dels andras studier på allehanda laxfisk. Vissa företeelser belyser vi med exempel från andra djurgrupper. Både kompensationsodlingen och kasseodlingen kan delvis ses som stora beteende-ekologiska experiment: Vad händer med en population när man helt eller delvis tar bort rovdjurstrycket? Vad händer om när syret inte är en begränsande faktor under romutvecklingen. Vad händer om de växande individerna kan optimera eller maximera sin tillväxt?

Dalälvens öring

I Dalälven finns det två stammar av öring. Den ena är en rent kompensationsodlad stam, dvs ynglen föds upp på odlingen till två års ålder och släpps sedan ut som smolt. Efter ett till tre år i havet återvänder de till älven för att leka. För att kunna urskilja denna stam från andra öringar märks de odlade öringarna genom att vänster bukfenan klipps bort innan de sätts ut. Den andra stammen är en blandad stam, som mestadels består av fisk som kläckts i älven, vars föräldrar kan ha både odlad och vild bakgrund. Fisken i denna stam är oklippt. Fenklippningen av öringen påbörjades 1967. Anledningen till detta var att man införde två främmande stammar till Dalälven, Weichelöring och Gullspångsöring. Dessa har emellertid satts ut i förhållandevis små kvantiteter (ungefär 10% av Dalälvsöringens antal). Detta innebär att vi har en odlad och en blandad stam (nedan kallad "vild") i Dalälven (Pettersson et al. 1996). I detta projekt har vi jämfört dessa två stammar, med samma genetiska bakgrund, i ett flertal olika avseenden. Lik-

nande uppdelningar mellan vild och odlad laxfisk finns på ett flertal platser på norra halvklotet.

En genetisk analys (mikrosatelliter i kärnDNA) har visat att vissa gentyper förekommer signifikant mer frekvent hos den odlade fisken och andra mer frekvent i den vilda. Det är därmed statistiskt säkerställt att det är två genetiskt skilda populationer. Däremot är det ingen skillnad i genetisk variation mellan de två kategorierna av fisk.

Allmänt om domesticering

Så fort man tar in ett djur i fångenskap hamnar det i en för djuret onaturlig miljö. Djuret kan vänja sig vid (stundom kanske det är rättare att säga: foga sig till) den nya miljön, men det är långt ifrån säkert att det trivs, hela dess organism är ju anpassad till att leva i den naturliga miljön. Eftersom en större eller mindre del av ett djurs beteendereportoar är resultatet av inlärning, brukar det gå bättre att vänja (tämja) unga individer. Denna tillvänjning är det första steget i en biologisk process som kallas **domesticering**. Ett domesticerat djur är ett djur som har fötts upp i fångenskap i syfte att ge människan någon form av utbyte, oftast ekonomiskt utbyte i vid mening. Människan har kontroll över djurets fortplantning, livsmiljö och födotillgång (Clutton-Brock 1987). Långt ifrån alla arter kan dock leva och fortplanta sig om de hamnar i fångenskap, miljön i fångenskap skiljer sig i allmänhet drastiskt från den naturliga.

Ett ungt djur som tas från sin naturliga miljö (och eventuellt även från sin moder) för att födas upp i fångenskap (t ex i en zoologisk trädgård), kommer (om det överlever) att anpassa sig till denna nya miljö. Denna anpassning kommer att innebära vissa förändringar i djurets morfologi och beteende. En del av dessa förändringar är tydliga, andra är subtila eller svårupptäckta. Om arten i fråga fortplantar sig i fångenskapen kommer förändringarna bort från den naturliga normen att bli tydligare i nästa generation. Kroppen hos de flesta ryggradsdjur är betydligt mer omformbar än vad man i allmänhet tror. Skelettet, till exempel, kan hos tama djur skilja sig betydligt från det hos deras vilda släktingar (Clutton-Brock 1987). Avkomman till de tämjda djuren kommer inte att utsättas för naturlig selektion, utan för odlings-selektion. Oftast kommer de som handhar djuren att aktivt försöka förstärka eller bibehålla karaktärer som är önskvär-

da ur ekonomisk, kulturell eller estetisk synvinkel. Selektionen blir artificiell även när man försöker att **inte** gynna vissa karaktärsdrag eller beteenden, t ex för att bibehålla en hög genetisk diversitet i den odlade populationen. Exempelvis kan detta ske genom att man parar hanar och honor slumpmässigt, vilket i stort sett aldrig sker i naturen, när djuren får sköta det hela själva. Om denna onaturliga urvalsprocess fortgår över en lång tidsperiod blir djuren oftast förändrade på ett påtagligt sätt, bl a förändras djurens reproduktionsbiologi. Det finns emellertid en genetisk gräns för hur mycket man kan tänja på en arts omformbarhet. Det är dessa gränser eller barriärer som är anledningen till att effekterna av domestiseringen ger samma generella resultat för en mängd olika arter. Många av de förändringar som anbringas en art på grund av domestiseringsprocessen beror snarare på bibehållandet (retention) av juvenila karaktärsdrag i vuxen ålder än på mer direkta genetiska förändringar (mutationer). Det finns många exempel på retention hos våra husdjur: upplagring av underhudsfett, käkförkortning och knorr på svansen. Hit brukar man även hänföra den minskning i hjärnvolum som noterats hos en del domestiserade arter (Tabell 1). Något liknande har noterats hos bananflugor (Technau 1984). En alternativ förklaring kan vara att en enklare miljö (vanligtvis livet i fångenskap) inte kräver samma hjärnkapacitet som det mer komplicerade vilda livet. Hos fjärilar har man sett att generalister har större hjärna än specialister (Sivinski 1989). Hos kompensationsodlade laxfiskar är det dock svårt att förutsäga om hjärnvolymin kommer att minska, vara oförändrad eller rent utav öka. Det kan mycket väl vara så att den kompensationsodlade fisken "behöver" en större hjär-

na eftersom den lever ett liv som kanske har större "spännvidd" än det rent naturliga.

På sikt orsakar domestiseringen ofta en obalans i tillväxthastigheten mellan olika kroppsdelar, vilket resulterar i att de morfologiska proportionerna hos det vuxna djuret skiljer sig från de vilda släktingarna. Hur det går till rent fysiologiskt vet man inte riktigt, men mycket tyder på att det beror på stress och hormonförändringar till följd av djurets känslomässiga och fysiska beroende av människan. Domestiserade djur som förvildas utsätts för naturlig selektion och återgår ofta i utseendet och beteendet till ett stadium som mer liknar det vilda än det domestiserade. Ett bra exempel på detta är vildgrisarna på Nya Zeeland. De är avkommor till domestiserade grisar som européerna förde dit under 1700-, 1800- och 1900-talen och de förvildade grisarna har på relativt kort tid "åter-omformats" till något som i mångt och mycket liknar europeiska vildsvin. Även här finns det dock begränsningar. Om den förvildade tamdjurspopulationens sammantagna genuppsättning (eng. *gene pool*) alltför mycket avviker från ursprungspopulationens kommer slutresultatet att bli ett mellanting mellan vilt och domestiserat. Exempel härpå är dingon, australiska vildhundar. Dessa är förvildade släktingar till de tamhundar som människorna förde med sig till Australien i förhistorisk tid (Clutton-Brock 1987). Inicialt kan det också vara svårt för en tampopulation att klara sig och föröka sig i det vilda och den förvildade populationen kan vara beroende av påfyllning av nya rekryter från tamdjurspopulationen för att kunna fortleva (Boitani & Ciucci 1995).

Som antytts ovan har domestiseringsprocessen gått olika långt hos olika djurarter. I vissa fall finns inte vildformerna kvar, så är fallet för exempelvis silkesfjärilen, dromedaren, laman och kon. Och i dessa fall är det också tveksamt om man kan få tillbaka något som liknar den vilda grunden för de domestiserade formerna. Hos många andra arter som drivits långt i domestiseringen finns fortfarande vildformerna kvar, t ex hunden, minken, katten, hästen, karpn och svinet. Vissa arter har man relativt nyligen börjat försöka domestisera och processen har inte hunnit så långt ännu, exempel härpå är eland (en afrikansk antilop), myskoxen, laxen och regnbågsöringen. En särställning får man säga att renen intar i detta sammanhang, den har varit domestiserad i flera sekel och domestiseringspro-

Tabell 1. Minskning i hjärnvolum hos en del domestiserade djur jämfört med deras vilda artfränder.

Art	Minskning (%)	Källa
Häst	14%	Röhrs & Ebinger 1993
Gris	28%	Plogmann & Kruska 1990
Anka	14%	Ebinger 1995
Kalkon	24-35%	Ebinger et al. 1989
Gås	16%	Schudnagis 1975
Duva	7%	Ebinger & Löhmer 1984

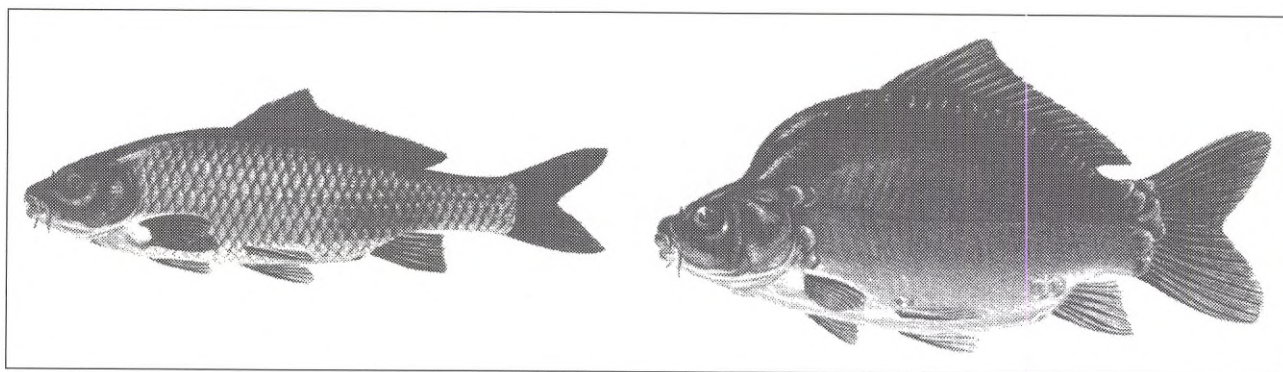
cessen har inte gått särskilt långt, åtminstone inte vad gäller morfologin. Djuren lever fortfarande i sin ursprungliga miljö, även om vissa vandringsvägar har berövats dem och rovdjurstrycket troligtvis minskat jämfört med den tiden då renen var helt vild. Förmodligen har det inte heller funnits önskemål från renskötarna att driva domestiseringsprocessen hårdare.

Många som arbetar med frågeställningar som rör domestisering skiljer på "tama" djur (eng. *domestic*) och "tämjda" djur (eng. *domesticated*). I det första fallet rör det sig om populationer av djur som genom urval erhållit vissa särdrag som skiljer dem från de vilda släktingarna (se ovan). I det andra fallet rör det sig om enskilda individer som tämjts men inte utsatts för medveten selektion (Van Gelder 1969, 1979). I historiskt perspektiv är både renen och den indiska elefanten bra exempel på det senare. Individer av båda arterna har infångats och tämjts för att användas som drag- eller lastdjur m m.

När det gäller fiskar finns det många exempel som är jämförbara med däggdjuren. De flesta domestiserade arterna hittar vi bland akvariefiskarna, ett exempel är silverrudan från vilken guldfisk, teleskopfisk och slöjstjärt härstammar. Det kanske bästa exemplet på en domestiserad fisk är karpnen, vilken finns omtalad i kinesiska skrifter från 500-talet f. Kr. (Ling 1977). Detta innebär att karpnen troligtvis har odlats i dammar i mer än 2000 år. Kulturkarpnarna är oftast mer högryggade än de vildlevande karpnarna (Figur 1) och en mängd olika former av odlad karp förekommer vilka vanligen benämns fjällkarp, spegelkarp, radkarp eller läderkarp, allt efter fjällens form och närvaron/frånvaron av fjäll.

Regnbågsöringen är på god väg att "etablera" sig som domestiserad fisk, liksom många andra fiskarter världen över (Pillay 1990).

På senare tid har uppfödning/odling i fångenskap blivit en utbredd metod inom bevarandebiologin. Arter, eller stammar av arter, som är hotade i sin naturliga miljö, eller som helt eller delvis berövats sin naturliga miljö, räddas kvar till eftervärlden genom att man förökar arten i fångenskap och försöker återetablera individer till vilda förhållanden. Förfarandet att föda upp djur i fångenskap har en lång tradition, från zoologiska trädgårdar, men det hela dras med en del problem, såsom sjukdomar, administrativa defekter, dåliga resultat vid återetableringar, man bortser från andra alternativ, dålig reproduktion, det är dyrt och domestisering (Snyder et al. 1996). Eftersom domestiseringsprocessen startar så fort ett djur tas in i fångenskap betyder det i dessa sammanhang att de individer som sätts ut i det vilda har med sig ett genetiskt och/eller erfarenhetsmässigt bagage som inte till fullo är anpassat till förhållandena i det vilda. Domestiseringen blir således ett problem bland många när det gäller att odla/föda upp djur i fångenskap i syfte att bevara arten eller stammen till eftervärlden. Närbesläktat med dylik odling/uppfödning är den s k steril-hane-metoden som används på vissa platser i världen för att bekämpa skadeinsekter, främst olika arter av flugor som angriper frukt eller boskap. Man föder upp larver i stora odlingsanläggningar, bestrålar pupporna med radioaktiv strålning, vilket får till följd att hanarna blir sterila, men i övrigt fullt vitala. Dessa sterila hanar släpps ut i det fria, parar sig med honor, som lägger obefruktade ägg, och populationen av den insektsarten minskar och därmed ock-



Figur 1. Skillnad i morfologi mellan ungersk vild-karp (t.v.) och spegelkarp (t.h.) Efter Muus & Dahlström 1968.

så dess skadeverkan. Dock har man från och till haft vissa problem med detta förfarande, och det har visat sig att de odlade flughanarna efter ett antal generationer blir sämre på att konkurrera om honorna med de vilda hanarna. För att råda bot på detta har man blivit tvungen att ta in vilda individer för att ”fräscha upp” odlingspopulationen. Kompensationsodlingen är ett snarligt exempel på att odla ett djur. Emellertid sätts fisk ut på samma vis i outbyggda vattendrag i syfte att återetablera eller förstärka fisket. Denna typ av fisk lever alltså i två världar, en artificiell och en natur-

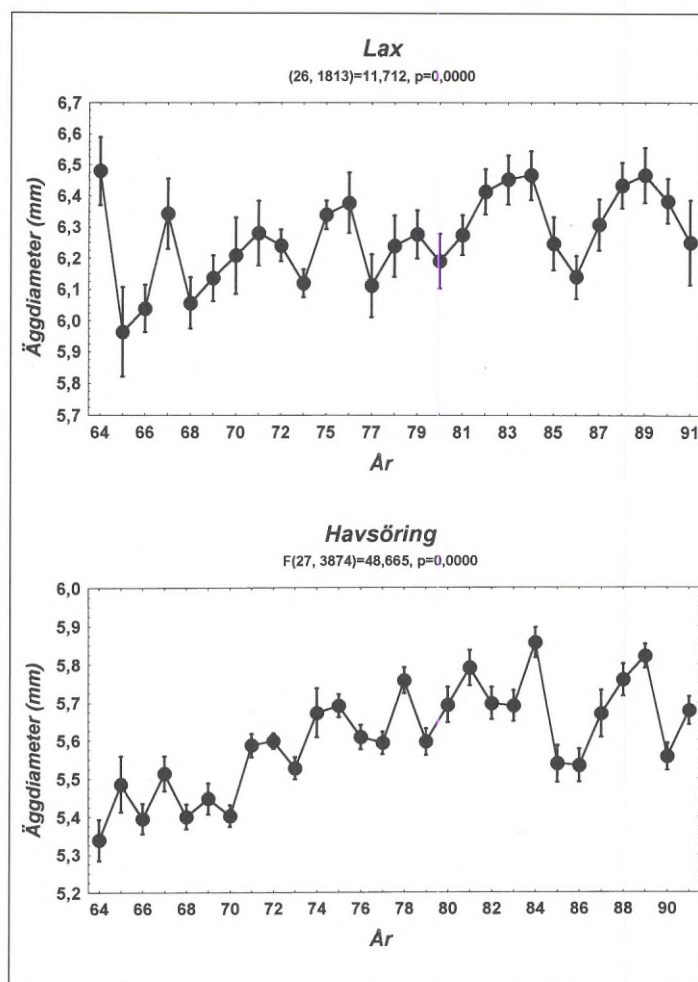
lig, till skillnad från rent odlad laxfisk, exempelvis kasseodlad lax och regnbåge som går i fångenskap under hela sin livstid. Båda odlingsmetoderna kan användas om man vill bevara en hotad fiskstam. Om man sätter ut fisken i annat vattendrag än dess ursprungliga, kan uppblandning med andra stammar under odlingsprocessen undvikas genom omsorgsfull märkning, t ex fenklippning, som skett med Gullspångsöringen och Weichelöringen i Dalälven. De olika stammarna har dock möjlighet att beblanda sig i det vilda.

Effekter av domestisering

Livshistoriekaraktärer

Många av de karaktäristika som man studerar när det gäller odlingseffekter är mer eller mindre beroende av varandra. Så är t ex många livshistorie-karaktärer (storlek vid könsmognad, romkornsstorlek, etc) kopplade till tillväxthastigheten. Snabb tillväxt kan betyda att man könsmognar vid en mindre storlek än om man hade vuxit långsammare (Gross 1991). Exempel härpå är laxfiskar som efter smoltutvandringen tillbringat en eller två vintrar i havet innan de återvänder till hemälven för att leka. De som varit ute i en vinter har i allmänhet vuxit snabbare än de som varit ute två, men är som köns mogen individ mindre än de tvåvintliga. Fördelen med att köns mogna sent är att man får längre tid på sig att tillväxa, vilket oftast innebär att man kan ge upphov till fler avkomor (kan lägga fler romkorn, kan slå sig fram till fler honor). Fördelen med att köns mogna tidigt är demografisk. De individer som könsmognar tidigt tillbringar kortare tid som juveniler och har därmed större sannolikhet att överleva till könsmognaden (Bell 1980). Om det finns någon ärftlighet i detta kommer avkomman till dessa tidigt köns mogna individer att köns mogna tidigt, vilket sett över flera generationer kan ge högre reproduktiv framgång (Hamilton 1966). Hur en individ "beslutar" sig för att göra beror exempelvis på yngelöverlevnaden, överlevnaden i havet (t ex fisketrycket) och hur många fler romkorn man kan producera eller befrukta genom att vänta längre.

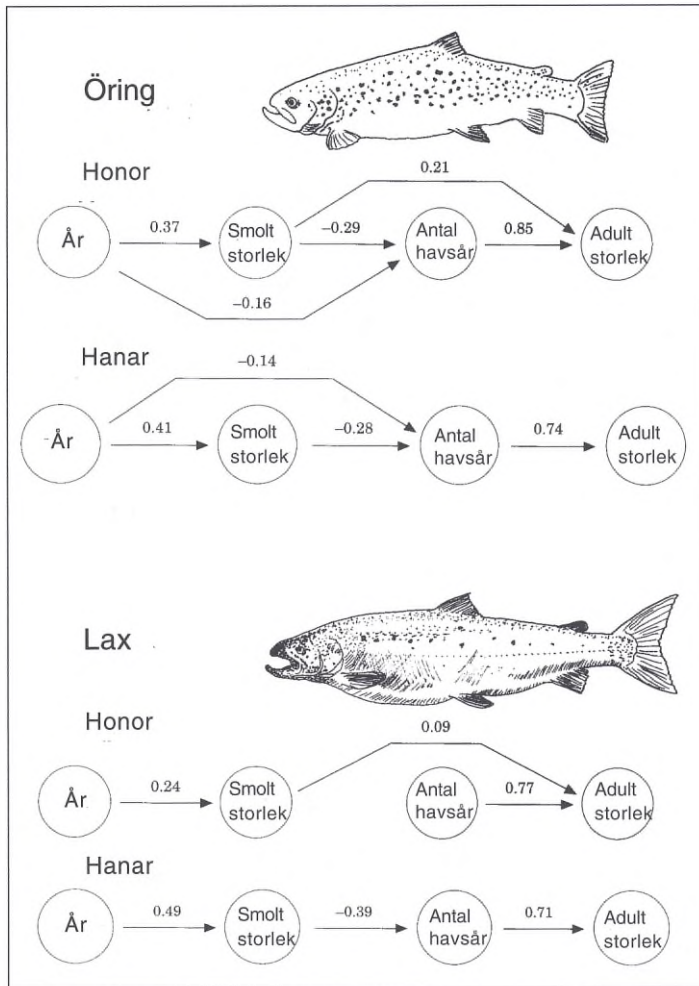
Vid Fiskeriverkets fiskeriförsöksstation i Älvkarleby har man tagit vissa morfologiska mått på uppvandrande lax och havsöring, noterat ovuleringsdatum och uppvandringsvecka. Detta har man gjort sedan 1920-talet, men det är först på 1960-talet som man började göra det på all avelsfisk och sedan 1964 har man gjort det på samma sätt som idag. Dessutom infördes fenklippning 1967. Vi har därför begränsat materialet till att gälla 1968-91. Den övre gränsen beror dels på att arbetet med dattainmatning- och analys påbörjades 1992 och att det därefter kom några år med höga frekvenser av M74 bland den uppvandrande laxen. Av sistnämnda anledning är också värden för lax kläckt 1974 uteslutet ur analysen. Den studie berör således både lax och havsör-



Figur 2. Förändring av romkornsstorleken hos lax respektive öring under perioden 1964-91. Ökningen i storlek är signifikant för båda arterna och beräknad med hjälp av generell linjär modell (s k GLM).

ing. Vi har analyserat data för längd, vikt, ovuleringsdatum (tid för när honorna blir lekmogna), uppvandringsdatum och romkornsstorlek. Därtill kommer en mindre datamängd på fisk som märkt med Carlin-märken som smolt. För dessa har vi följaktligen data på smoltstorlek och antal havsår.

En tydlig effekt är att den relativa romkornstorleken har ökat hos både lax och öring under den studerade perioden (Figur 2). En s k "path analysis" på märkesdata visade att smoltstorleken har ökat för båda könen hos båda arterna under perioden (Figur 3). Tiden i havet har minskat för havsöringen men inte för laxen.



Figur 3. Resultatet av en sk "path-analysis" visar hur laxen respektive havsöringen har förändrat sitt livsmönster från år 1968 till 92. Metoden bygger på stegvis multipel regression. Signifikanta samband (r^2) är utmärkta med pilar.

Tillväxt

Ute i naturen kan födan vara en begränsande faktor på flera olika sätt. Antingen kan bristen på föda innebära att vissa individer inte lyckas skaffa tillräckligt med föda utan svälter ihjäl (eller kanske oftare: blir svaga och tagna av ett rovdjur). Denna process pågår tills balans uppnåtts mellan mängd föda och antalet individer. Givetvis finns det många faktorer som bestämmer brytpunkten: mängden föda kan variera mellan år, åldersstrukturen på fiskpopulationen påverkar också hur många individer som överlever (små individer äter mindre än stora). Alternativt innebär begränsad födomängd att många individer får lite mat och därmed långsam tillväxt. Exempel härpå

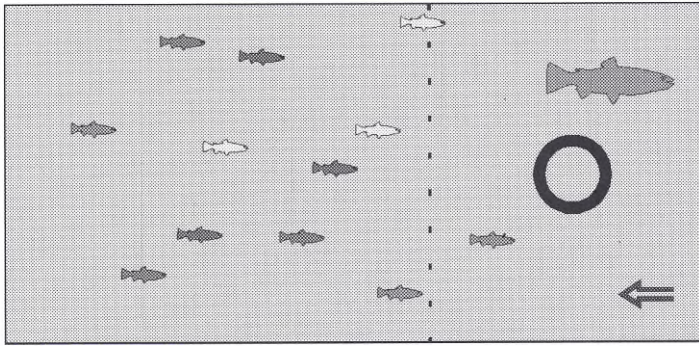
är sk "tusenbröder". Här spelar dock rovdjurtrycket in, mer om detta nedan. I odling är inte maten en begränsande faktor på samma sätt som i naturen. Man kan därför förvänta sig att odling gynnar individer med stor tillväxtpotential. Vi har studerat denna frågeställning i några försök i Älvkarleby.

I ett av försöken använde vi oss av strömakvariet. Tjugo yngel (ca 10 månader gamla) plockades slumpmässigt ut från odlingsträgen. Först fick de, efter individmärkning, genomgå ett spegelförsök. De placerades i ett litet akvarium med en spegel vid ena kortsidan. Fiskarna videofilmades och efteråt analyserades videobilderna. Det vi var mest intresserade av var hur pass benägna de var att anfalla sin egen spegelbild. Därefter placerades fiskarna i strömakvariet och deras beteende noterades i tre veckor. Varje enskild fisk observerades 4 x 2 min per dag. Totalt gjordes fyra replikat (sammanlagt 80 fiskar). Efter försöket mättes och vägdes fiskarna, dissekerades för att fastställa könet och prov togs för RNA/DNA-analys. Kvoten mellan mängden RNA och DNA säger en del om hur den momentana tillväxten är hos individen ifråga, en hög kvot indicerar att proteinsyntesen går på högvarv. I detta försök noterades inga beteendeskilnader mellan vild och odlad öring, liksom hittade vi inga skillnader mellan könen. Dock befanns de odlade fiskarna ha snabbare tillväxt än de vilda (Tabell 2), både vad avser specifik viktökning och RNA/DNA-kvot.

Ett annat försök gick ut på att studera hur öringyngel (ca 3,5 månader gamla, 2-5 g) med odlad och vild bakgrund reagerade på tillförelse av tillväxthormon och hur de sedan reagerade på närvara av en rovfisk (försöken utfördes tillsammans med J. Johnsson och E. Jönsson från Göteborgs universitet; Johnsson et al. 1996). Försöket utfördes i avlånga rännor med en avgränsning (Figur 4) som delade upp rännan i en liten och en stor avdelning. I den lilla avdelningen fick de föda och där fanns i hälften av replikaten en rovfisk (tvåsomrig öring). Avgränsningen bestod av ett plastnät som ynglen, men inte predatoren, kunde passera. I varje ränna placerades 12 yngel, hälften vilda, hälften odlade, hälften inom var stam behandlades med tillväxthormon (5 mg/g kroppsvikt) och den andra hälften fick endast bärmediet injekterat (kontroll). Ynglen individmärktes (frysmärkning) och deras beteende observerades under fem dagar. Vi noterade antal slagsmål, hur mycket de åt, avstånd till

Tabell 2. ANOVA och ANCOVA på olika variabler för vild (W) och odlad (S) öringyngel. Ynglens kön är också beaktat; M=hane, F=hona. Om variablen ifråga var korrelerad med kroppsvikt före experimentet och / eller dominans index (log-transformerat) användes ANCOVA. Covariaten (om tillstådes) är skriven i kursiv stil nedan. MIR=spiegel försök, SWA=strömvattenakvariet.

Variabel		F-värde	sign. nivå			
RNA/DNA kvot	Modell	12.80	p<0.001			
	Stam	6.42	p<0.001	S	7.33±0.17	
	Kön		0.41	ns	W	5.92±0.16
					F	6.68±0.18
					M	6.57±0.16
	Interaktion	0.07	ns			
	<i>Dom. index</i>	7.45	p<0.009			
	<i>Kroppsvikt</i>	7.57	p<0.008			
Specific tillv., vikt	Modell	9.27	p<0.001			
	Stam	3.14	p<0.031	S	0.37±0.025	
	Kön		0.03	ns	W	0.29±0.024
					F	0.33±0.027
					M	0.32±0.023
	Interaktion	0.03	ns			
Specific tillv., längd	Modell	4.60	p<0.001			
	Stam	0.26	ns	S	0.14±0.0064	
	Kön		2.18	ns	W	0.15±0.0063
					F	0.14±0.0069
					M	0.15±0.0058
	Interaktion	0.15	ns			
Tid i födo-omr. (log.-transf.)	Modell	1.61	ns			
	Stam	0.02	ns	S	0.028±0.001	
	Kön		1.86	ns	W	0.027±0.001
					F	0.028±0.001
					M	0.027±0.001
	Interaktion	1.20	ns			
	<i>Kroppsvikt</i>	4.34	p<0.042			
Aktivitet i SWA (minuter; log.transf.)	Modell	0.93	ns			
	Stam	1.38	ns	S	1.79±0.041	
	Kön		0.06	ns	W	1.78±0.040
					F	1.77±0.044
					M	1.80±0.037
	Interaktion	0.28	ns			
	<i>Dom. index</i>	5.39	p<0.024			
% of tot. ant. slagsmål (log. transf.)	Modell	3.31	p<0.001			
	Stam	1.74	ns	S	1.31±0.13	
	Kön		1.87	ns	W	1.29±0.12
					F	1.18±0.14
					M	1.42±0.12
	Interaktion	0.38	ns			
	<i>Dom. index</i>	9.35	p<0.004			
Aktivitet i MIS (sek.; log.transf.)	Modell	1.25	ns			
	Stam	1.22	ns	S	2.44±0.12	
	Kön		1.85	ns	W	2.47±0.11
					F	2.56±0.13
					M	2.35±0.11
	Interaktion	1.43	ns			
Aggressiva attackser inMIS (%)	Modell	057	ns			
	Stam	1.03	ns	S	5.86±1.28	
	Kön		1.06	ns	W	5.66±1.27
					F	6.66±1.38
					M	4.86±1.16
	Interaktion	0.20	ns			

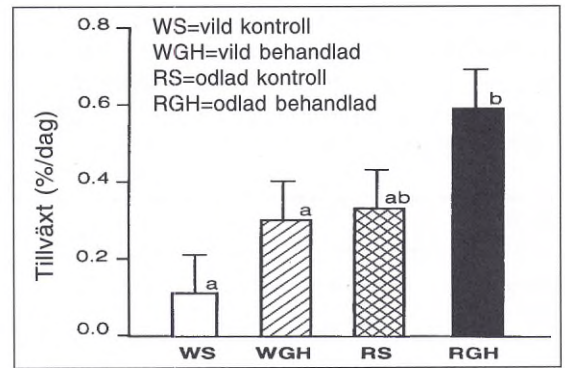


Figur 4. Schematisk presentation av försöksuppställningen av försöket med tillväxthormon. I den högra avdelningen gavs födan och där fanns också, i hälften av försöket, en predator (en tvåårig öring). De små ynglen kunde simma igenom nätet (representerat av den streckade linjen) men det kunde inte predatorn. Storlek 60 x 180 cm, vattendjup ca 10 cm, vattenflöde, ca 1 liter per min. Tolv fiskar användes i varje replikat (se text).

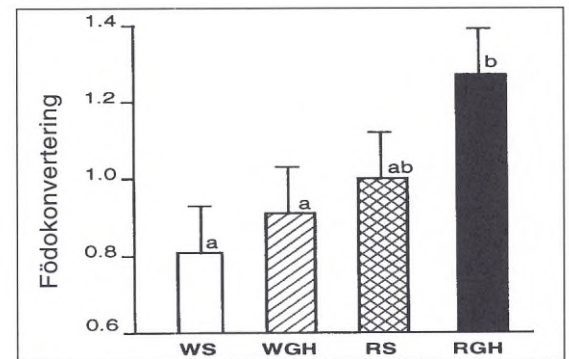
födoringen (se Figur 4), avstånd till predatorn (i förekommande fall) och deras position i rännan, deras aktivitet (simmade, stod still, låg på botten etc.). Före och efter försöket mättes och vägdes fisken och efter försöket frystes fiskarna ned för senare RNA-analys (se ovan). Den specifika tillväxtökningen påverkades både av tillväxthormon och härstamning; odlad, behandlad fisk växte fortast (Figur 5). Även om alla skillnader inte är signifikanta är det noterbart att vild, behandlad fisk i stort sett tillväxer som en odlad kontroll. Samma effekt kunde man se på födokonverteringen (Figur 6). När det gällde RNA-innehållet hade vild, behandlad fisk högst värde (Figur 7; $F_{1,272}=2.54$, $p<0.05$). När det gällde aggressionsnivån var bilden aningen komplicerad. Det var ingen effekt vare sig av behandling eller härstamning. Dock visade det sig att antalet aggressiva handlingar var korrelerade med dominans index, dominant individer slogs mer. Hos vild fisk innebar tillförseln av tillväxthormon att de dominant höjde sin aggressionsnivå, en effekt som inte var signifikant för odlad fisk (Tabell 3).

Morfologi

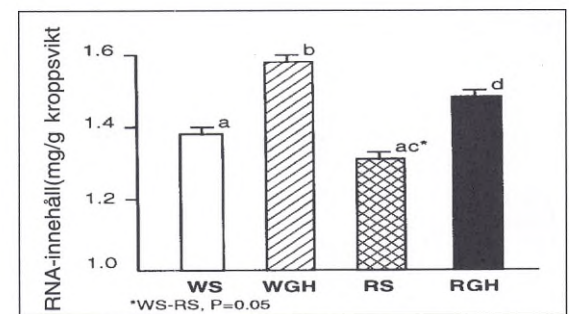
Morfologin är det som det kanske är enklast, om än arbetsamt, att få mycket värden på när man ska jämföra vild och odlad fisk. En fiskes morfologi (utseende, kroppsform) hänger myck-



Figur 5. Tillväxten (räknat på viktökningen) hos vilda och odlade öringar, antingen injicerade med tillväxthormon eller endast bärarvätskan (kontroll). T-staplarna anger ett standardfel av medelvärdet. Staplar markerade med samma bokstav är inte signifikant skilda åt på 0.05-nivån.



Figur 6. Effektiviteten i födo-konverteringen hos vilda och odlade öringar, antingen injicerade med tillväxthormon eller endast bärarvätskan (kontroll). T-staplarna anger ett standardfel av medelvärdet. Staplar markerade med samma bokstav är inte signifikant skilda åt på 0.05-nivån. (WS, WGH, RS, RGH se Figur 5.)



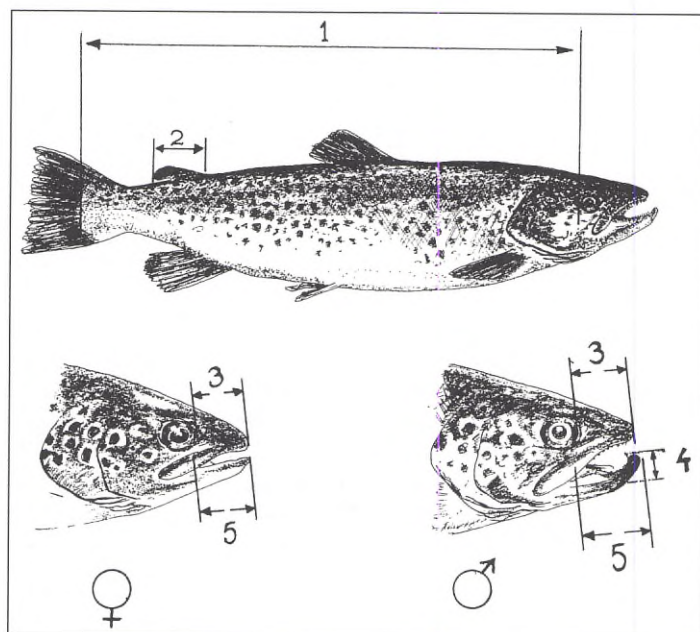
Figur 7. RNA-innehåll hos vild och odlad öring, antingen injicerade med tillväxthormon eller endast bärarvätskan (kontroll). T-staplarna anger ett standardfel av medelvärdet. Staplar markerade med samma bokstav är inte signifikant skilda åt på 0.05-nivån. Signifikansnivån vild kontroll – odlad kontroll = 0.05. (WS, WGH, RS, RGH se Figur 5.)

Tabell 3. Icke-parametriska regressionskoefficienter (alla signifikanta, $p < 0.001$) för totalantalet aggressiva interaktioner och antalet vunna aggressiva interaktioner (vilket bättre speglar "viljan" att attackera). Dominans-index är oberoende variabel i samtliga fall. Grupper av kontrollfisk eller fisk behandlad med tillväxthormon av vilt eller odlad ursprung jämförs. Regressionskoefficienter med samma bokstav efter är inte signifikant skilda åt på 0.05-nivån.

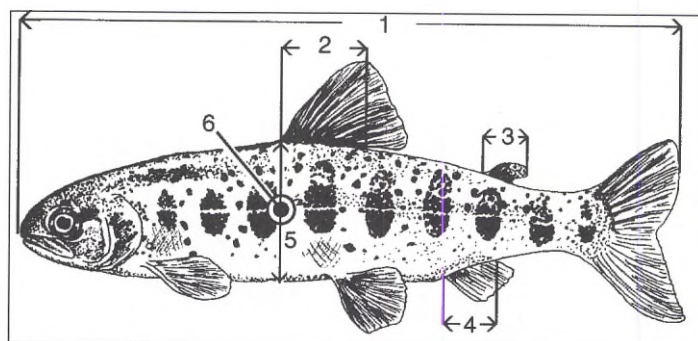
	Vild kontroll	Vild tillväxthormon	Odlad kontroll	Odlad tillväxthormon
Interaktioner, totalt	1.05 ^a	1.46 ^b	1.00 ^a	1.33 ^{eb}
Interaktioner, vunna	1.21 ^a	1.42 ^b	1.00 ^a	1.00 ^{eb}

et ihop med dess tillväxt. En fisk som äter mycket och växer fort blir förmodligen också rundare om magen än de som inte äter lika mycket. Vi undersökte morfologin hos Dalälvens havsöring, både hos lekfisk (Petersson & Järvi 1993) och yngel (Petersson & Järvi 1995). Ynglen hade vuxit upp under samma förhållanden i odlingen, men hade antingen vilda eller odlade föräldrar. De mått vi tog på fisken framgår av Figur 8 och 9. Hos den vuxna öringen är vilda hanar längre (vilda: 78.3 ± 7.38 cm; odlade: 73.8 ± 6.44 cm, $t = 7.14$, $p < 0.005$). I övrigt fanns det inga signifikanta skillnader mellan de båda stammarna (Tabell 4 och 5). Emellertid, både vilda honor och hanar har, sammantaget, mer utvecklade sekundära könskaraktärer än de odlade (kanonisk diskriminantanalys hanar: Mahalanobis avstånd mellan grupper 0.909, $F = 2.87$, $p < 0.019$; dito honor: Mahalanobis = 0.675, $F = 3.95$, $p < 0.005$).

Undersökningen av de vilda och odlade öringungarnas morfologi visade att det fanns små skillnader mellan de två stammarna. Hos ynglen befanns de odlade fiskarna vara bredare och väga mer än de vilda (Tabell 6). Dessutom förändrades vissa parametrar (höjden och analfenans längd vid basen) olika hos de båda stammarna med avseende på kroppslängden. Odlade fiskar ökar mer på höjden än vilda fiskar även om de ökar lika mycket i längd. På samma sätt ökar analfenan mer i längd hos vilda fiskar jämfört med de odlade. Fleming & Einum (1997) jämförde morfologin hos atlantisk laxyngel, dels sådana med kasseodlade föräldrar och sådana med vilda föräldrar. Även här befanns de två gruppernas morfologi skilja sig åt, bl a var odlad yngel bredare på höjden, särskilt i framkroppen. Eftersom ynglen i de två sistnämnda studierna hade vuxit upp under samma förhållanden, finns det starka skäl att antaga att de observerade skillnader-



Figur 8. De morfologiska måtten som noterades för alla vuxna fiskar. (1) post-orbital-cadual-peduncle-längd (POCP), (2) längden på fettfenan, (3) noslängden, (4) höjden på kroken (ej för honor eftersom deras krok är hart när obefintlig), (5) käklängden.



Figur 9. Morfologiska mått som togs på all yngel. (1) total-längd, (2) ryggfenans längd, (3) fett-fenans längd, (4) anal-fenans längd, (5) höjden, (6) bredden (mättes från den markerade punkten till motsvarande punkt på andra sidan).

Tabell 4. Jämförelse av olika karaktärer hos vuxna hanar av vilt (V) och odlat (O) ursprung. Värdena i tabellen är justerade för kroppslängd (POCP). Vi har använt oss av residualerna från en multiplikativ regression.

Variabel	Stam	N	medel±SD	P
Vikt	V	25	-0.16±0.67	ns
	O	109	0.05±0.50	
Noslängd	V	25	0.10±0.62	ns
	O	109	-0.01±0.60	
Käklängd	V	25	0.11±0.47	ns
	O	108	0.00±0.43	
Krokhöjd	V	25	0.05±0.38	ns
	O	109	0.01±0.29	
Fettfenans längd	V	20	0.17±0.56	ns
	O	92	0.00±0.50	

Tabell 5. Jämförelse av olika karaktärer hos vuxna honar av vilt (V) och odlat (O) ursprung. Värdena i tabellen är justerade för kroppslängd (POCP). Vi har använt oss av residualerna från en multiplikativ regression.

Variabel	Stam	N	medel±SD	P
Vikt	V	36	0.06±0.43	ns
	O	109	-0.09±0.41	
Total romvikt	V	36	0.04±0.11	ns
	O	109	0.01±0.17	
Noslängd	V	36	0.37±0.69	<0.001
	O	109	-0.08±0.50	
Käklängd	V	36	0.10±0.44	ns
	O	109	0.00±0.36	
Fettfenans längd	V	34	-0.01±0.39	ns
	O	95	0.02±0.50	

Tabell 6. Skillnader mellan öringyngel av vilt och odlat ursprung. Det hela anges som skillnader mellan regressionslinjer för respektive stam (oberoende variabel = kroppslängd i samtliga fall utom för hjärtvikt där oberoende variabeln = kroppsvikt). I samtliga fall har multiplikativa regressioner använts. Först har en test gjorts för att kolla huruvida regressionernas lutningar skiljer sig åt (homogeneity-of-slopes; HOS). Om så inte var fallet gjordes en ANCOVA för att kolla huruvida intercepten skilde sig åt. För HOS anges F-värde, för ANCOVA t-värde.

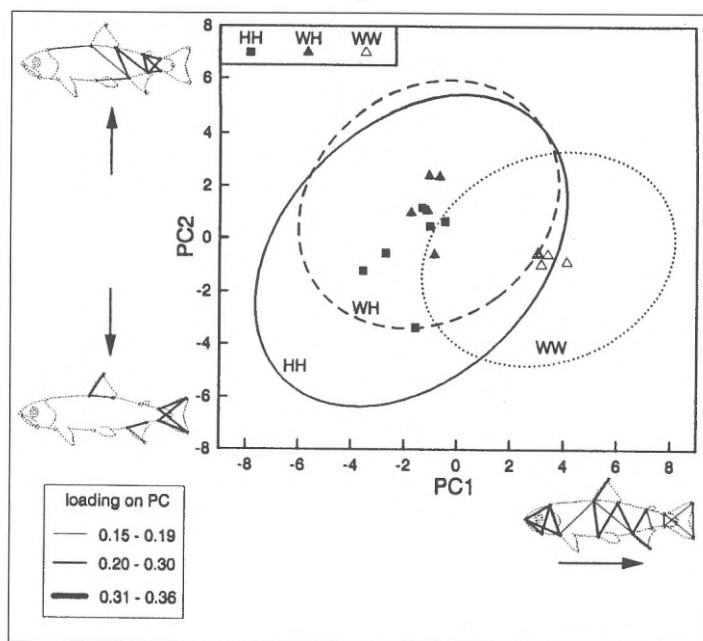
Variabel	Stam	Regression	Analys	F/t	sign.nivå
Höjd	O	0.132 • X ^{1.232}	HOS	4.67	p<0.035
	V	0.132 • X ^{1.232}			
Bredd	O	0.064 • X ^{1.119}	ANCOVA	3.69	p<0.001
	V	0.040 • X ^{1.229}			
Hjärtvikt (vätvikt)	O	0.0018 • X ^{0.943}			ns
	V	0.0017 • X ^{0.955}			
Kroppsvikt	O	(5.58 • 10 ⁻⁶) • X ^{3.147}	ANCOVA	3.51	p<0.001
	V	(4.11 • 10 ⁻⁶) • X ^{3.222}			
Fettfena	O	0.263 • X ^{0.592}			ns
	V	0.357 • X ^{0.521}			
Ryggfena	O	0.217 • X ^{0.884}			ns
	V	0.132 • X ^{1.232}			
Analfena	O	0.228 • X ^{0.796}	HOS	3.97	p<0.050
	V	0.078 • X ^{1.022}			

na speglar skillnader i den genetiska konstitutionen. Just detta att man driver upp försöksfisken under likartade förhållanden är av stor betydelse för resultatens "tyngd". Eftersom fiskar är mycket plastiska (omformbara) för att vara ryggradsdjur, kommer en fisks utseende att vara starkt beroende av uppväxtmiljön. En studie på silverlax (*Oncorhynchus kisutch*) belyser detta (Swain et al 1991). De undersökte morfologin hos halvårs gamla yngel från tolv olika populationer, både odlade och vilda. De odlade populationerna hade gått två till fem generationer i odling. En del yngel från de vilda populationerna drevs upp i odling medan andra fångades med nät i naturen. Resultatet av deras studie kan ses i Figur 10, vilken visar att odlingsmiljön i deras fall har större betydelse för utseendet än den genetiska bakgrunden. Man kan också säga att i detta fall har inte odlingen satt några spår hos fisken – i alla fall inte ännu.

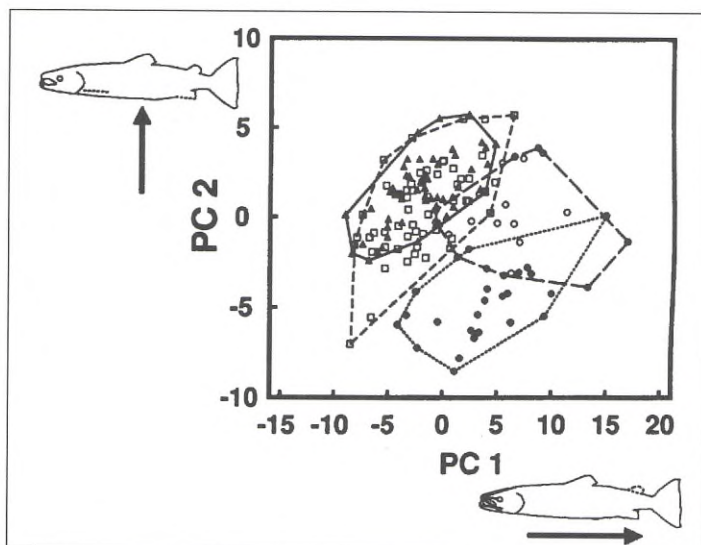
En liknande studie har gjorts på vuxen silverlax och atlantisk lax (*Salmo salar*) (Fleming et al. 1994). Hos den atlantiska laxen ser man (Figur 11) att kompensationsodlade laxar inte skiljer sig så mycket från vilda, men att de kasseodlade tydligt skiljer ut sig. Hos vuxen silverlax i denna studie (Fleming et al. 1994) är skillnaden mellan kompensationsodlad och vild fisk mer markant. Exempelvis kunde honorna klassificeras med 73% sannolikhet, vilket var 43% bättre än slumpmässig klassificering. Skillnaden i utfall mellan atlantisk lax och silverlax kan bero på att de senare gått fler generationer som kompensationsodlade och att skillnader ackumuleras över tiden. I Figur 11 kan man se en antydning till att de kompensationsodlade är "på väg" åt samma håll som de kasseodlade. Det behöver dock inte finnas någon lagbundenhet i detta, kasseodlade och kompensationsodlade lever i mångt och mycket olika liv.

Aggressivitet

Termen "aggressivitet" innebär för de flesta som studerar djur ett attackbeteende som skall ses skilt från försvarsbeteende. Många etologer använder även termen "agonistiskt beteende" (eng. *agonistic behaviour*), vilket är en vidare term som innefattar attack, försvar, hot och många andra aktiviteter som är relaterade till slagsmål. Emellertid finns det olika åsikter om vad som skall innefattas under begreppet "aggressivitet". De mest extrema "samlarna" bland forskarna plockar in allting från



Figur 10. Resultatet (de två första axlarna) av en faktoralanalys (principal-component analysis), beräknat på 34 morfometriska mått på ca 6 månader gamla yngel av silverlax (*Oncorhynchus kisutch*). Varje punkt i diagrammet representerar en population. HH=fisk med odlat ursprung som vuxit upp på odling, WH=fisk med vilt ursprung som vuxit upp på odling, WW=vild fisk som vuxit upp i det vilda. Efter Swain et al. 1991.

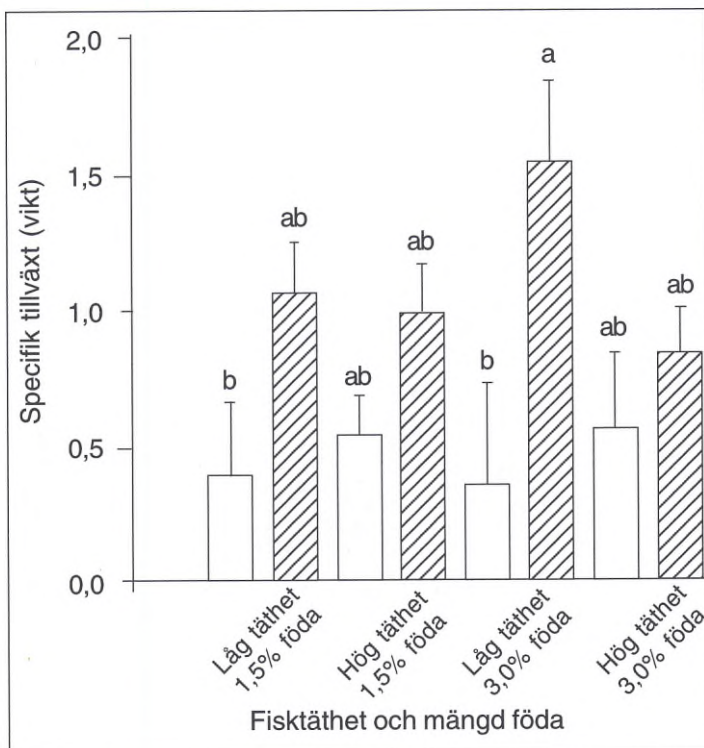


Figur 11. Resultatet (de två första axlarna) av en faktoralanalys (principal-component analysis), beräknat på 34 morfometriska mått på lekfisk (honor) av lax (*Salmo salar*). Varje punkt i diagrammet representerar en individ. Trianglar = vild fisk från Ims, fyrkanter = kompensationsodlad fisk från Ims, ofyllda cirklar = kasseodlad fisk från Ims, fyllda cirklar = kasseodlad fisk från Sunndalsøra (båda lokaler i Norge). Efter Fleming et al. 1994.

världskrig tillflugors gnabb under detta tak, medan "splitrarna" hävdar att det är meningslöst att ha en definition som inkluderar så många orelaterade aktiviteter. Många "splitrare" undviker därför termen "aggressivitet". Vid studier av djurs beteende är det dock vanligt att man använder termen "aggressivitet" och man menar då vanligtvis beteende som orsakar, eller som är menat att orsaka, skada på en annan individ (Fraser & Rushen 1987). Men även med denna till synes snäva definition inkluderar man tämligen vitt skilda beteenden. En individ kan till exempel angripa artfränder om individtätheten blir för stor, köra bort andra individer från en sovplats eller angripa sina nyfödda ungar. Motiven till dessa

handlingar kan vara olika, ändå benämner vi allt som aggressiva handlingar (Fraser & Rushen 1987). Det har visat sig att det är hart när omöjligt att klassificera olika typer av aggressivitet på ett tillfredsställande sätt (Huntingford 1980). Därför **kan** det vara vilseledande att jämföra två olika studier som båda säger sig ha mätt aggressivitet, men samtidigt är det fel att inte göra det eftersom överlappet mellan olika typer av aggressivitet kan vara stort (Huntingford 1980). Slutsatsen blir att man måste försöka vara kritisk.

Allmänt anses det att när lax- och öringyngel har kläckt, absorberat gulesäcken och tagit sig upp genom gruset till den fria vattenmassan så infaller en av de allra viktigaste och mest avgörande perioderna i deras liv. I vilken utsträckning de lyckas undvika predatorer och konkurrera med sina artfränder är helt avgörande för om de ska klara sig över huvudet. Under naturliga förhållanden är det därför viktigt att kunna slåss bra under den här perioden, medan det i odlingsmiljö inte spelar någon större roll. Man kan därför förvänta sig att vilda ska vara mer aggressiva än odlade. Norman (1987) observerade hos ca 2 månader gamla laxungar att vilda var mer dominanta än odlade. Den vilda stammen kom från Torne älv och den odlade från Indalsälven, varför den noterade skillnaden kan bero på skillnader mellan stammarna och inte endast skillnader orsakade av odlingsprocessen. I Älvkarleby har vi gjort ett liknande försök där både vild och odlad fisk kommer från Dalälven. Vi placerade yngel (som nyligen hade absorberat gulesäcken och som startfodrats) i rännor som mätte 60 X 60 cm. Vi använde oss av två tätheter: 50 yngel eller 3 yngel (ca 140/m² resp. 8/m²; ett försök att simulera odlade (höga) och naturliga (låga) tätheter). Dessutom använde vi oss av två olika födoregimer, hälften av grupperna fick varje dag en mängd torrfoder som motsvarande 1.5% av den sammanlagda vikten av yngeln i rännan och den andra hälften 3.0%. Fisken märktes inte, varje grupp bestod antingen av vild eller odlad fisk. Före och efter varje försök mättes och vägdes fisken. Under sex dagar observerade vi fisken i 15 min två gånger dagligen och räknade antalet aggressiva interaktioner. Både vid höga och låga tätheter växte de odlade fiskarna snabbare (Figur 12). Vild fisk var mer aggressiv än odlad vid höga tätheter (Tabell 7).



Figur 12. Tillväxt hos nykläckt yngel som antingen hade vilda eller odlade föräldrar. Båda kategorierna är dock kläckta i kläckeriet. Tillväxten mättes under fyra olika förhållanden; låg täthet innebär 3 yngel på 60 X 60 cm, hög täthet 50 yngel på samma yta. Siffrorna baserar sig på medelvikten hos individerna före och efter försöket. Åtta replikat per täthet-födogivekombination gjordes. Staplar med samma bokstav är inte signifikant skilda åt på 0.05-nivån.

Tabell 7. Aggressivitet hos nykläckta öringyngel av vilt och odlad ursprung. Värdena som anges är logaritmen för antalet aggressiva interaktioner per individ. Statistisk metod: ANCOVA, oberoende variabel: observationsdag.

Födögiva (% / kroppsvikt och dag)	Täthet (antal ind./ 60 X 60 cm)	Stam	Medelvärde ±standardfel	t-värde	sign.nivå
1.5	3	O	-0.749±0.156	0.110	ns
		V	-0.774±0.156		
1.5	50	O	-0.622±0.086	2.46	p<0.017
		V	-0.312±0.091		
3.0	3	O	-0.986±0.144	0.501	ns
		V	-1.088±0.144		
3.0	50	O	-0.548±0.060	4.11	p<0.001
		V	-0.195±0.061		

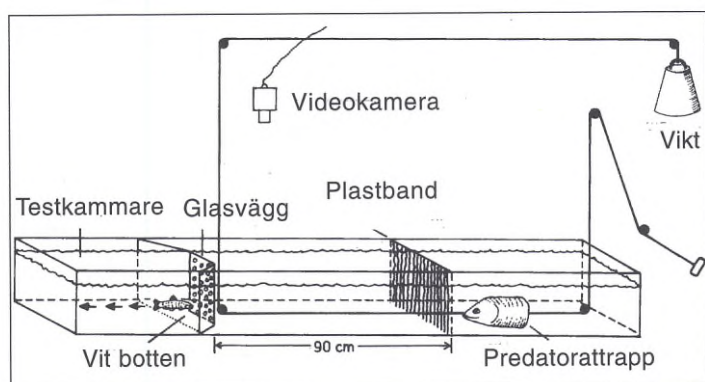
Antipredatorbeteende

Ute i det vilda måste djur i allmänhet ständigt göra avvägningar mellan olika för- och nackdelar. En viktig sådan avvägning är balansen mellan att äta och ätas (dvs att utsätta sig för rovdjur). Om man äter mycket tillväxer man fort. Men att äta mycket innebär att man äter ofta, vilket ofta innebär att man måste vara mer aktiv, vilket i sin tur kan innebära att man exponerar sig för rovdjur. Dessutom kan själva anskaffandet av föda innebära att man brister i uppmärksamhet i vad som i övrigt tilldrar sig i ens omedelbara närhet, t ex om rovdjur ligger och lurar i vassen. För en öring kan det innebära att den vid infångandet av en hinnkräfta som kommer flytande med strömmen för en kort stund måste koncentrera sig så pass att den inte noterar eventuella rovdjur med samma noggrannhet som vid vila. I odling förekommer inga rovdjur, vilket öppnar vägen för mindre försiktiga individer som då väsentligt kan öka sin tillväxt. Man kan därför förvänta sig att odlad fisk är mer riskbenägen än vild fisk och att det kan finnas en koppling mellan tillväxt och minskad "räddhet" för predatorer (Johnsson & Abrahams 1991). Laboratoriestudier gjorda på regnbåge (*O. mykiss*) visar att det finns en sådan koppling, individer behandlade med tillväxthormon (blev "mer hungriga") utsatte sig i större utsträckning för rovdjur än obehandlade individer (Jönsson et al. 1996).

I Älvkarleby har vi gjort ett försök som belyser detta hos havsöring. Resultaten som presenteras här härrör från samma försök som presenteras i Figur 4 (se Tillväxt). Som redan nämnts noterade vi under observationerna var individerna befann sig och hur långt från födovivningsplatsen respektive predator de befann sig. Median-avståndet till födovivningsplatsen påverkades inte av närvaron av en predator ($F_{1,277}=1.92$, $p=0.1$), men tiden individerna tillbringade inom den lilla sektorn (se Figur 4) var kortare om en predator fanns där ($F_{1,277}=16.1$, $p<0.001$). För båda dessa variabler fann vi att det var en signifikant interaktion mellan predatornärvaro och behandling ($F_{3,277}=3.0$, $p<0.05$ i båda fallen). Vidare analyser påvisade att denna interaktion till största delen berodde på vild kontroll (dvs vilda fiskar som ej fått tillväxthormon). Dessa hade en starkare anti-predator-respons än de andra grupperna (Tabell 8). Dessutom reagerade odlad kontroll mer på predatorn än vad odlad behandlad gjorde. Vild kontroll åt i större utsträckning utanför den lilla sektorn (födopartiklar som flöt med strömmen) när predatorn var närvarande, medan de andra grupperna var mindre känsliga i detta avseende (Tabell 8). Sammanfattningsvis, vild kontroll hade den starkaste antipredator responsen i detta försök. Vild behandlad och odlad kontroll hade ungefär samma nivå på sin respons, men responsen var svagare än för vild kontroll. Od-

Tabell 8. Upphållsplatser- och tid för öringyngel med och utan predator närvarande. Från försöket med tillväxthormon. Värdena ges som medelvärde±ett standardfel. Signifikanta predatoreffekter inom grupper anges med asterisk. Statistisk test: parat *t*-test på viktade medelvärde (dominansindex hållet konstant)

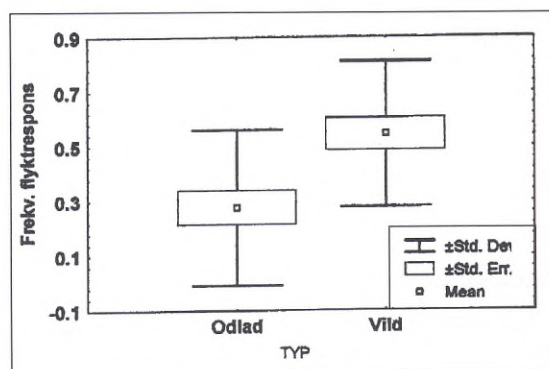
	Vild kontroll		Vild tillväxthormon		Odlad kontroll		Odlad tillväxthormon	
	predator	utan pred.	predator	utan pred.	predator	utan pred.	predator	utan pred.
Avstånd till födoringen (cm)	80.5±7.1*	59.0±7.2	73.0±7.2	69.3±7.0	61.4±6.9	71.3±7.1	67.4±7.2	60.7±7.0
Tid i den mindre avdeln. (%)	32.8±6.7*	71.7±6.8	47.7±6.8	65.1±6.7	48.0±6.6*	70.9±6.7	52.6±6.8	49.9±6.7
Födointag i mindre avdeln. (%)	79.6±4.9*	92.9±6.3	87.3±4.0	93.5±3.6	86.5±3.8	93.7±3.1	85.0±4.6	88.2±4.3



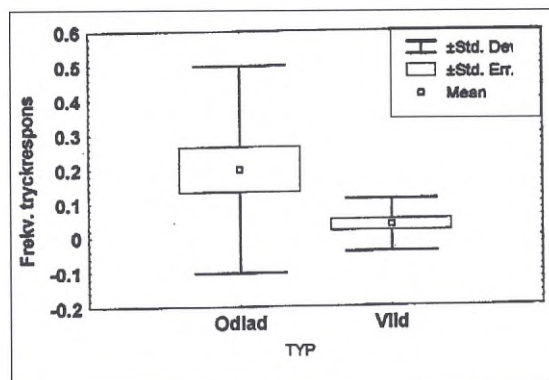
Figur 13. Försöksupställningen vid attrappförsöket.

lad behandlad fisk visade överhuvudtaget ingen respons alls. Totalt åt predatorerna upp 7 av de 144 fiskarna (4.9 %) i försöket, av dessa var en vild kontroll, en vild behandlad, två odlad kontroll och tre odlad behandlad.

I ett annat försök (gjort i samarbete med Anders Fernö, Universitet i Bergen) studerade vi detta på ett mer standardiserat sätt. Vi lät en rovfiskattrapp attackera en parr när den var i en viss position (Figur 13). Hela attackförloppet videospelades och inspelningen användes sedan när försvarsbeteendet analyserades. Eftersom den odlade och vilda fisken hade samma uppväxt så kan man anta att de skillnader som eventuellt kan noteras har en genetisk bakgrund. Resultatet av undersökningen visade att den vilda parren signifikant oftare flydde när attrappen attackerade medan den odlade ställde sig och tryckte på botten (Figur 14 och 15). Efter att parren flytt ställde de sig på botten och stod stilla en längre eller kortare tidsperiod. Den vilda parren stod stilla på botten signifikant längre än den odlade parren (Figur 16). Slutsatsen man kan dra är att det genetiska programmet har modifierats så att

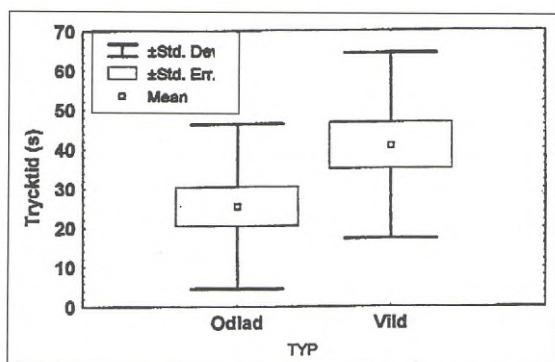


Figur 14. Sannolikheten att en öringunge flyr när en predatorattrapp "attackerar". Skillnaden är statistiskt signifikant (Kruskal-Wallis test: $H(1, N=41)=8.80; p<0.01$).



Figur 15. Sannolikheten att en öringunge trycker på botten när en predatorattrapp "attackerar". Skillnaden är statistiskt signifikant (Kruskal-Wallis test: $H(1, N=41)=4.40; p<0.05$).

den odlade parren står still i stället för att fly. Den ekologiska konsekvensen man kan dra är att den odlade fisken därmed är exponerad för starkare predationstryck när de sätts ut i naturen än den vilda.

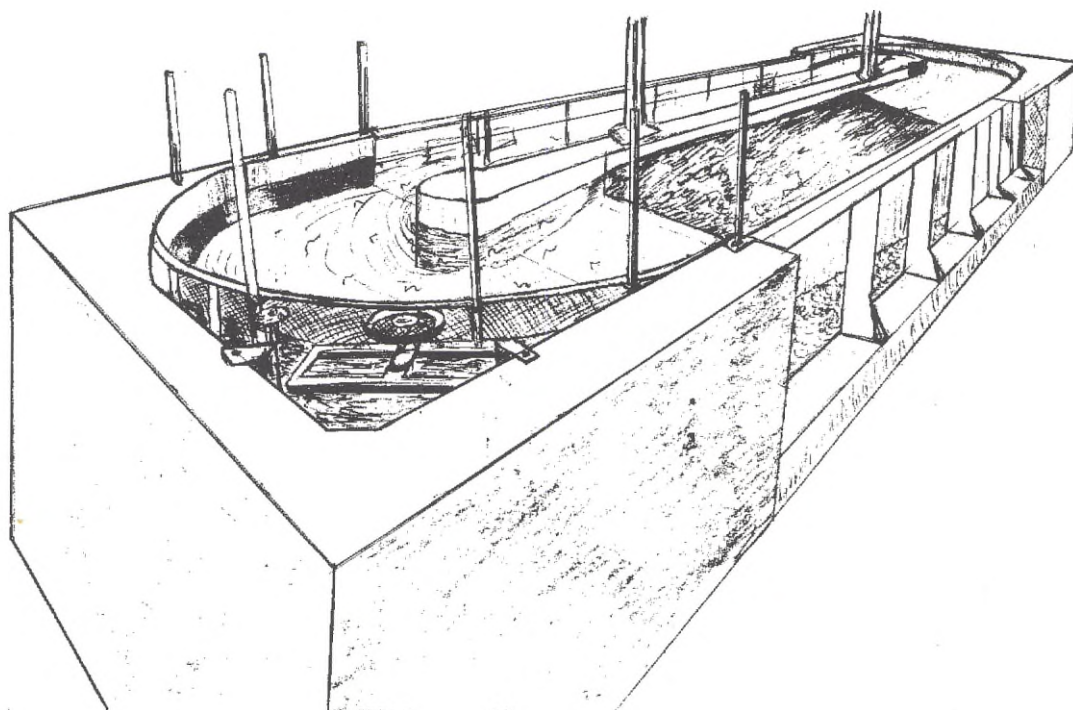


Figur 16. Skillnaden i hur länge en öringunge trycker efter att den flytt när en predatoratt-rapp "attackerat". Skillnaden är statistiskt signifikant (Kruskal-Wallis test: $H(1, N=41)=5.16$; $p<0.01$).

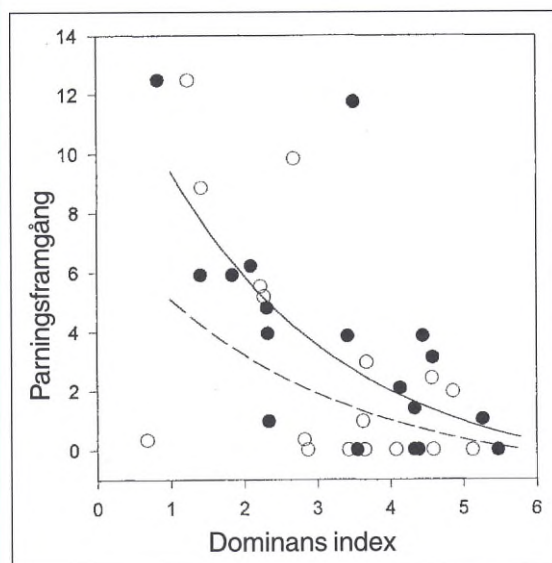
Reproduktionsbeteende

De flesta lax och öringarterna visar upp spektakulära beteenden under leken. Innan själva leken slås hanarna om att få möjlighet att uppvakta honorna, som under den tiden gräver "bon" i gruset (Järvi 1990, Petersson & Järvi 1997, Petersson m fl 1999). Honorna prefererar att leka med de hanar som har störst fettena i relation till kroppsstorleken. Är det inte

den dominante hanen som har störst fettfena blir hon ändå tvungen att så småningom acceptera den dominanta hanen. Hon gör det efter en hel del aggression inom paret, något som inte förekommer om hon får leka med den hon har valt (Petersson m fl 1999). När det gäller lekbeteendet finns det i stort sett inga studier där man har ordentlig ordning på miljöfaktorn. Den fisk man använt är antingen utsatt fisk som återfångats eller odlad fisk, dessa kategorier jämförs sedan med vild fisk. Vi studerade lekbeteendet hos vild och odlad öring i strömvattenakvariet i Älvkarleby (Figur 17) (Petersson & Järvi 1997). Detta gav oss fina möjligheter att studera lekbeteende mer noggrant än vad som är vanligt i liknande studier. Studien utfördes under lekperioden under tre år (1991, 1992 och 1993) (Petersson & Järvi 1997). Tolv hanar och tolv honor användes var gång, hälften vilda och hälften odlade av varje kön. Generellt uppvaktade dominanta hanar honorna oftare, tillbringade mer tid på lekbottnarna och hade större parningsframgång än lågt rankade hanar. Kroppsstorleken förklarade 18% av en hanes position i dominanshierarkin. Odlade hanar fick färre parningar än vilda, även om dominansen hålls konstant, dvs vid sam-



Figur 17. Strömakvariet vid Fiskeriförsökstationen i Älvkarleby. Akvariet rymmer 35 000 liter och strömhastigheten kan regleras från 0 till ca 2 m/s. Ljuset kan ställas in så att det följer dygnsrytmen ute i det fria.



Figur 18. Förhållandet mellan dominans index och parningsframgång hos vilda (streckad linje och trekant) och odlade hanar (helt dragen linje och cirklar). De hanar med hög dominans (bra slagsmålsförmåga) återfinns till vänster på X-axeln. De två linjerna är signifikant åtskilda ($t=2.05$, $p<0.050$. (ANOVA and ANCOVA, modell: $F = 5.07$, $d.f. = 6, 29$, $p<0.0012$; år (experiment effekt): $F=2.06$, $d.f. = 2, 29$, $n.s.$; interaktion: $F = 3.26$, $d.f. = 2, 29$, $n.s.$).

ma slagsmålsförmåga så får vilda hanar fler parningar än odlade (Figur 18). Detta kan delvis förklaras med hur odlade respektive vilda hanar slåss när de uppvaktar en hona. I princip kan detta ske på två sätt, antingen "slåss på stället" tills den andra hanen ger sig av eller jaga iväg den andra hanen. I det första fallet lämnar hanen inte honan ensam utan har full koll på vad som händer runt henne. I det andra fallet lämnar hanen honan för ett tag, vilket innebär att en tredje hane kan uppvakta och eventuellt leka med honan. Som framgår av Tabell 9 så skiljer sig vilda och odlade i dessa avseenden, vilda har en generellt sett lägre frekvens av iväg-jagningar som inte minskar när tidpunkten för lek närmar sig. Odlade har en generellt sett högre nivå, som minskar med tiden. När det gäller att slåss på stället har odlade en högre nivå som inte minskar med tiden, medan vilda har en lägre nivå som minskar med tiden. Förmodligen så klarar vilda hanar bättre av balansen mellan att jaga iväg och slåss på stället så att de i större utsträckning än odlade är ensamma med honan när det är dags att leka. Odlade hanar är i större utsträckning "ute på jakt", vilket innebär att en annan hane kan leka med honan eller att de måste dela honan med en annan hane. Vilda och odlade honor uppvisade färre

Tabell 9. Skillnader i lekbeteende mellan odlad och vild havsöring.

Beteende	Faktorer	F-värde	Stam	Medelvärde/min*	Korrelation**
Gräver bo	Tid fram till lek	25.34 ($p<0.001$)	odlad	0.75	-0.344 (NS)
	Stam	41.87 ($p<0.001$)	vild	0.55	-0.534 ($p<0.05$)
	Interaktion	11.43 ($p<0.001$)			
Hane slåss med annan hane	Tid	74.37 ($p<0.001$)	odlad	0.41	0.156 (NS)
	Stam	71.93 ($p<0.001$)	vild	0.36	-0.432 ($p<0.049$)
	Interaktion	87.10 ($p<0.001$)			
Hane jagar bort annan hane	Tid	37.94 ($p<0.001$)	odlad	0.40	-0.478 ($p<0.001$)
	Stam	16.36 ($p<0.001$)	vild	0.34	-0.131 (NS)
	Interaktion	8.22 ($p<0.01$)			
Hane uppvaktar hona	Tid	123.84 ($p<0.001$)	odlad	0.26	-0.417 ($p<0.048$)
	Stam	11.59 ($p<0.002$)	vild	0.38	-0.150 (NS)
	Interaktion	34.37 ($p<0.001$)			
Hane jagar bort annan hona	Tid	5.36 ($p<0.03$)	odlad	0.06	0.391 (NS)
	Stam	18.93 ($p<0.001$)	vild	0.17	-0.617 ($p<0.019$)
	Interaktion	8.54 ($p<0.01$)			

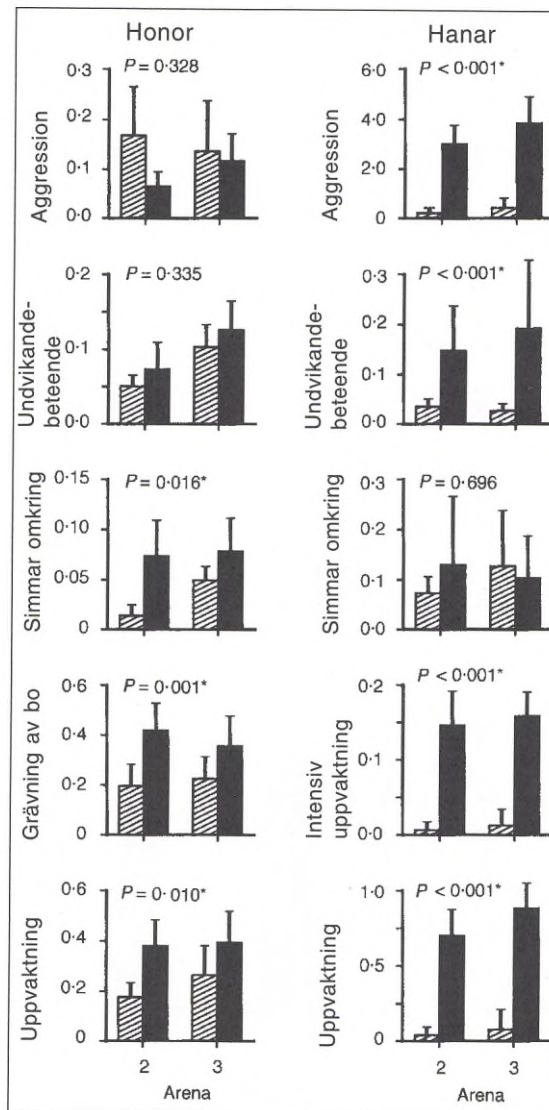
* Genomsnittligt antal gånger beteendet utförs per min.

** Avser korrelation inom stam mellan beteendefrekvens och tid fram till lek.

skillnader. Odlade honor grävde generellt sett mer frekvent än vilda honor. De odlade honorernas grävaktivitet minskade inte fram till lek, vilket var fallet med de vildas (Tabell 4). I princip gör honorna fyra saker när de håller på och gör i ordning en grop: (1) gräver, (2) jagar iväg andra honor, (3) testar gropen genom att spärra ut analfenan och sticka ned den i gropen mellan stenarna i botten och (4) stå still över gropen. Odlade honor hade lägre frekvens av att testa gropen och att jaga iväg andra honor, dvs försvara gropen mot honor som vill ta över den. Om man slår samman frekvenserna av de fyra nämnda beteendena så skiljer sig vilda och odlade honor ($F=2.64$, $p<0.035$, kanonisk diskriminantanalys, Mahalanobis kvadratavstånd mellan grupperna = 5.48).

I en liknande studie på silverlax (*O. kisutch*) fann man liknande skillnader mellan utsatt och vild fisk (Fleming & Gross 1992). Utsatta hanar var mindre aggressiva, uppvisade ett "lamare" parningsbeteende och var i allmänhet mindre aktiva än vilda hanar. Fleming och Gross (1992) visade också att odlade honor hade färre romkorn än vilda (hade större total romkornsmassa, men större romkorn). Odlade hanar hade större gonader, och därmed högre spermieproduktionspotential, men hade således, trots detta, lägre parningsframgång. I en annan studie (Fleming & Gross 1993) fann de att de odlade hanarnas parningsframgång var 62% av de vildas. Chilcote et al. (1986) använde sig av en genetisk markör för att separera vilda och odlade individer av havsvandrande regnbågsöring (*O. mykiss*). Fisken fick leka i ett naturligt vattendrag och genom att undersöka avkomman uppskattade man att parningsframgången hos den odlade fisken var ca 28% av de vildas. En studie på lax i Norge visade att alla vilda honor och nästan alla (96,2%) vilda hanar lekte, medan hos utsatt fisk var motsvarande siffror 13,5% respektive 36,7% (Jonsson et al. 1990). Ytterligare studier har visat att uppväxten under sötvattensfasen betyder mycket för hur individerna ska lyckas som vuxna (Fleming et al. 1996a). Leklax som fötts upp på odling under sina två första år och sedan satts ut i älven vid smoltutvandringen hade en parningsframgång som var 51% jämfört med de som växte upp i älven.

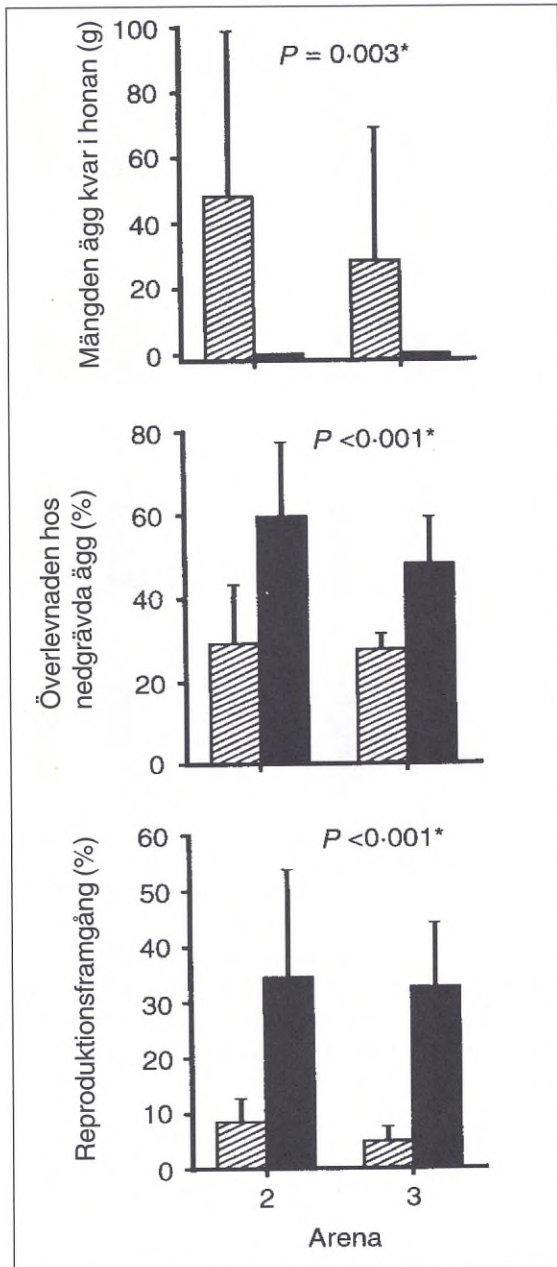
Nackdelen med ovanstående studier är att de två kategorierna av öring har under sina två första år vuxit upp under två olika förhållanden. Därför kan man inte utifrån denna studie dra några säkra slutsatser om genetis-



Figur 19. Skillnaden i beteende mellan vilda (helfyllda staplar) och kasseodlade (streckade staplar) hos lax. Resultaten härör från två försöksarenor (arena 2 och 3). Signifikanta skillnader i frekvens av olika beteenden är markerad med en asterisk. Efter Fleming et al. 1996b.

ka förändringar angående lekbeteendet. För att kunna göra detta skulle man behöva föda upp fisken från yngel till smolt och sedan sätta ut fisken (märkt, så att vild och odlad kan åtskiljas). Tyvärr är överlevnaden i havet så pass låg att stora mängder fisk måste märkas enligt detta. Alternativt kan man föda upp fisken ända till lekmogen ålder, vilket kräver stora anläggningar. Dock säger studier som denna att utsatt fisk betar sig annorlunda, vilket kan påverka utfallet av en utsättning.

Ännu tydligare resultat i denna riktning får man om man jämför kasseodlad fisk och vild fisk, vilket man exempelvis har gjort i Norge. Fleming et al. (1996b) studerade lekbeendet hos lax och fann att det skilde sig i nästan varje avseende som man beaktade.



Figur 20. Skillnaden i parningsframgång mellan vilda (helfylla staplar) och kasseodlade (streckade staplar) hos lax (*Salmo salar*). Resultaten härör från två försöksarenor (arena 2 och 3). I alla tre beaktade variabler skiljer sig vild och odlad fisk åt. Efter Fleming et al. 1996b.

Odlade hanar uppvaktade honor mer sällan än vilda, odlade honor blev mer sällan uppvaktade av vilda hanar, odlade hanar var mer aggressiva än odlade, etc (Figur 19). Totalt fann man att den reproduktiva framgången hos den odlade fisken var ca en fjärdedel av den vildas (Figur 20). En slutsats som man kan dra av detta är att om man använder odlad fisk för att återetablera ett utrotat bestånd kan man förvänta sig att det går dåligt i början innan det negativa miljömässiga bagaget har försvunnit (är borta i nästa generation). Om man har is i magen kommer man förmodligen att se att beståndet repar sig och att den reproduktiva framgången ökar. Om man är ivrig och sätter ut mer odlad fisk spår man på med dålig fisk som ger dålig reproduktiv avkastning; ju större den utsatta fiskens andel är av den slutgiltiga populationsstorleken, desto större blir 'skadan'. Om det finns genetiska skillnader mellan den utsatta och den vilda fisken återställs inte den populationens genetiska konstitution på en generation, det kan ta många generationer. Om det är stor genetisk skillnad mellan den utsatta och den vilda fisken är det möjligt att beståndet i det aktuella vattendraget inte kan utvecklas till något som helt liknar den ursprungliga populationen. Dock är det så att om populationen får tid på sig kommer den att anpassa sig till den nya miljön så mycket som dess genetiska bagage tillåter.

Överlevnad i det vilda

Eftersom odlad fisk är sämre anpassade till vilda förhållanden än de vildfödda (av de olika anledningar som nämnts ovan), kan man förvänta sig att de odlade ska ha sämre överlevnad när de sätts ut. Problemet med att få siffror som belyser detta förhållande är att det kräver stora insatser för att fånga in och märka vildlevande fisk. Helst ska man också ha utsättningsfisk i odlingen som har vilda föräldrar och sådana som har odlade föräldrar. Därigenom har de två kategorierna av fisk vuxit upp på samma sätt, vilket innebär att man har större möjlighet att se skillnader som beror på genetiska skillnader. Dessutom kan utsättningar av yngel (ej utvandningsfärdig fisk) i vattendrag vara i det närmaste dömda att misslyckas eftersom vattendraget kan vara "mättat" med fisk av den aktuella arten. Resultatet kan bli att fisk trycks ut från vattendraget och antalet fiskar som blir kvar är ungefär detsamma som innan utsättningen. Den fisk som trycks ut från vattendraget har be-

tydligt minskade möjligheter att överleva. Många studier visar att överlevnaden hos de utsatta ynglen i "tomma" vattendrag beror på täthet i det aktuella vattendraget, fisk utsatt i lägre tätheter har ofta bättre överlevnad än de som sätts ut i höga tätheter (Elrod et al. 1989, Margenau 1992, McMenemy 1995). Liknande effekter kan man även få i odlingsmiljö (Moore et al. 1994). Utsättningar av smolt har större möjligheter att lyckas, även om det kan finnas begränsningar för hur många smolt man kan sätta ut samtidigt (Fagen & Smoker 1989).

Det finns många uppskattningar för hur överlevnaden i havet skiljer sig mellan de som vuxit upp i det vilda kontra de som sätts ut som smolt. För lax finns till exempel uppgifter som pekar på att vilda har tre gånger så hög överlevnad i havet som odlade (Stolte 1982), men andra uppskattningar ligger runt tio gånger (Rideout & Stolte 1988). Hos havsvandrande röding (*Salvelinus alpinus*) har vildfödda smolt högre överlevnad än odlade (Finstad & Heggberget 1993).

Försöksutsättningar gjorda i Nordamerika visade att vilda bäckrödingar (*Salvelinus fontinalis*) överlevde bättre än odlade (Vincent 1960) och en norsk undersökning visade att utsatt odlad fisk hade ungefär en tredjedel så hög överlevnad som vild fisk (Skaala et al. 1996). I båda fallen kan dock skillnaderna även bero på skillnader mellan olika stammar.

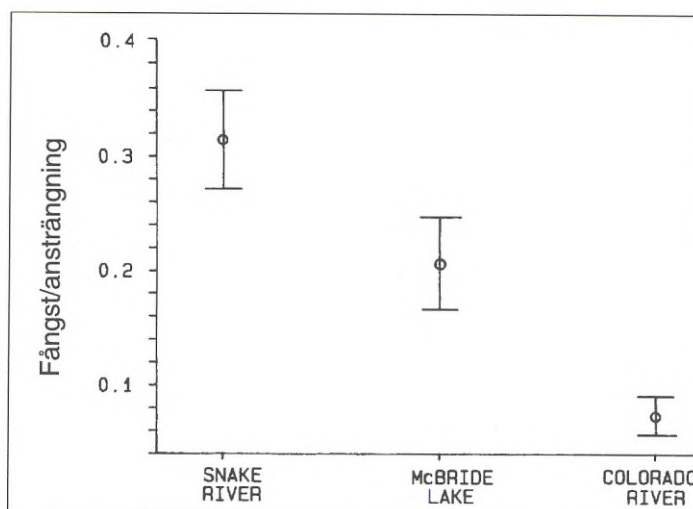
Fångstbarhet

Det finns oerhört få studier som behandlar hur pass benägna olika stammar av fisk är att "gå i fällan". Återfångstdata som erhålls genom olika märkningsmetoder ger inte en tillräckligt bra bild eftersom överlevnaden i det vilda då stökar till det hela. Emellertid har en trevlig studie gjorts på strupsnittsöring (*Oncorhynchus clarki*). Under två år sattes fisk från tre olika stammar ut i två dammar i Montana (Dwyer 1990). Stammarna sattes ut i lika mängd. Det visade sig att den mest domesticerade stammen var lättast att fånga med kastspö (Figur 21). Detta visar att odlingen även i detta avseende förmodligen påverkar fisken bort ifrån det vilda. Dock kan man dra nytta av detta, lättfångade fiskar kan ju vara rysligt trevligt att ha i "put-and-take"-vatten.

Vandringsmönster

Hur fisken sprider sig ("vandrar") efter utsättning är i allmänhet svårt att ta reda på. Fisk som är färdig att vandra ut i havet (smolt) kan

märkas och återfångsterna registreras. Emellertid har inga "totala" märkningsförsök gjorts på detta område. I och för sig har odlad fisk av vild och odlad härkomst märkts och satts ut, vilket ger en bild av hur de olika kategorierna av fisk vandrar i havet. Eftersom fisken i dessa fall har samma bakgrund har man reducerat skillnaderna i omgivningspåverkan så mycket som är praktiskt möjligt. Problemet är dock att inga ordentliga sammanställningar gjorts av de data som finns. Ett annat problem är märkningarna av odlad fisk, oavsett härkomst, som i stort sett aldrig har gjorts samtidigt som vildfödd fisk har fångats och märkts. Därför är det svårt att säga hur mycket själva odlingen innebär. I en japanska undersökning på hundlax (*O. keta*) under åren 1956-91 noterade man att arten i det undersökta området hade utökat sitt utbredningsområde (Ogura & Ito 1994). Återfångst av märkta hundlaxar gjordes på senare år oftare längre söder- och västerut än tidigare. Denna expansion sammanfaller med de ökade utsättningarna som gjorts i området. Ogura och Ito drog slutsatsen att det är det omfattande utsättningsprogrammet som orsakat den nya spridningen till havs, det hela skulle alltså "bara" vara en fråga om det stora antal fiskar som sätts ut. Sätts många



Figur 21. Fångstbarheten hos tre olika stammar av strupsnittsöring (*Oncorhynchus clarki*). Resultatet baseras på två dammar som provfiskats med spö under två år. Snake River: har gått i odling i flera generationer; McBride: har odlats under ett flertal generationer, men har också regelbundet återkorsats med den vilda ursprungsstammen; Colorado River: fisken som användes i detta försök var uppfödd i odling men hade vildfångade föräldrar. Efter Dwyer 1990.

ut får man spridning över ett stort område, sätts få ut sprider de sig över ett mindre område. Det kan dock finnas andra förklaringar, exempelvis att odlad fisk helt enkelt sprider sig över ett större område än vildfödd fisk.

En annan sida av samma frågeställning är hur vild och odlad lax- och öringyngel sprider sig när de sätts ut i ett vattendrag. För att få svar på en sådan fråga måste man märka den utsatta fisken och regelbundet fånga in den, för det mesta gör man detta genom att elfiska i det aktuella vattendraget. Härvidlag finns det ett antal trevliga studier. I tillflödena till Gudenå, Danmark satte man ut öringyngel (8–12 månader gammal) av vild och odlad härkomst (Jørgensen & Berg 1991). De fann att den vilda fisken spred sig mer och vandra-

de uppströms i större utsträckning än den odlade, samt att den odlade fisken vandrade nedströms i större utsträckning än den vilda de första dagarna efter utsättningen. En liknade studie har gjorts på japansk lax (*O. masou*) (Nagata et al. 1994). De satte ut nykläckt yngel eller ögonpunktad rom i en konstgjord bäck och fann att vild fisk spred sig i större utsträckning nedströms än odlad fisk. Vild fisk utsatt som ögonpunktad rom förflyttade sig dessutom uppströms oftare på natten än odlad fisk. I en amerikansk undersökning fann man att utsatt odlad fisk (vuxen fisk, strömstationär) rörde sig mer och åt mindre än den vilda fisken som redan fanns där (Bachman 1984).

Diskussion

I denna artikel har vi visat att odling påverkar fisken på flera olika sätt och i flera olika avseenden. En del av dessa förändringar är genetiska, dvs det sker en selektion i odlingen som medför att den odlade fisken får en förändrad fysiologi, morfologi och beteende, jämfört med de vilda ursprungliga fiskarna. Dessa förändringar påverkar alla faser under fiskens livscykel, från romkorn till lek. Andra förändringar är miljöbetingade och hänförs till uppväxtmiljön. Dessa förändringar reducerar i första hand fiskens möjligheter att överleva när de sätts ut, men den effekten försvinner relativt snabbt. I själva verket har vi en relativt liten kunskap om vad som händer ekologiskt när vi sätter ut odlad fisk i naturen. Vid stora kontinuerliga utsättningar, som de svenska kompensationsutsättningar, påverkas den vilda fiskens genetiska anpassning till miljön. Anledningen till detta är att den odlade fisken konkurrerar ut den vilda eller blandar sig med dem. Man kan tycka att om allvarliga förändringar uppstår i det vilda beståndet så skulle man kunna upphöra med utsättningar ett tag och låta naturen ha sin gång, det vill säga att den naturliga selektionen skulle återskapa de egenskaper som tidigare karaktäriserade de vilda fiskarna. Sannolikheten för att detta skall ske är emellertid relativt liten eftersom det vilda beståndet med sina genetiskt styrda egenskaper, kommer att försvinna redan efter ett fåtal generationer. Detta kan man enkelt räkna ut med vanlig sannolikhetsräkning. Antag att man till exempel har en naturligt lekande population av havsöring i ett vattendrag och att man sätter ut kompensationsodlad öring i proportionen 20% vild öring och 80% odlad öring. Detta är ett storleksförhållande som är relativt vanligt, och t ex i Östersjön är 90% av laxen odlad och 10% vild. Eftersom de odlade fiskarna utsätts för högre dödlighet i havet kan vi anta att proportionen förändras så att när de kommer tillbaka för att leka så är det 30% vilda öringar och 70% odlade. Sannolikheten att två vilda fiskar rent slumpmässigt kommer att leka är $30\% \times 30\%$, vilket medför att proportionen vilda ungar kommer att vara 9% i nästa generation. Dessutom kommer nästa generation bestå av 42% hybridungar (odlad x vild) samt 49% odlade ungar. Om man antar

att vattendragets bärförmåga är 200 smolt och man sätter ut 800 stycken så får man 18 vilda ungar 84 hybridungar och 98 odlade ungar. Dessutom kommer man att tillföra 800 odlade ungar från odlingen. Proportionen vilda smolt som kommer att vandra ut är mindre än 2%. Detta enkla räkneexempel visar att den vilda fisken kommer att försvinna och kvar blir så småningom endast den odlade fisken. När även hybriderna har försvunnit så kommer också den ursprungliga anpassningen att ha försvunnit.

Om man vill ha kvar de ursprungliga stammarna av laxfisk måste man anpassa utsättningarna till de biologiska förutsättningarna. Sverige har ratificerat Rio-avtalet om bevarandet av den genetiska mångfalden och tillsammans med andra internationella och nationella handlingsplaner förbundet oss att skydda och bevara hotade arter och stammar. Eftersom utsättningar negativt påverkar den genetiska resursen så skulle man kunna eliminera denna effekt genom att stoppa all utsättning av fisk och använda resurserna till fiskevård, som biotopförbättringar, förändrade fiskeregler m m. Att idag totalt stoppa alla utsättningar av lax och havsöring är knappast ett realistiskt förslag eftersom det alltid är en avvägning mellan att nyttja resursen och att bevara den. Vi bör därför sträva efter att anpassa utsättningsstrategierna till de problem som förorsakat behovet av utsättningarna. I hårt reglerade vatten, i vilka lek- och uppväxtområden är förstörda, kan man i regel inte rätta till problemen med hjälp av biotopvård. I sådana fall är endast utsättningar den enda möjligheten till att man skall kunna bevara ett fiske. I övriga vatten bör man i stället satsa på biotopvård och fiskeregler för att förstärka de befintliga bestånden så att man därigenom kan bygga upp ett uthålligt fiske baserat på självreproducerande bestånd.

För att kunna i detalj studera vilka genetiska och ekologiska effekter odlad fisk har på vilda bestånd, bedriver Fiskeriverket tillsammans med forskarkollegor från Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Norsk institutt for Naturforvaltning (Norge), University of Glasgow, Freshwater Fisheries Laboratory (Skottland), Universidad de Oviedo (Spanien),

University of Waterloo (Canada) ett EU/FAIR projekt kallat "AQUAWILD - Performance and Ecological Impacts on Introduced and Escaped Fish. Projektet avslutas år 2001.

Erkännande

Vi tackar Bror Saitton för kommentarer på delar av texten. Arbetet har finansierats med medel från Fiskeriverket, EU (CT97-3498), SJFR, STINT.

Referenser

- Bachman, R. A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 113:1-32.
- Bams, R. A. 1967. Differences in performance of naturally and artificially propagated sockeye salmon migrant fry, as measured with swimming and predation tests. - *J. Fish. Res. Board Canada* 24: 1117-1153.
- Bell, G. 1980. The cost of reproduction and their consequences. - *Am. Nat.* 116: 45-76.
- Boitani, L. & P. Ciucci. 1995. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. - *Ethol. Ecol. Evol.* 7: 49-72.
- Chilcote, M. W., S.A. Leider & J.J. Loch. 1986. Differential reproductive success of hatchery and wild summer-run steelhead under natural condition. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115: 726-735.
- Clifford, S. L., P. McGinnity & A. Ferguson. 1998. Genetic changes in an Atlantic salmon population resulting from escaped juvenile farm salmon. - *J. Fish. Biol.* 52: 118-127.
- Clutton-Brock, J. 1987. A natural history of domesticated mammals. Cambridge Univ. Press.
- Dwyer, W. P. 1990. Catchability of three strains of cutthroat trout. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt.* 10: 458-461.
- Ebinger, P. 1995. Domestication and plasticity of brain organisation in mallards (*Anas platyrhynchos*). - *Brain Behav. Evol.* 45: 286-300.
- Ebinger, P. & R. Löhmer. 1984. Comparative quantitative investigations on brain of rock doves, domestic and urban pigeons (*Columba l. livia*) - *Z. Zool. Syst. Evolut.-forsch.* 22: 136-145.
- Ebinger, P., M. Rörhs & J. Pohlenz. 1989. Veränderungen von Hirn- und Augengrößen bei wilden und domestizierten Truthühnern (*Meleagris gallopavo* L. 1758) - *Z. Zool. Syst. Evolut.-forsch.* 27: 142-148.
- Elrod, J. H., D.E. Ostergaard & C.P. Schneider. 1989. Effect of rearing density on poststocking survival of lake trout in Lake Ontario. - *Prog. Fish. Cult.* 51: 189-193.
- Eriksson, T. & L.-O. Eriksson. 1993. The status of wild and hatchery propagated Swedish salmon stocks after 40 years of hatchery releases in the Baltic rivers. - *Fish. Res.* 18: 147-159.
- Fagen, R. & W.W. Smoker. 1989. How large-capacity hatcheries can alter interannual variability of salmon production. - *Fish. Res.* 8: 1-11.
- Finstad, B. & T.G. Heggberget. 1993. Migration, growth and survival of wild and hatchery-reared anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Finnmark, northern Norway. - *J. Fish. Biol.* 43: 303-312.
- Fleming, I. A. 1994a. Reproductive success and the genetic threat of cultured fish to wild populations. - In: Philipp, D. P. Ed. *The protection of aquatic biodiversity*. Proceedings of the World Fisheries Congress. Theme 3. Oxford and IBH Publishing, New Delhi, India.
- Fleming, I. A. 1994b. Captive breeding and conservation of wild salmon population. - *Conserv. Biol.* 8: 886-888.
- Fleming, I. A. & M.R. Gross. 1992. Reproductive behaviour of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): does it differ? - *Aquaculture* 103: 101-121.

- Fleming, I. A. & M.R. Gross. 1993. Breeding success of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in competition. - *Ecol. Appl.* 3: 230-245.
- Fleming, I. A. & M.R. Gross. 1994. Breeding competition in a pacific salmon (coho: *Oncorhynchus kisutch*): measures of natural and sexual selection. - *Evolution*, 48: 637-657.
- Fleming, I. A., B. Jonsson & M.R. Gross. 1994. Phenotypic divergence of sea-ranched, farmed, and wild salmon. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2808-2824.
- Fleming, I. A. & S. Einum. 1997. Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. - *ICES J. Marine Sci.* 54.
- Fleming, I. A., A. Lamberg & B. Jonsson. 1996a. Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. - *Behav. Ecol.* 8: 470-480.
- Fleming, I. A., B. Jonsson, M.R. Gross & A. Lamberg. 1996b. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *J. Appl. Ecol.* 33: 893-905.
- Fox, M. G. 1993. A comparison of zygote survival of native and non-native walley stocks in two Georgian bay rivers. - *Environ. Biol. Fish.* 38: 379-383.
- Fraser, D. & J. Rushen. 1987. Aggressive behavior. - *Vetr. Clinics N. Amer. Food. Anim. Pract.* 3: 285-305.
- Gross, M. R. 1991. Salmon breeding behavior and life history evolution in changing environments. - *Ecology* 72: 1180-1186.
- Hamilton, W. D. 1966. The moulding of senescence by natural selection. - *J. Theor. Biol.* 12: 12-45.
- Heggberget, T.G., B.O. Johnsen, K. Hindar, B. Jonsson, L.P. Hansen, N.A. Hvidsten & A.J. Jensen. 1993. Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. - *Fish. Res.* 18: 123-146.
- Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 945-957.
- Huntingford, F. A. 1980. Analysis of the motivational processes underlying aggression in animals. - In: Toates, F. M. & T.R. Halliday (ed.) *Analysis of motivational processes*. Academic Press London.
- Jansson, H. & T. Öst. 1997. Hybridization between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in a restored section of the River Dalälven, Sweden. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2033-2039.
- Jonsson, J. I. & M.V. Abrahams. 1991. Interbreeding with domestic strain increases foraging under threat of predation in juvenile steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*): an experimental study. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 243-247.
- Jonsson, J.I., E. Petersson, E. Jönsson, B.Th. Björnsson & T. Järvi. 1996. Domestication and growth hormone alter growth patterns and anti-predator behaviour in juvenile brown trout, *Salmo trutta*. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 685-693.
- 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.
- Järvi, T. 1990. The effects of male dominance, secondary sexual characteristics and female mate choice on the mating success of male Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Ethology* 84:123-132.
- Jönsson, E., J.I. Jonsson & B.Th. Björnsson. 1996. Growth hormone increases predation exposure of rainbow trout. - *Proc. R. Soc. Lond. B.* 263: 647-651.
- Jørgensen, J. & S. Berg. 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 2. Post-stocking movements. - *J. Fish. Biol.* 39: 171-180.
- Ling, S. W. 1977. *Aquaculture in southeast Asia - a historic review*. University of Washington Press, Seattle.
- Margenau, T. L. 1992. Survival and cost-effectiveness of stocked fall fingerling and spring yearling muskellunge in Wisconsin. - *N. Amer. J. Fish. Manag.* 12: 484-493.
- McMenemy, J. R. 1995. Survival of Atlantic salmon fry stocked at low density in the West River, Vermont. - *N. Amer. J. Fish. Mgmt.* 15: 366-374.
- Miller, R. B. 1953. Comparative survival of wild and hatchery-reared cutthroat trout in a stream. - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 83: 120-130.
- Moore, A., M.A. Prange, B.T. Bristow & R.C. Summerfelt. 1994. Influence of stocking densities on walley fry viability in experimental and production tanks. - *Prog. Fish-Cult.* 56: 194-201.
- Muus, B. J. & P. Dahlström. 1968. *Sötvattensfisk och fiske*. - Nordstedt & Söners förlag, Stockholm.
- Nagata, M., M. Nakajima & M. Fujiwara. 1994. Dispersal of wild and domestic masu salmon fry (*Oncorhynchus masou*) in an artificial channel. - *J. Fish. Biol.* 45: 99-109.

- Norman, L. 1987. Akvarieobservationer av revirhävandet hos laxungar (*Salmo salar* L.) av vild och odlad härkomst. - Laxforskningsinstitutet meddelande 1987: 2.
- Ogura, M. & S. Ito. 1994. Change in the known ocean distribution of Japanese chum salmon, *Oncorhynchus keta*, in relation to the progress of stock enhancement. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 501-505.
- Petersson, E. & T. Järvi. 1993. Differences in reproductive traits between sea-ranched and wild sea-trout (*Salmo trutta*) originating from a common stock. - *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 91-97.
- Petersson, E. & T. Järvi. 1995. Evolution of morphological traits in sea trout (*Salmo trutta*) parr (0+) through sea-ranching. - *Nordic J. Freshw. Res.* 70: 62-67.
- Petersson, E., T. Järvi, N.G. Steffner & B. Ragnarsson. 1996. The effect of domestication on some life history traits of sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*S. salar*). - *J. Fish Biol.* 48: 776-791.
- Petersson, E. & T. Järvi. 1997. Reproductive behaviour of sea trout (*Salmo trutta*) - consequences of sea-ranching. - *Behaviour* 134: 1-22.
- Petersson, E., Järvi, T., Olsén, H., Mayer, I., & Hedenskog, M. 1999. Male-male competition and female choice in brown trout. *Anim. Behav.* 57:777-783.
- Pillay, T. V. R. 1990. Aquaculture- principles and practices. - Fishing News Books. Oxford.
- Plogmann, D. & D. Kruska. 1990. Volumetric comparison of auditory structures in the brains of European wild boars (*Sus scrofa*) and domestic pigs (*Sus scrofa* f. Dom.). - *Brain Behav. Evol.* 35: 146-155.
- Rideout, S. G. & L.W. Stolte. 1988. Restoration of Atlantic salmon to Connecticut and Merrimack Rivers. - In: R. H. Strout (ed.). Present and future Atlantic salmon management. Atlantic salmon federation, Ipswich, Massachusetts and National coalition for marine conservation, Savannah, Georgia.
- Röhrs, M. von & P. Ebinger. 1993. Progressive und regressive Hirngrößenveränderungen bei Equiden. - *Z. Zool. Syst. Evolut.-forsch.* 31: 233-239.
- Sandøe, P., N. Holtug & H.B. Simonsen. 1996. Ethical limits of domestication. - *J. Agricult. Environ. Ethics.* 9: 114-122.
- Saunders, R. L. 1991. Potential interactions between cultered and wild Atlantic salmon. - *Aquaculture* 98: 51-60.
- Sivinski, J. 1989. Mushroom body development in nymphalid butterflies: a correlate of learning? - *J. Insect Behav.* 2: 277-283.
- Skaala, Ø., K.E. Jørstad & R. Borgstrøm. 1996. Genetic impact on two wild brown trout (*Salmo trutta*) populations after release of non-indigenous hatchery spawnwrs. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2027-2035.
- Schudnagis, R. 1975. Vergleichend quantitative Untersuchungen an Organen, insbesondere am Gehirn vo Wild- und Hausformen der Graugans (*Anser anser* Linnaeus, 1958). - *Z. Tierzüchtg. Züchtgsbiol.* 92: 73-105.
- Snyder, N.F.R., S.R. Derrickson, S.R. Beissinger, J.W. Wiley, T.B. Smith, W.D. Toone & B.S. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. - *Conserv. Biol.* 10: 338-348.
- Stolte, L. W. 1982. A strategic plan for the restoration of Atlantic salmon to the Connecticut River basin. - U.S. Fish and Wildlife Service, Laconica, Newhampshire.
- Swain, D. P., B.E. Riddell & C.B. Murray. 1991. Morphological differences between hatchery and wild populations of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): environmental versus genetic origin. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1783-1791.
- Technau, G. 1984. Fiber number in the mushroom bodies of adult *Drosophila melanogaster* depends on age, sex and experience. - *J. Neurogenet.* 1: 113-126.
- Van Gelder, R.G. 1969. *Biology of mammals*. - Charles Scribner's Sons, New York.
- Van Gelder, R.G. 1979. Comments on a request for a declaration modyfying Article 1 so as to exclude names proposed for domestic animals from zoological nomenclature. (Z. N. (5)1935). - *Bull. Zool. Nom.* 36: 5-9.
- Vincent, R.E. 1960. Some influences of domestication upon three sticks of brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill). - *Trans. Amer. Fish. Soc.* 89: 35-52.
- Waples, R.S. 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific northwest. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 (Suppl. 1): 124-133.

English summary: Fish farming, domestication and conservation biology in salmon and trout

Raising animals in captivity always entail that selection pressures different from the natural ones are inflicted on the animals. However, the difference between the natural and the artificial selection pressure can vary from case to case, and therefore also the effects on the animals. The breeders can actively try to reinforce or retain certain characteristics for economical, cultural or aesthetic reasons. Salmonid fishes are raised in different ways, and the intensity of captivity varies, some are kept during their whole life in captivity (farmed fish), while others are released, usually at the smolt stage, in a suitable water (sea-ranched fish). Sea-ranching of salmonids are often used as a method to compensate for the losses caused by dam constructions. In other words there is a more or less pronounced ambition to preserve the salmonid strains typical for a certain river. In that case it is of vital importance that the hatchery strain and its wild origin are as similar as possible. Usually this is not the case. Several studies have shown that sea-ranched fish

differ from wild in several ways, and the changes have about the same direction as the changes noted between wild and farmed fish. Generally speaking, hatchery fish grow faster in hatchery, are less 'afraid' of predators, are less aggressive, have lower mating success, different migration pattern, lower survival while released in the wild, compared to wild fish. The problem with some studies performed is that it is hard to separate genetic and environmental effects, and many differences between wild and sea-ranched fish probably are caused by differences in the juvenile habitats. However, an accumulating amount of work show that there also are differences between wild and hatchery fish that most likely have a genetic base. In other words, the wild and the hatchery strains are drifting apart, despite having the same origin. If conservation biology of salmonid fishes are regarded as important, those findings have to be paid attention to when future recommendations for hatchery rearing and stocking policy are worked out.

FISKERIVERKET INFORMATION

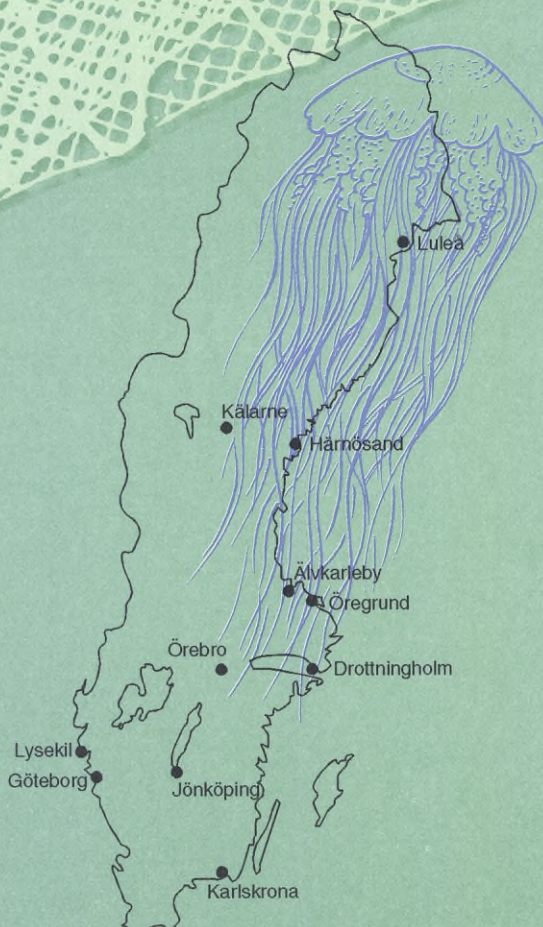
har under 1999 utkommit med följande nummer:

- 1999:1 **Verksamhetsplan 1999 för Fiskeriverket**
- 1999:2 **Flodkräftodling – En möjlig produktionsgren i Norrland**
Sören Johansson
Tommy Odelström
- 1999:3 **Elfiske**
Erik Degerman, Berit Sers
- 1999:4 **Miljökvaliteten i 39 svenska sjöar – en bedömning grundad på fisk**
Henrik C Andersson
- 1999:5 **FISKETURISM - en naturlig näring!**
Magnus Dahlberg
Fiskeriverket och
Turistdelegationen
- 1999:6 **Resurs 2000 Del 1**
Bengt Sjöstrand

FISKERIVERKET RAPPORT

har under 1999 utkommit med följande nummer:

- 1999:1
Flodkräftodling i Norrland – biologiska och ekonomiska förutsättningar
Tommy Odelström och Sören Johansson
- Utvecklingen av kräftodlingen i Sverige under 1980- och 90-talen**
Hans Ackefors
- 1999:2
A review of the literature on acoustic herding and attraction of fish
Magnus Wahlberg
- Visual ecology of fish – a review with special reference to percids**
Alfred Sandström
- Reproduction biology of the viviparous blenny (L.)**
Markus Vetemaa
- 1999:3
Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet
En litteraturöversikt
Björn Bergquist
- 1999:4
Biologiska kontrollundersökningar vid Barsebäcks kraftverk 1985-1997
Stig Thörnqvist
- Biologisk recipientkontroll vid kärnkraftverken Årsrapport för 1998**
Jan Andersson, Kerstin Mo, Stig Thörnqvist



FISKERIVERKET, som är den centrala statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, skall verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna så att de långsiktigt kan utnyttjas i ett uthålligt fiske av olika slag.

Verket har också ett miljöansvar och skall verka för en biologisk mångfald och för ett rikt och varierat fiskbestånd. I uppdraget att främja forskning och bedriva utvecklingsverksamhet på fiskets område organiserar Fiskeriverket *Havs fiskelaboratoriet* i Lysekil med *Östersjölaboratoriet* i Karlskrona, *Sötvattenslaboratoriet* i Drottningholm, *Kustlaboratoriet* i Öregrund, två *Fiskeriförsöksstationer* (Älvkarleby och Kälärne) och två *Utredningskontor* (Luleå/Härnösand och Jönköping).



FISKERIVERKET