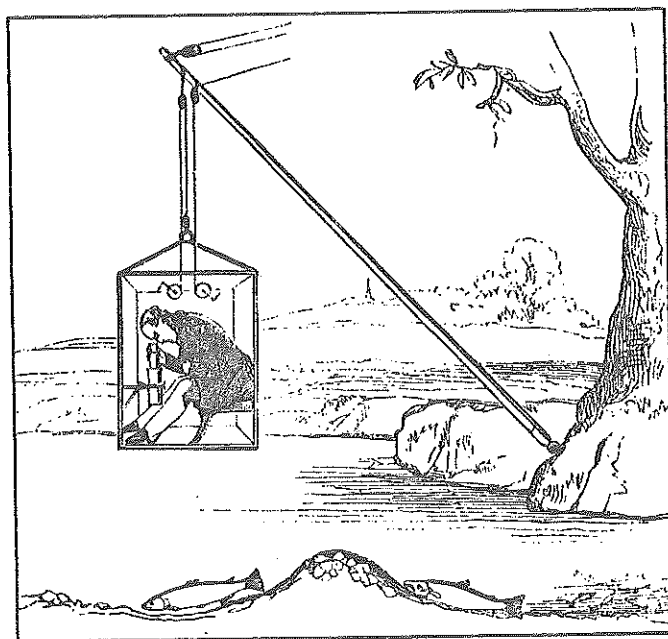




Information från

# SÖTVATTENS- LABORATORIET

## Drottningholm



**KEY HÖGLIND**

Studier av havsöringbeståndet i den kalkade Tjöstelserödsbäcken - elfisken och vattenkemi

**ERIK DEGERMAN  
BERIT SERS**

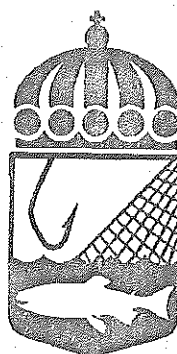
Vad betyder förekomsten av sjöar för fiskfaunan i rinnande vatten?

**ERIK DEGERMAN  
PÄR-ERIK LINGDELL**

*pH*isces - fisk som indikator på lågt pH

## Innehåll

KEY HÖGLIND	Studier av havsöringbeståndet i den kalkade Tjöstelserödsbäcken - elfisken och vattenkemi	1-24
ERIK DEGERMAN BERIT SERS	Vad betyder förekomsten av sjöar för fiskfaunan i rinnande vatten?	25-35
ERIK DEGERMAN PÄR-ERIK LINGDELL	<i>pH</i> isces - fisk som indikator på lågt pH	37-54



FISKERIVERKET  
National Board of  
Fisheries

### Redaktion:

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

### Adress:

Sötvattenslaboratoriet  
Institute of Freshwater Research  
S-178 93 Drottningholm

Telefon 08-620 04 00  
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007

# STUDIER AV HAVSÖRINGBESTÅNDET I DEN KALKADE TJÖSTELSERÖDSBÄCKEN - ELFISKEN OCH VATTENKEMI

Key Höglind

Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten,  
403 40 GÖTEBORG

---

## SAMMANFATTNING

---

Tjöstelserödsbäcken är ett av Bohusläns många små havsöringförande vattendrag. Bäcken ligger inom Uddevalla kommun och mynnar ut i den grunda Ljungskileviken. Avrinningsområdet är 8.5 kvadratkilometer och är till 90% beläget på Bredfjället, en skogsbelädd bergsplatå med myrmarker och ett stort antal sjöar. Bäckens källsjöar, ett tiotal till antal, ligger samtliga på Bredfjället. Sjöarna är näringsfattiga och mycket försurningskänsliga. Från den längst nedströmsliggande sjön och till mynningen i havet har Tjöstelserödsbäcken en sträckning på 3 kilometer. Fallhöjden är ca 120 meter.

Försurningseffekter på fiskbestånden uppmärksammades i ett tidigt skede. Mörten i källsjön Stora Skarsjön, vattensystemets största sjö, försvann i slutet av 1950-talet. Elfisken i början av 1970-talet påvisade att öringproduktionen i åns övre delar i det närmaste hade upphört. Kalkningar påbörjades 1975 och fram till 1990 har totalt 947 ton kalk spridits inom Stora Skarsjöns avrinningsområde, dvs 83 kg kalk per hektar och år. Före 1987 utfördes enbart sjökalkningar. Därefter har våtmarkskalkningar fått en allt mer betydande roll. Effekttuppföljningen visade att vattensystemet efter enbart sjökalkningar återförsurades i en förhållandevis snabb takt. Vattenkvaliteten blev betydligt stabilare efter kompletterande våtmarkskalkningar och alkaliniteten i Tjöstelserödsbäck-

en har sedan dess endast vid enstaka tillfällen understigit 0.1 mekv/l. Effekttuppföljningen har även visat att kalkningar måste utföras åtminstone vid ett tillfälle under en tvåårsperiod för att inte återförsurning skall ske. Enligt nuvarande detaljplan sprids 189 ton kalk, varav 87 ton sprids inom 15 mindre våtmarksområden. Den beräknade varaktigheten är två år. Denna giva ger en hektardosering på 133 kg/år inom Stora Skarsjöns avrinningsområde.

Havsöringbeståndet i Tjöstelserödsbäcken har ett stort vetenskapligt värde. Försurningens och kalkningens effekter på öringbeståndet har studerats alltsedan 1971. Dåvarande fiskenämnden har tidigare publicerat två rapporter som beskriver öringbeståndets utveckling före och efter kalkning. Kalkningarnas positiva effekter kunde snabbt uppmärksammas och snart fungerade även öringproduktionen normalt i de övre delarna av vattendraget.

Föreliggande rapport är främst en resultatredovisning från elfisken utförda under perioden 1971-92. Elfisken har bedrivits på sammanlagt sju lokaler. Två av lokalerna är lättillgängliga för uppvandrande havsöring. Den överst belägna lokalen har endast hyst stationär öring. Ett vattenfall, ca 400 meter uppströms mynningen, har försvårat havsöringens uppvandring till de övriga lokalerna. Elfiskena under 1987-89 visade dock att

havsöringen vid gynnsamma förhållanden passerade fallet. Under 1990 utfördes sprängningsarbeten i syfte att skapa viloplats för uppvandrande havsöring. Dessa åtgärder har betydligt underlättat havsöringens möjligheter att passera ovan nämnda hinder. Fram till 1990 utgjorde ett vattenfall beläget ca 1 350 meter uppströms mynningen ett definitivt vandringshinder. Under 1990 byggdes här en fisktrappa och idag är Silverfallet ca 2,5 kilometer uppströms mynningen det definitiva vandringshindret.

Elfisken visar att Tjöstelserödsbäcken är ett viktigt havsöringproducerande vattendrag. Den genomsnittliga tätheten av öring på elfiskelokalerna vid mynningen är bland de högsta som uppmätts på elfiskade lokaler i bohusslänska vattendrag. Under fiskeåren 1977-92 var den genomsnittliga öringtätheten 113 ensomriga och 107 äldre öringungar per 100 kvadratmeter. Även elfiskelokalerna närmast uppströms mynningslokalerna har uppvisat mycket höga tätheter av öringungar äldre än ensomriga (41-71 per 100 m<sup>2</sup>). I ett stort antal bohusslänska vattendrag med havsvandrande öringbestånd har den genomsnittliga tätheten på bra öringlokaler beräknats till 63 ensomriga och 31 äldre öringungar per 100 kvadratmeter.

Tjöstelserödsbäckens fysiska egenskaper såsom bottenstruktur, strömförhållande m m, gör att bäcken på långa sträckor i de närmaste har optimala betingelser för öringproduktion. Lek- och/eller uppväxtområdet mellan mynningen och det tidigare vandringshindret beläget 1 350 meter uppströms mynningen är ca 0,27 hektar. I de nedre delarna inom Ljungskile samhälle är delar av bäcken kulverterad. Under långa sommarperioder utan nederbörd begränsas ofta en mycket låg vattenföring öringarnas överlevnad i vattendrag av Tjöstelserödsbäckens storlek. Förhållanden med extrem låg vattenföring uppstår inte i Tjöstelserödsbäcken eftersom det alltid skall rinna fram en minimivattenföring. Enligt vattendom skall alltid 50 l/s rinna fram vid en punkt ungefär på mitten av bäcken.

Av elfiskeresultaten kan bl a följande utläsas:

att man efter kalkning har fått ökade öringtätheter och en fungerande reproduktion i hela vattendraget.

att även kalkade vattendrag med tiden kan ha mycket höga öringtätheter. När kalkningarna påbörjades och de vattenkvalitetsmässiga förhållandena förbättrades fanns initialt utrymme för ett större antal fiskar inom Tjöstelserödsbäcken. Successivt ökade beståndet tills naturliga förutsättningar begränsade en ytterligare ökning. Variationer i beståndstätheter under senare år, då försurningspåverkan har varit liten, kan förklaras av mer normala mellanårsvariationer.

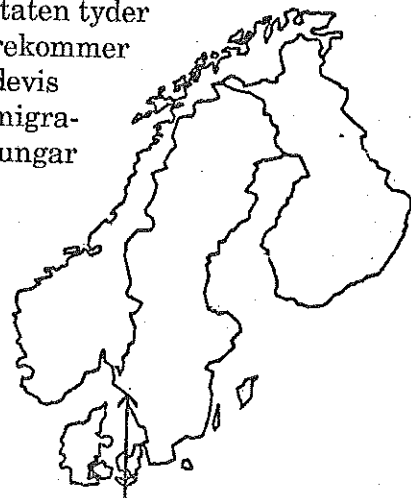
att lekvandrande havsöring i stort antal vandrade förbi tidigare vandringshinder när dessa gjordes passerbara och att den påvisade ökningen av öringungar, på lokaler som tidigare hyst strömlevande bestånd, sannolikt är ett resultat av den stora uppvandringen av havsöring och dess lekutfall.

att vattendragens mynningsområden och saltvattenpåverkade delar med sina speciella förutsättningar, goda näringsbetingelser m m, är värdefulla uppväxtområden för öringungar. Detta styrks av de mycket höga öringtätheter som erhållits på mynningslokalerna i Tjöstelserödsbäcken.

att den beräknade smoltutvandringen från Tjöstelserödsbäcken idag ligger inom storleksordningen 500 smolt per år, dvs 18 smolt per 100 kvadratmeter.

att medellängden på uppstigande havsöring som fångades på de två nedersta lokalerna under 1985-92 var 35 cm (n=139) och att var fjärde öring var större än eller lika med 40 cm.

att elfiskeresultaten tyder på att det förekommer en förhållandevis omfattande migration av öringungar mellan olika vattendragssträckor.



Tjöstelserödsbäcken

## INLEDNING

En bra havsöringproduktion kräver en god vattenkvalitet och opåverkade vattendrag med avseende på närmiljö, strömförhållande m m. Den rationella driften inom jord- och skogsbruket samt försurning och övrig miljöpåverkan har allvarligt stört flera av de ekologiskt känsliga miljöerna som havsöringvattendragen utgör. Behovet av restaureringar är stort. Försurningen utgör idag ett av de största hoten mot de rinnande vattnen. Inom Göteborgs och Bohus län görs stora kalkningsinsatser med huvudsakligt syfte att bevara de naturliga lax- och havsöringbestånden. I en del av länets vattendrag har alltför stora närsaltutflöden orsakat kraftiga eutrofieringsproblem som i sin tur missgynnat livsutrymmet för havsöringen. Inom flera vattendrag planeras nu åtgärder för att minska närsaltläckaget och på så sätt förbättra situationen för den havsvandrande öringen, men betydligt fler vattendrag är i behov av restaureringsåtgärder i form av närsaltreduktion och andra nödvändiga biotopvårdande åtgärder. Havsöringen är nu en av de viktigaste sportfiskearterna i det kustnära fisket.

För att skydda, bevara och restaurera de mycket känsliga ekosystemen som de rinnande vattnen utgör behövs både en utökad kunskap om vattendragens värden och ett starkare skydd i lagstiftningen. Genom vattendragsinventeringar och andra undersökningar finns redan en omfattande kunskapsbank för flera av länets havsöringförande vattendrag.

Försurningens och kalkningens effekter på Tjöstelserödsbäcken och dess öringbestånd har regelbundet studerats under den senaste 20-årsperioden (Lundh 1981 och 1985, Höglind 1992). Tjöstelserödsbäckens vattensystem är kraftigt försurningspåverkat. Kalkningar påbörjades i ett förhållandevis tidigt skede i kalkningsverksamhetens historia, men det visade sig att försurningsskadorna redan då var omfattande. Vattendraget var så försurat att öringen i de övre delarna sak-

nade förmåga att reproducera sig (Lundh 1981). Mörten i Stora Skarsjön hade försvunnit redan 1957 (Almer & Hanson 1980). Efter den första kalkningen, som utfördes 1975, har vattensystemet varit föremål för regelbundna kalkningar. De första kalkningarna utfördes endast som sjökalkningar. Denna kalkningsstrategi visade sig otillräcklig i det avseendet att det vid högvattenflöden då och då uppstod förhållanden med surt vatten även i vattendragets nedre delar. För att undvika dessa surstötter har sjökalkningarna numer kompletterats med våtmarkskalkningar.

Provfisken har visat att kalkningarna haft en mycket positiv effekt på öringbeståndet. Elfisken 4 år före och 4 år efter kalkning (Lundh 1981) visade att föryngringen av öringbeståndet i den övre delen av vattendraget troligen kom igång i normal omfattning efter kalkning och att besättningstätheten av öringungar äldre än årsungar nästan fördubblades på en lokal belägen omedelbart uppströms mynningen i havet. Resultat från andra kalkade rinnande vatten (Degerman et al. 1990) visade generellt att det förelåg en signifikant ökning av öring och lax efter kalkning och i enstaka vattendrag ökade också tätheten av flodkräfta, elritsa, mört och stensimpa. Populationstätheterna av fisk styrdes nästan uteslutande av försurningssituationen, samt frekvensen och omfattningen av torrår.

Studierna av havsöringbeståndet i Tjöstelserödsbäcken har via länsstyrelsen och naturvårdsverket tilldelats särskilda medel från det statliga kalkningsanslaget. Budgetåret 1986/87 tilldelades 20 000 kronor för studier avseende åren 1986-89 och budgetåret 1990/91 beviljades 44 000 kronor för fortsatta studier under åren 1990-92. Länets fiskenämnd har ansvarat för och genomfört undersökningarna. Föreliggande arbete utgör en sammanställning och syntes av resultaten från 1971-92.

## METODIK

### Områdesbeskrivning

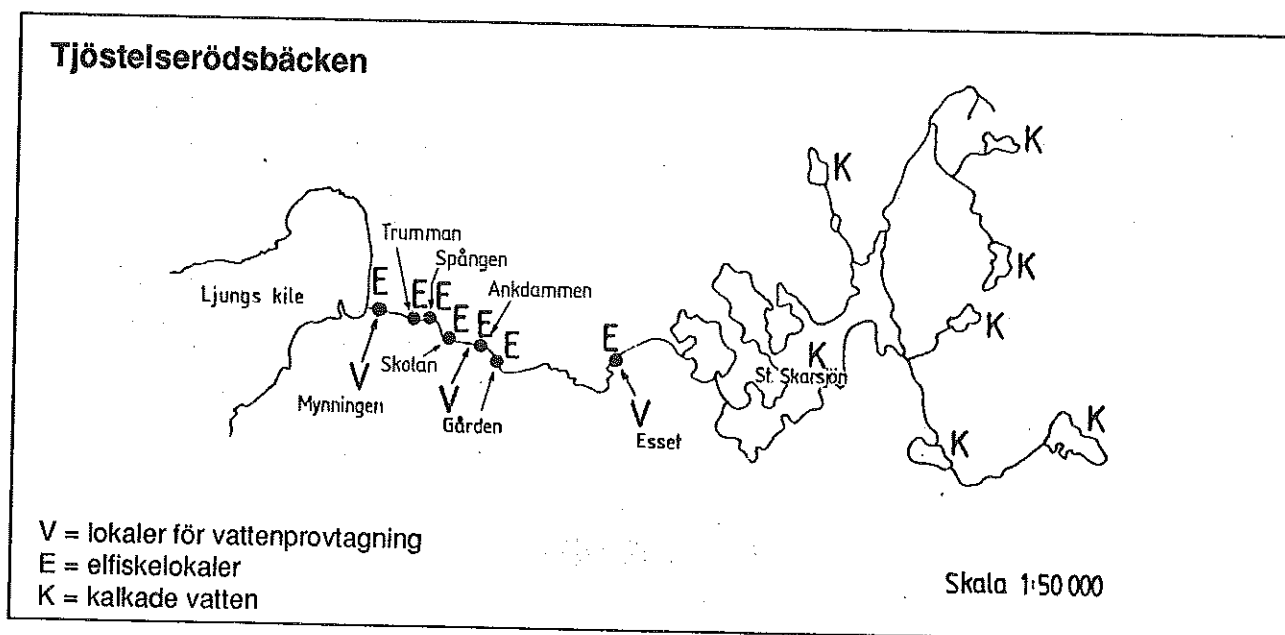
Tjöstelserödsbäckens avrinningsområde omfattar 8.5 kvadratkilometer och ligger i sin helhet inom Uddevalla kommun. Bäckens har sitt upprinningsområde på västra delen av Bredfjället och avvattnar här ett tiotal sjöar, varav Stora Skarsjön (68 hektar) och Lilla Skarsjön (11 hektar) är de största (Figur 1). Stora Skarsjön är vattentäkt för Ljungskile samhälle. Sjön regleras med en amplitud av 2.20 meter. Minimitapningen till Tjöstelserödsbäcken är 50 l/s. Från Lilla Skarsjön, den nederst belägna sjön, rinner vattendraget västerut och mynnar i Ljungs kile. I sin nedre del rinner bäcken igenom Ljungskile samhälle. Cirka 90% av avrinningsområdet är beläget på Bredfjället. Bredfjället är huvudsakligen barrskogsbevuxet. Sjöarna är näringsfattiga och mycket försurningskänsliga. Från Lilla Skarsjön och till mynningen, en sammanlagd sträcka av 3 kilometer, har bäcken flera forsande partier och fallhöjden är ca 120 meter. Det vackra Silverfallet strax nedströms Lilla Skarsjön har en fallhöjd på ca 15 meter. I sin sträckning

mot havet rinner bäcken i en lövskogsbeklädd ravin. Avrinningsområdets åkerandel är endast 0.15 kvadratkilometer. Bäckens är ett av kommunens mest näringsfattiga vattendrag och närsaltbelastningen från kommunala och enskilda avlopp är förhållandevis liten. År 1985 anlades en idrottsplats vid Tjöstelseröd som belastar än med avloppsvatten som renas i en infiltrationsanläggning.

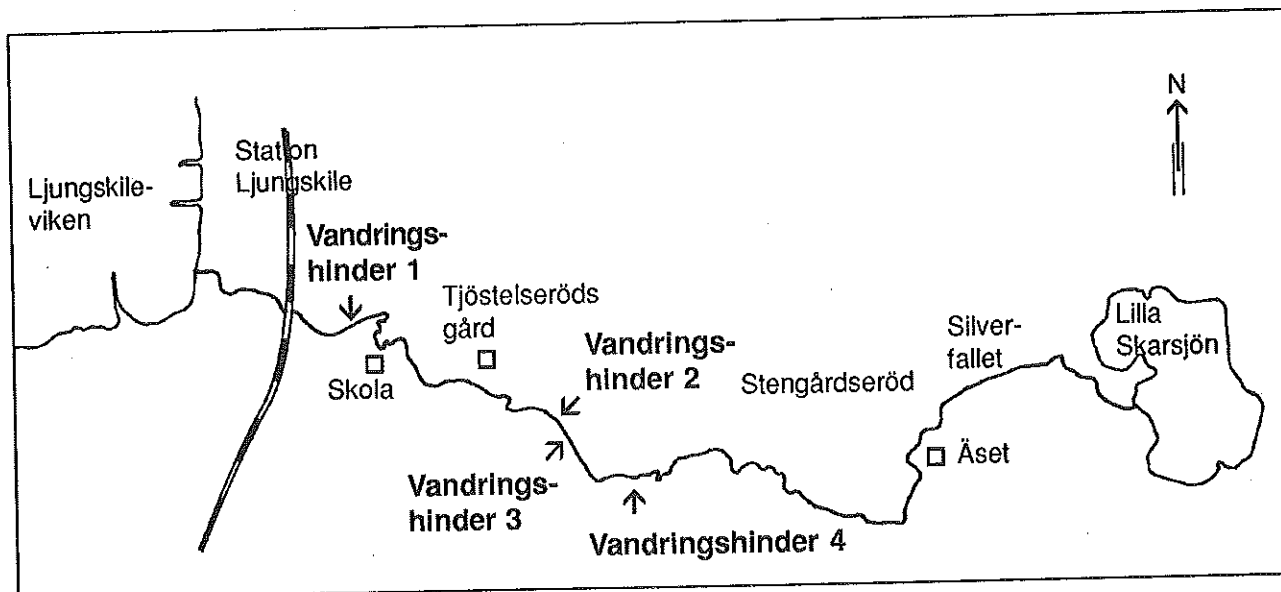
Fågelfaunan vid bäcken är rik. Strömstare, kungsfiskare och försärla är några av arterna som påträffas längs bäcken. Innan försurningen uppträdde fanns även bestånd av flodpärlmussla.

### Lek- och uppväxtområden för havsöring, vandringshinder

Bäckens utgör ett mycket viktigt reproduktionsområde för havsöring och är klassad som ett regionalt fiskeintresse enligt naturresurslagen (NRL). En vattendragsinventering för att bedöma bäckens lämplighet som lek- och uppväxtområde för öring har gjorts (Lundh & Forsström 1981). Fram till 1990



Figur 1. Provtagningslokaler och kalkade vatten inom Tjöstelserödsbäckens avrinningsområde.



Figur 2. Vandringshinder för havsöring.

utgjorde ett naturligt vattenfall, beläget 1 350 meter uppströms mynningen, ett definitivt vandringshinder för havsöringen (hinder 2, se Figur 2). Under sommaren-hösten 1990 byggdes en fisktrappa vid nämnda hinder. Redan 400 meter uppströms mynningen i havet rinner bäcken över trappstegsformade berghällar (hinder 1). Vattenfallet har en fallhöjd på 10 meter och en längd på 50 meter. Denna fors har tidigare varit mycket svår att passera för havsöring, men genom sprängningsarbeten (1990) i syfte att skapa viloplatsar för havsöringen har havsöringuppvandringen betydligt underlättats. Genom dessa

åtgärder och andra fiskevårdande åtgärder som utförts kan nu havsöringen vandra upp till Silverfallet, beläget ca 500 meter nedströms Lilla Skarsjön. Uppströms Silverfallet finns ett stationärt öringbestånd. Fiskevårdsarbetena har ut-

förts av Uddevalla kommun efter ritningar gjorda av Lars Thorsson på Hushållningssällskapet (Thorsson 1990).

## Kalkningar

Kalkningar som utfördes under perioden 1975-86 utgjordes enbart av sjökalkningar (Tabell 1). Vid den första kalkningen under 1987 kompletterades den traditionella sjökalkningen med våtmarkskalkningar, då 15 mindre våtmarker med en sammanlagd areal på 4.2 hektar kalkades. Därefter har den kalkade våtmarksarealen utökats och uppgår nu

Tabell 1. Kalkmängder vid respektive kalkningstillfälle.

Datum	Spridd kalkmängd (ton)	Kalkningsmedel
750430	47 (St. Skarsjön)	jordbrukskalk
781109	88 (St. Skarsjön)	kalkstensmjöl (0-1 mm)
820421-0523	126 (St. Skarsjön + småsjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.5 mm)
840523	125 (St. Skarsjön)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
861112	82 (St. Skarsjön)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
870309	46 (25 i våtmark + småsjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
871001	42 (22 i våtmark + småsjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
890213-18	196 (86 i våtmark + sjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
900419	55 (36 i våtmark + småsjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
900903	140 (54 i våtmark + sjöarna)	kalkstensmjöl (0-0.2 mm)
Summa	947 ton	

till 6.4 hektar, dvs knappt 1% av Stora Skarsjöns avrinningsområde. Av Tabell 1 framgår att kalkningarna har intensifierats jämfört med kalkningsperiodens första skede. Kalkmängden enligt den senaste detaljplanen med en beräknad varaktighet på två år är 189 ton varav 87 ton avser våtmarkskalkning, dvs en hektardosering på 133 kg/år inom Stora Skarsjöns avrinningsområde.

## Sjöuppgifter

Stora Skarsjön är med sina 68 hektar den största sjön (Tabell 2). De andra källsjöarna är små och ligger inom storleksintervallet 1-11 hektar.

## Vattenkemi

Vattenprovtagningen i Tjöstelserödsbäcken har under 1970- och 1980-talet varit omfattande. pH-situationen 1971-80 har tidigare redovisats i Sötvattenslaboratoriets Informationsserie (Lundh 1981). I rapporten Öringundersökningar i Tjöstelserödsån (Lundh 1985) har uppgifter om vattendragets pH, alkalinitet, kalciumhalt, ledningsförmåga, fosforhalt, aluminiumhalt, färgtal och vattentemperatur under åren 1982-84 sammanställts. Analys har skett enligt gängse normer.

Provtagningsplatserna i Tjöstelserödsbäcken är:

1. Mynningen (elfiskelokalen)
2. Tjöstelseröds gård (bron)
3. Torpet "Esset" (vid dammen)

## Elfiske

Provfiskena har utförts med elektrisk ström; s k elfiske. Som strömkälla vid fiskena i Tjöstelserödsbäcken användes en motordriven generator. För att få en tillräcklig utgående spänning (200-1000 V) kopplades generatortill en likriktare/transformator som konstruerats av LUGAB. För de bohuslänska vattendragen är oftast en utgående spänning på cirka 400 volt tillräcklig.

Fisket utfördes av minst två personer, en fiskare och en eller flera medhjälpare. Till aggregatet kopplades elfiskestaven via en 50 meter lång förlängningssladd. Fisket påbörjades alltid vid nedströmsgränsen och fisket utfördes i riktning mot vattenströmmen.

För en mer ingående beskrivning av elfiskeaggregatets komponenter och funktion samt av elfiskets utförande hänvisas till fiskeriverkets kurskompendium i elfiske.

Elfiskemetoden i Tjöstelserödsbäcken har varit kvantitativ. Samtliga fisken har bedrivits under hösten och i huvudsak under de två första veckorna i oktober. Provfiskelokalerna har avfiskats med den s k utfångstmetoden. Metoden bygger på att man på en bestämd yta fångar fisk vid en serie identiskt utförda elfisken och med den teoretiska förutsättningen att alla fiskar inom ytan har samma fångstbarhet samt att denna inte ändras mellan utfångsterna. Sista utfångsten görs i princip då fångsten är nära noll. I de flesta fall har antalet utfångster vid fiskena varit tre. Fångstbarheten varierar med fiskstorlek och biotop. Detta innebär att alla fiskindivi-

Tabell 2. Sjöuppgifter.

Sjö	Areal (ha)	Max-djup (m)	Medeldjup (m)	Volym (m <sup>3</sup> )	Avr.omr. (ha)	Oms.tid (år)
St. Skarsjön	68	20	4.9	3 350 000	709	1.2
L. Skarsjön	11	7.5	3.3	350 000	742	0.1
St. Iglevattnet	2	11	4.1	80 000		
L. Iglevattnet	0.3	5	2.2	5 000		
St. Stenkällevattnet	3	11.5	4.4	120 000		
L. Stenkällevattnet	1	2.5	1.3	20 000		
Lidvattnet	4	13.5	6.2	220 000		
L. Holmevattnet	6	8.5	2.4	140 000	50	0.7
Mårtensvattnet	2	3	1.0	20 000		
L. Svartevattnet	0.1	3.5	2.1	2 000		



der inom en yta har en varierad fångstbarhet. Varierar fångstbarheten påtagligt mellan fiskindivider ger utfångstmetoden en generell underskattning. Storleken av detta systematiska fel kan bäst bedömas genom att applicera utfångstmetoden på en känd populationsstorlek. Försök utförda av Bohlin och Sundström (1977) visade på en generell underskattning av storleksordningen 15% för äldre öring och 20% för årsungar under lättfiskade förhållanden.

## Beräkningar

Vid beräkningarna av öringtätheterna har Zippins skattningmetod använts (Bohlin 1984b). Utfångstmetoden med tre utfångster ger i allmänhet en god precision i täthets-skattningarna när populationsstorlekarna är tillräckligt stora, 50 fiskar och däröver på undersökt lokal.

Det är inte alltför ovanligt att fångstut-fallet avseende en åldersgrupp understiger 50 fiskar. Under sådana förhållanden har tätheterna skattats genom att använda en s k gemensam fångstbarhet beräknad från en större population. Denna större population härrör antingen från fångstutfallen på samma lokal vid olika fisketillfällen eller från flera karaktärslika lokaler inom samma vatten-drag.

Fisken har efter fångst längdmäts och uppgifterna har noterats på särskilda elfiske-protokoll. Efter avslutad mätning och dokumentation har fisken återutsatts levande på fångstlokalen.

De fångade öringarna har delats upp i två ålderskategorier, ensamriga och äldre fiskar upp till 20 centimeters längd. I fortsättningen

används begreppet tvåsomrig öring för den senare ålderskategorin om inget annat anges. De två åldersgrupperna har särbehandlats med avseende på skattningar av tätheter m m. Uppdelningen i ålderskategorier är subjektiva bedömningar som gjorts utifrån fiskpopu-lationens längdfördelning för varje lokal och fisketillfälle. Vanligen kan man med god sä-kerhet genom strukturen på den fångade fis-kens längdförhållande avläsa de olika ålders-grupperna.

Elfiskelokalernas arealer har beräknats utifrån mätningar av fiskesträckornas bred-der och längder. Mätningarna har utförts vid flera tillfällen och vid skiftande vattenföring-ar. Fiskena har huvudsakligen bedrivits av Key Höglind.

## Lokaler

Under 1977-92 har kvantitativa elfisken be-drivits på tre lokaler benämnda Esset, Går-den och Mynningen. Under perioden 1983-92 har ytterligare två lokaler benämnda Skolan och Spången årligen fiskats och 1985 utöka-des fiskeverksamheten till att omfatta ytterli-gare två elfiskelokaler, Trumman och Ank-dammen. Fiskena har bedrivits under okto-ber månad, dvs nära förestående lek. Elfiske-lokalerna Mynningen och Gården har även fiskats tidigare år (1971-74) (Lundh 1981).

Esset är den enda lokal som havsöringen inte kunde vandra upp till. Lokalerna Myn-ningen och Trumman, som är belägna i åns nedre del är lättillgängliga för havsöring. Däremot hade havsöringen större svårigheter att nå de övriga lokalerna på grund av den långa forsen ca 400 meter uppströms myn-ningen.

Tabell 3. Längd-,bredd-och arealuppgifter m m för de provfiskade lokalerna.

Lokal	Medellängd (m)	Medelbredd (m)	Medeldjup (m)	Strömförhållande	H ö h (m)
Mynningen	33.8 (n=11)	1.76 (n=170)	0.26	stråkande	0-1
Trumman	42.7 (n=3)	2.62 (n=76)	0.14	stråkande-forsande	ca 5
Spången	40.1 (n=5)	2.85 (n=87)	0.27	lugnflytande	ca 15
Skolan	40.3 (n=5)	4.47 (n=69)	0.08	forsande-stråkande	ca 20
Ankdammen	30.3 (n=3)	3.37 (n=38)	0.17	lugnflytande-stråkande	ca 35
Gården	49.0 (n=10)	3.06 (n=169)	0.11	starkt forsande	ca 40
Esset	46.5 (n=8)	2.93 (n=152)	0.12	forsande	ca 85

Fiskesträckornas olikheter med avseende på strömförhållande, bottensubstrat, vattendjup m m (Tabell 3) innebär att lokalerna sins emellan har varierande lämplighet som

uppväxtområde och lek område för öring. Lokalernas provfiskeytor har varierat mellan 60 och 180 kvadratmeter.

## RESULTAT

### Vattenkemi

#### pH och alkalinitet

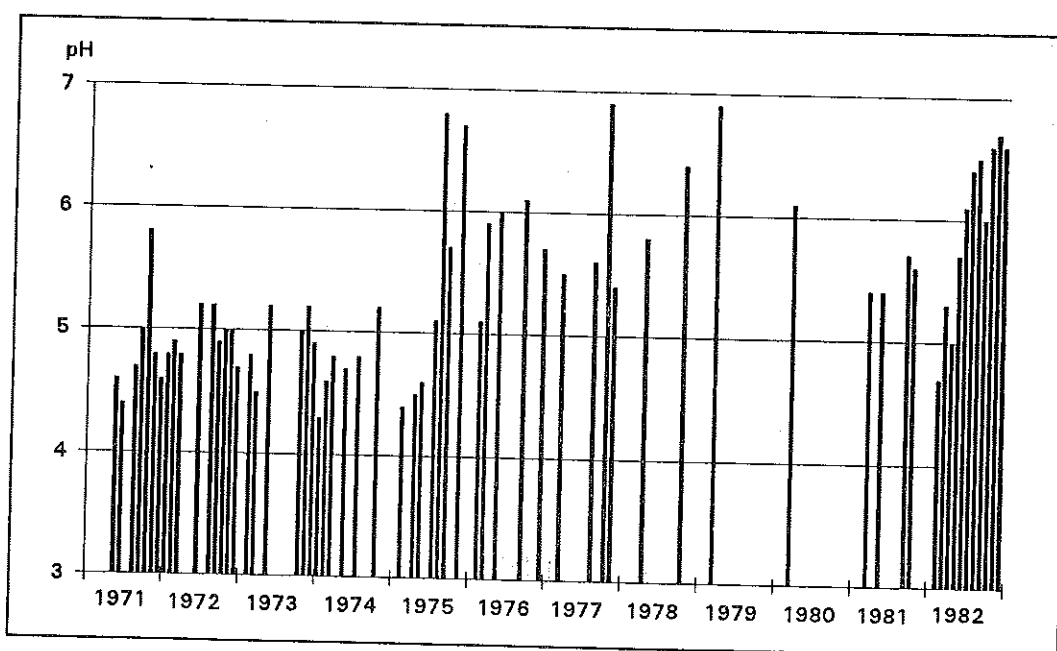
Den nedre lokalen (Mynningen) uppvisade en högre genomsnittlig alkalinitet än de uppströmsliggande lokalerna (Tabell 4). pH-mätningar före kalkning visade på en tydlig försurningspåverkan. Före kalkning låg de uppmätta pH-värdena i de flesta fall inom intervallet 4.5-5.0 (Figur 3).

I början och mitten av 1980-talet uppvisade Tjöstelserödsbäcken perioder med förhållandevis låga alkalinitetsvärden (Figur 4). De bättre alkalinitetsvärdena under den senare delen av perioden kan tillskrivas effektivare kalkningar.

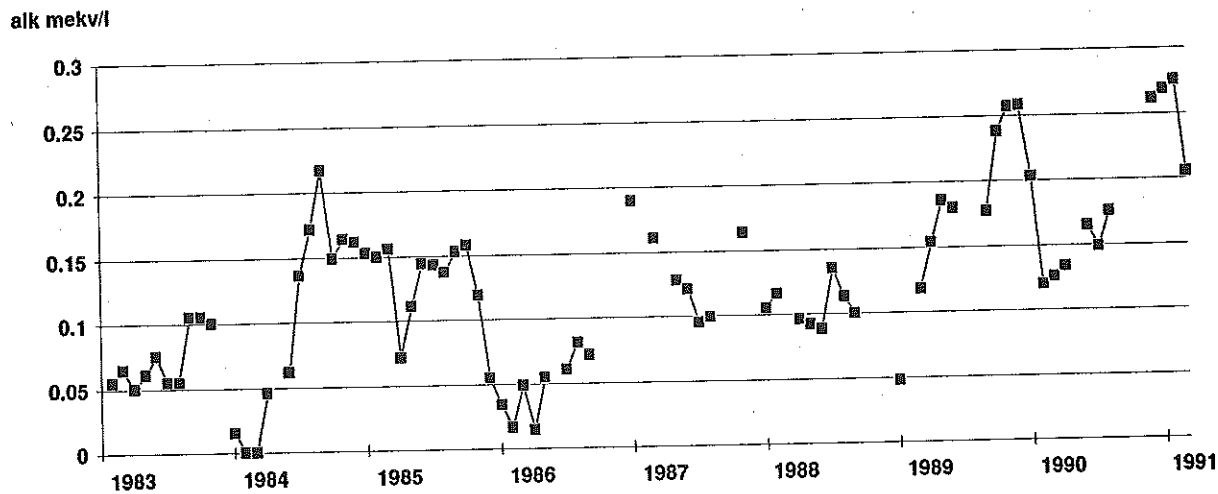
Efter den stora kalkningen som genomfördes i februari 1989, då sjöarna och våtmarkerna kalkades med 196 ton kalkstensmjöl, har alla uppmätta alkalinitetsvärden i Tjöstelserödsbäcken legat över 0.1 mekv/l (Figur 4).

Tabell 4. pH och alkalinitetssituationen vid provtagningslokalerna under perioden 1983-89.

Station	Mynningen	Gården	Esset
Period	1983-89	1983-89	1983-89
pH			
medel	6.74 (n=84)	6.62 (n=84)	6.49 (n=69)
min-max	5.1-7.42	4-7.54	4.7-7.4
Alkalinitet mekv/l			
medel	0.115 (n=84)	0.093 (n=84)	0.078 (n=69)
min-max	0-0.258	0-0.236	0-0.174



Figur 3. pH-situationen på lokal Gården under perioden 1971-82.



Figur 4. Alkalinitetssituationen på lokal Mynningen under perioden januari 1983-mars 1991.

### Övriga parametrar

I Tabell 5 och 6 redovisas analysresultat avseende konduktivitet, färgtal, grumlighet, aluminium (ofiltrerat), totalfosfor och totalkväve från provtagningar under 1983-89.

Färgtalen var låga och har samband med den förhållandevis stora andelen sjöar inom avrinningsområdet. Grumligheten var högst på den nedre lokalen, vilket kan förklaras av det högre inslaget av marina leror. Medelvärden på uppmätta totalfosfor- och totalkvävehalter i 18 bohusslänska vattendrag låg mellan 0.015-0.216 mg/l respektive 0.63-1.65 mg/l (Hellman 1991). För dessa vattendrag beräknades de naturliga bakgrundshalterna för fosfor och kväve till 0.009-0.021 mg/l respektive 0.18-0.34 mg/l. Det var endast fosformedelvärdena för de stora vattendragen Göta älv och Örekilsälven som var lägre än Tjöstelserödsbäckens medelvärde. De flesta övriga småvattendragen uppvisade betydligt högre värden. En jämförelse med dessa värden och andra mätningar visar att närsalterna i Tjöstelserödsbäcken är förhållandevis låga och bäcken är sannolikt ett av länets mest näringsfattiga havsöringförande vattendrag.

Tabell 5. Konduktivitet, färgtal och grumlighet åren 1983-89.

	Mynningen	Gården	Esset
Kond. mS/m 25 C			
medel	8.21 (n=84)	7.67 (n=84)	7.65 (n=69)
min-max	5.5-11.04	5.29-10.65	5.05-9.61
Färgtal mg Pt/l			
medel	38 (n=77)	37 (n=77)	34 (n=62)
min-max	15-70	15-100	10-65
Grunlighet NTU			
medel	2.42 (n=73)	1.53 (n=72)	0.81 (n=60)
min-max	0.6-20	0.35-10	0.3-4

Tabell 6. Aluminium, totalfosfor och totalkväve åren 1983-89.

	Mynningen	Gården	Esset
Aluminium mg/l			
medel	0.318 (n=10)	0.281 (n=10)	0.258 (n=8)
min-max	0.150-0.500	0.150-0.440	0.155-0.350
Totalfosfor mg/l			
medel	0.025 (n=7)	0.022 (n=5)	
min-max	0.002-0.045	0.008-0.044	
Totalkväve mg/l			
medel	0.484 (n=7)	0.413 (n=5)	
min-max	0.365-0.615	0.355-0.480	

## Öringbestånd

### Provfiskeuppgifter från respektive lokal

#### Lokal Mynningen

Lokalen är belägen ca 100 meter uppströms mynningen i havet. Höga vattenstånd i havet påverkar den nedre djupa delen av lokalen. Den övre halvan är betydligt grundare och har högre vattenhastighet. Det dominerande bottenstrukturer är sten och grus. Lokalen har den minsta medelbredden (1.76 m) av samtliga elfiskelokaler. Beskuggningen från överhängande vegetation (al, pil) är hög.

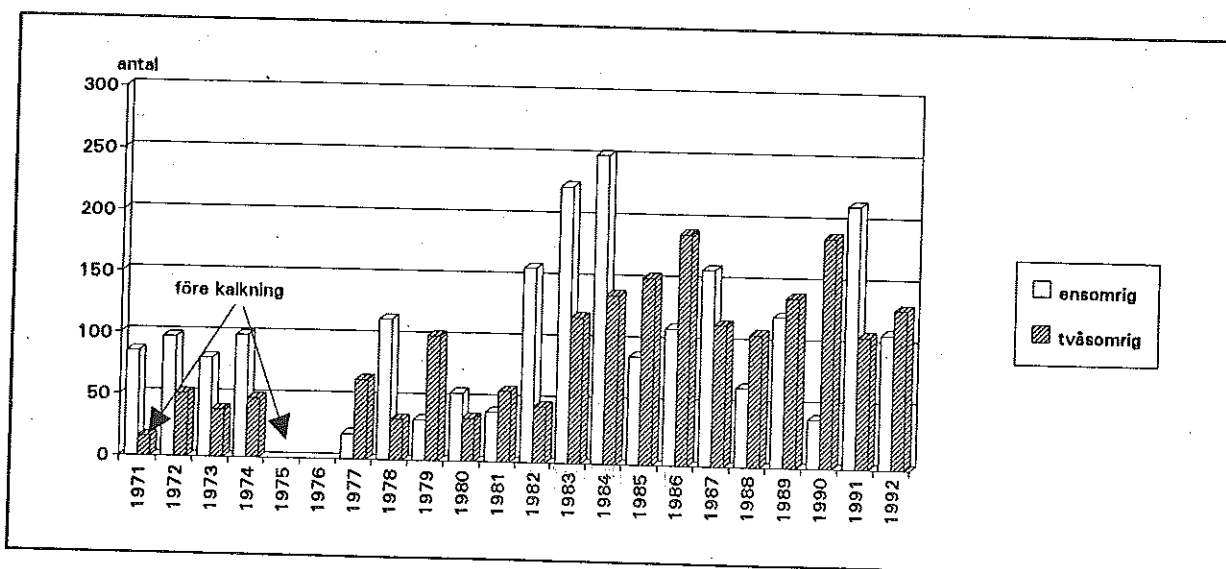
Med anledning av det pågående motorvägsbygget igenom Ljungskile kommer Tjöstelserödsbäcken nedströms lokalen att få en ny sträckning. Bäckens skall ledas in i en ny fåra som kommer att gå parallellt med motorvägen. Till denna fåra skall även den närliggande havsöringförande Skälläckerödsbäcken kopplas. Detta innebär att båda bäckarna kommer att få ett gemensamt utflöde i havet som ligger längre norrut i Ljungskileviken. Hur denna störning kommer att påverka öringbeståndet i Tjöstelserödsbäcken får senare elfiskeundersökningar fastlägga. Genom anläggandet av vägbanken i den inre delen av Ljungskileviken försvinner värdefulla grundområden.

Lokalen uppvisade de klart högsta medeltätheterna av öring i jämförelse med de övriga lokalerna. Medeltätheten av skattat antal

ensomrig öring var 112 fiskar per 100 kvm. Motsvarande för tvåsomrig + äldre fisk (<20.5 cm) var 107.

Tätheterna av tvåsomrig och äldre fisk är bland de högsta som påträffats vid elfisken i bohusslänska vattendrag (jfr Tabell 10). Under perioden 1971-82 var de skattade tätheterna av tvåsomrig + äldre fisk vid varje fiske lägre än vid senare fisken. Under provfiskeperioden var tätheterna av ensamrig öring särskilt stora åren 1983, 1984 och 1991 (224, 250 resp 213 per 100 kvm).

Vid samtliga fisketillfällen har lokalen varit besatt av lekvandrande havsöring. Vissa år har antalet fångade uppvandrande havsöringar varit stort. Under fiskeperioden 1987-92 varierade antalet fångade vuxna havsöringar mellan 8 och 20 stycken. Den största havsöringen var en hona på 64 cm som fångades 1992. Fångsten av havsöring och strömlivande öring (>21 cm) på lokalerna Mynningen och Trumman åren 1985-92 redovisas i ett kommande avsnitt (se Figur 12). Att lokalen ligger i omedelbar anslutning till havet märks tydligt av att det ibland fångas blanka småöringar på lokalen, dvs ej köns mogna individer som har haft en kort havsvistelse. 1992 var antalet av denna kategori fisk förhållandevis stort (8 stycken med längder runt 20 cm). Det bör noteras att det vid detta tillfälle pågick utfyllnader och andra störningar i grundområdet utanför mynningen med anledning av det pågående motorvägsbygget.



Figur 5. Skattade öringtätheter per 100 kvadratmeter på lokal Mynningen, 1971-92 (inget fiske 1975-76).

Utöver öring har även lax, ål, bäcknejon-öga och storspigg påträffats och vid 1985 års fiske fångades även en liten sutare (8.3 cm). Laxfångsten består av två tvåsomriga laxungar och en ensomrig laxunge som fångades 1992. I två andra "Ljungskilebäckar", Arödsån i norr och Bratteforsån i söder, har det vid elfisken under 1991 och 1992 konstaterats en förhållandevis omfattande laxreproduktion.

### Lokal Trumman

Lokalen är belägen ca 350 meter uppströms mynningen. Omedelbart nedströms rinner bäcken igenom en 45 meter lång plåtkulvert och strax uppströms rinner bäcken i ett brant vattenfall. Lokalen har ett stråkande till småforsande strömförhållande och bottensubstratet utgörs av sten, sand, lera och enstaka block. Bäcken rinner i en ravin som dels är skogsbeklädd och dels är ett sluttande gräsbevuxet tomtområde. I den nedre delen är fårans stränder förstärkta av en meterhög och lodrät stenmur.

Lokalen är företrädesvis en biotop för tvåsomrig och äldre öring, vilket bekräftas av den mycket höga tätheten. 1988 uppvisade dock lokalen en förhållandevis hög täthet av ensomrig öring (67 per 100 kvm).

Vid samtliga fisken har lekvandrande havsöring påträffats. 1987 var förekomsten av havsvandrande lekfisk störst. Totalt fångades detta år 18 lekfiskar. Även enstaka

strömlevande öringar med längder överstigande 20 cm förekom på lokalen.

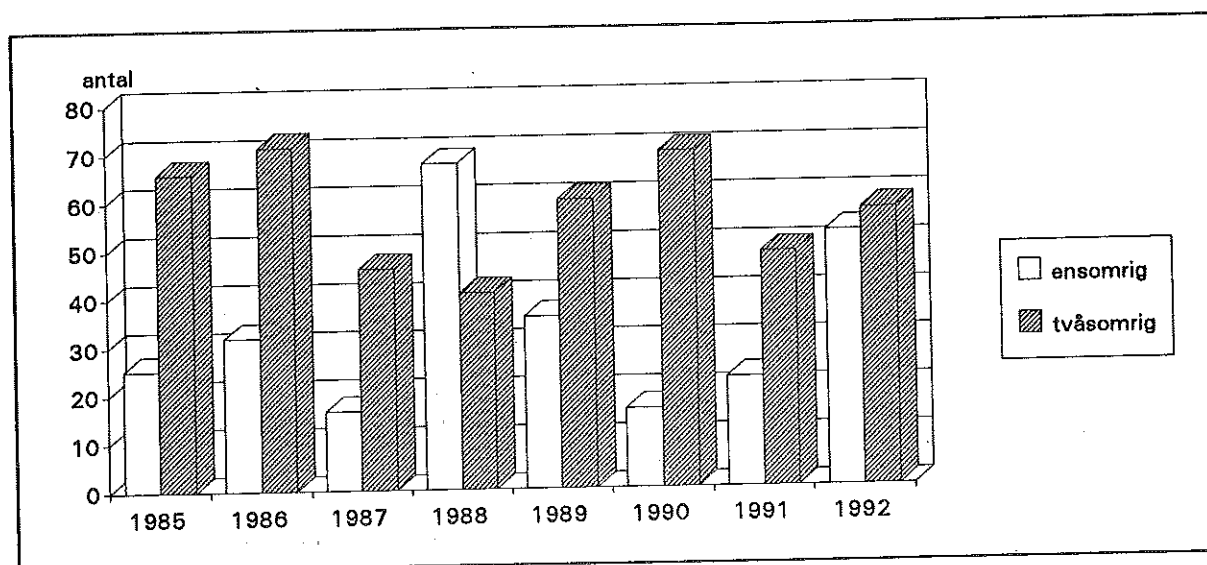
Lokalen är belägen omedelbart nedströms ett svårpasserbart vandringshinder. Svårigheten att passera hindret förstärks ytterligare vid låga vattenföringar och följaktligen kan koncentrationen av lekfisk bli stor nedströms fallet när vattenföringen är låg.

Även ål har fångats.

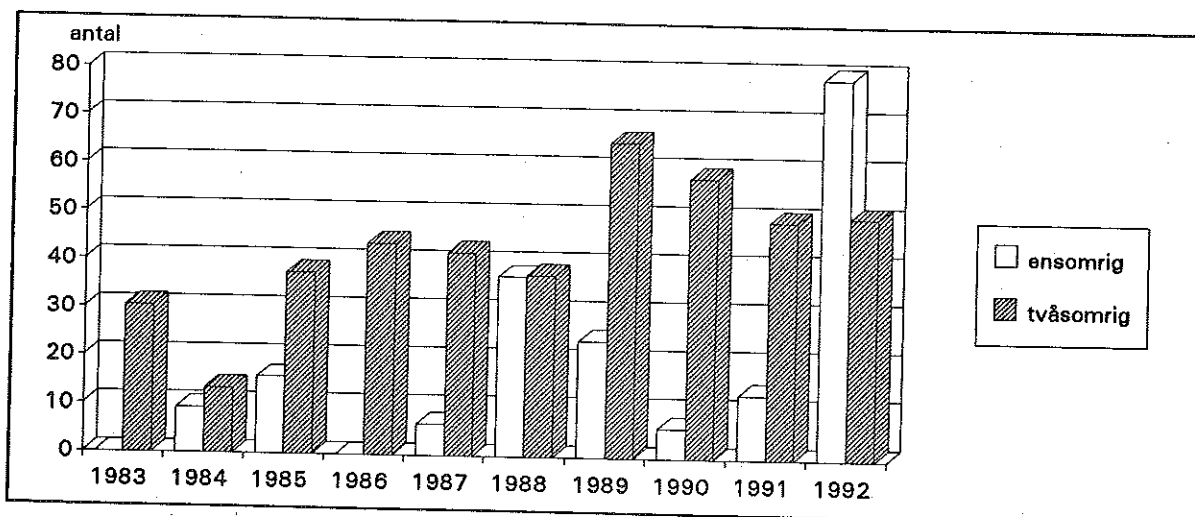
### Lokal Spången

Lokalen är belägen på nedre delen av ett flackare område, inom vilket bäcken har ett meandrande lopp. Strax nedströms lokalen faller bäcken brant. Avståndet till havet är ca 550 meter. Sträckan beskuggas av högvuxna lövträd. I nedre delen är botten täckt av finsediment. Lokalens karaktär, lugnflytande med relativt stort vattendjup, gynnar äldre fisk framför yngre individer. Medeltätheten av ensomrig öring var följaktligen låg. 1983 och 1986 fångades inte en enda ensomrig öring medan tätheten 1992 var ovanligt hög (79 per 100 kvm)

Kategorin tvåsomrig fisk hade en förhållandevis hög medeltäthet. Uppskattningsvis har ca 20-50% av de fångade öringarna inom ålderskategorin tvåsomrig fisk utgjorts av små lekmogna strömlevande öringar, dvs fisk som inte vandrar ut i havet. 1989 års fiske uppvisade den högsta tätheten av äldre öring (65 per 100 kvm), varav uppskattningsvis ca 80% utgjordes av tvåsomrig öring. 1989 års



Figur 6. Skattade öringtätheter per 100 kvadratmeter på lokal Trumman, 1985-92.



Figur 7. Skattade öringtäteter per 100 kvadratmeter på lokal Spången, 1983-92.

hög täthet av tvåsomrig öring var med största sannolikhet ett resultat av föregående års höga tätheter av ensomrig fisk på lokalen och dess närhet.

1987 fångades 6 lekvandrande havsöringar. Vid tidigare års fisken har det endast fångats en liten havsvandrande öring (1985). Under fiskeperioden 1987-92 fångades lekvandrande havsöring vid samtliga fisken. Flest lekvandrare fångades 1991, 13 stycken med längder mellan 22-47 cm.

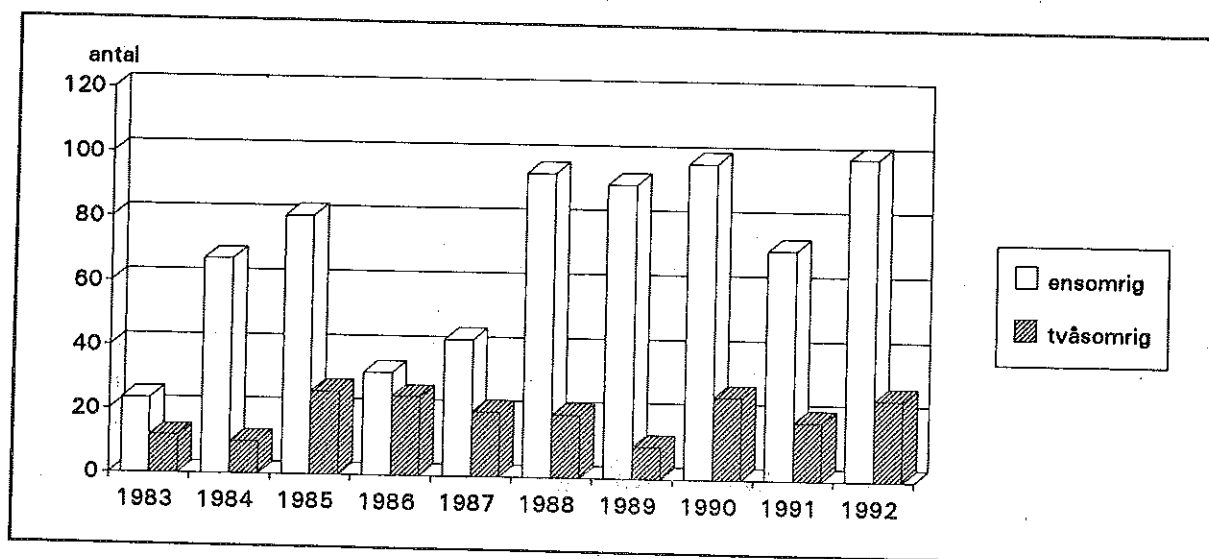
Antalet fångade strömlevande öringar med längder överstigande 20 cm har vid fiske-tillfällena varierat mellan 0 och 7 stycken.

Enstaka ålar har ingått i fångsten.

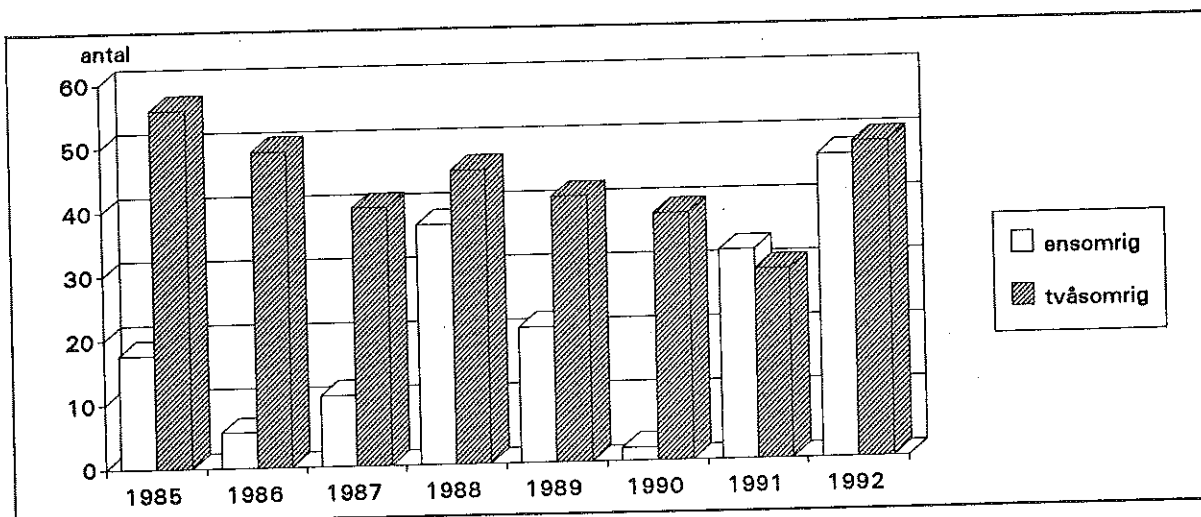
#### Lokal Skolan

Lokalen är belägen ca 900 meter uppströms mynningen. Lokalen har den största medelbredden av samtliga lokaler, 4,5 m, och det minsta uppmätta medeldjupet, 0,08 m. Ström-förhållandena är stråkande och småforsande. Botten har ett stort inslag av småsten. Vattendraget omges av hagmark med högvuxna ädellövträd. Lokalens karaktärsdrag gynnar ensomrig framför äldre fisk vilket tydligt bekräftas av elfiskeresultatet.

Medeltätheten av ensomrig öring tyder på en god öringreproduktion. Tätheten varierar stort mellan vissa år, men under den senaste perioden (1988-92) har tätheten varit hög och



Figur 8. Skattade öringtäteter per 100 kvadratmeter på lokal Skolan, 1983-92.



Figur 9. Skattade öringtätheter per 100 kvadratmeter på lokal Ankdammen, 1985-92.

förhållandevis jämn mellan åren. Tätheten av tvåsomrig öring var förhållandevis jämn under hela fiskeperioden.

1988 fångades 3, 1985 fångades 2 och 1990 fångades 1 strömlevande öring med längder överstigande 20 cm. Vid övriga fiskeri har det inte påträffats strömlevande öring över 20 cm:s längd. Havsvandrande leköring påträffades 1990 och 1991.

Ål har fångats på lokalen.

#### Lokal Ankdammen

Elfiskesträckan ligger ca 1 100 meter uppströms mynningen. Sträckan omges dels av ängsmark och dels av lövskog. Enstaka högvuxna alar växer i omedelbar närhet till vattendraget. Vattnet är strömmande och lokalen avgränsas uppströms av en liten forsacke. Botten består huvudsakligen av sand och grus. Skyddande ståndplatser för öring finns främst under alrötter och vid strandnära större stenar.

Öring av kategorin tvåsomrig + äldre dominerade i numerär. Medeltätheten av ovan nämnda åldersgrupp var relativt hög och täthetsvariationen var låg mellan åren. Där emot bedömdes andelen tvåsomrig öring inom denna åldersgrupp vara högre (63-100%) under fiskeperioden 1989-92 jämfört med perioden 1985-87 (32-62%).

1987 fångades ett stort antal lekfiskar med fördelningen 10 havsvandrande och 7 strömlevande öringar. 1988 och 1989 fångades en respektive två lekvandrande havs-

öringar. 1990-92 var motsvarande fångst 4, 9 respektive 5 lekvandrande havsöringar.

Ål har fångats vid enstaka tillfällen och 1991 fångades en gädda (35 cm). Gädda har aldrig tidigare eller senare påträffats vid elfisken i Tjöstelserödsbäcken.

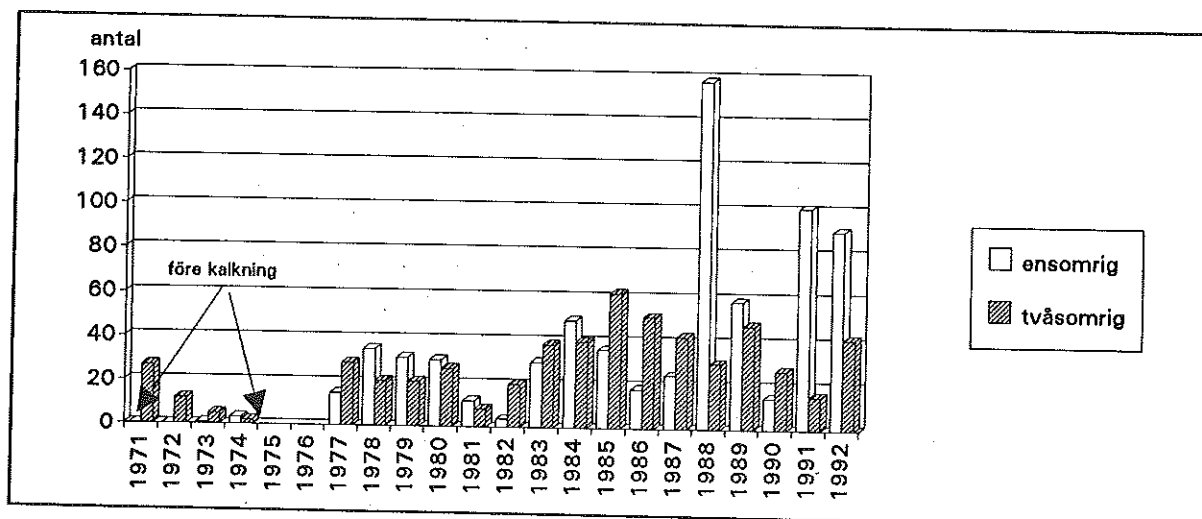
#### Lokal Gården

Lokalen ligger ca 1 300 meter uppströms mynningen. Elfiskesträckan har ett forsande strömförhållande och inslaget av små fall är stort. Bottensubstratet utgörs av sten, block och berghällar. Bäckravinens sluttningar är beklädda med lövskog.

Medeltätheten av ensamrig och tvåsomrig + äldre öring var 44 (SD=40) resp 32 (SD=15) per 100 kvm.

Kalkningseffekterna på öringbeståndet är tydliga (se även Tabell 8). Innan kalkning var reproduktionen kraftigt störd, men efter kalkning har årsungar påträffats vid samtliga fiskeri. Den mycket höga tätheten av årsungar 1988 var sannolikt ett utfall av det stora uppsteget av havsöring 1987.

Fisket 1988 visade på höga tätheter av ensamrig öring (157.5 per 100 kvm). Även 1991 och 1992 var tätheterna höga. Övriga år har tätheterna varit betydligt lägre. Med enbart tanke på den låga tätheten av ensamrig och tvåsomrig + äldre fisk 1981 bör förutsättningarna för 1982 års årsungar varit gynnsam, men tätheten av årsungar visade sig vara mycket låg.



Figur 10. Skattade öringtättheter per 100 kvadratmeter på lokal Gården, 1971-92 (inget fiske 1975-76).

Öringens lekmöjligheter på den starkt forsande lokalen är mycket begränsade, men trots detta och starkt forsande vatten kan lokalen bevisligen hysa förhållandevis höga koncentrationer av ensamrig fisk.

Första gången som vuxen havsöring påträffades var 1987. Därefter fångades lekvandrande havsöring, med undantag för 1989, vid varje fisketillfälle och antalet fångade lekfiskar varierade mellan 3 och 5.

Ål har ofta ingått i fångsterna.

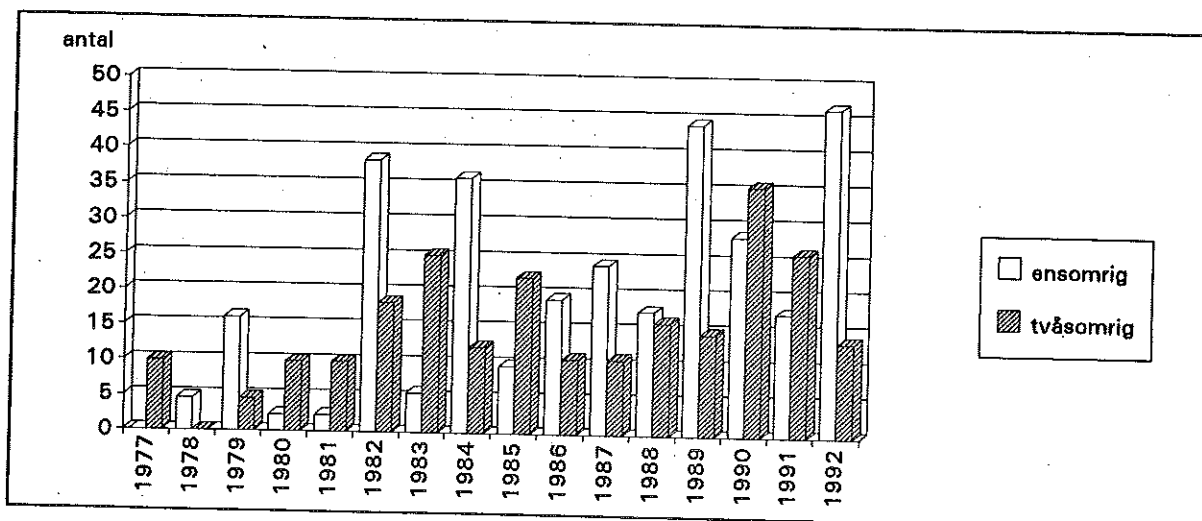
#### Lokal Esset

Lokalen ligger ca 2 400 meter uppströms mynningen och ca 600 meter nedströms Lilla Skarsjön. Vattnet är i huvudsak forsande och

bottensubstratet utgörs främst av sten, block och berghällar. Närmiljön utgörs av lövskog.

Öringpopulationen på lokalen bestod fram till 1990 enbart av strömlevande öring och den totala öringtättheten var i genomsnitt lägre än hos de övriga lokalerna med havsvandrande bestånd. Byggandet av fiskvägar har nu gjort det möjligt för havsöringen att vandra upp till lokalen. Detta bekräftades vid 1990 års fiske, då två havsvandrande öringhanar fångades.

Medeltättheten av årsungar under perioden 1977-92 var 19 per 100 kvm och motsvarande för tvåsomriga + äldre fisk var 15 per 100 kvadratmeter.



Figur 11. Skattade öringtättheter per 100 kvadratmeter på lokal Esset, 1977-92.



I början av provfiskeperioden uppvisade lokalen generellt låga öringtätheter, exempelvis fångades inte någon ensamrig öring 1977 och 1978 erhöles ingen tvåsomrig fisk. De låga tätheterna under de första fiskeåren kan med all säkerhet kopplas samman med försurningen.

## Elfiskelokalernas medeltätheter

Lokalerna som uppvisade de högsta medeltätheterna av ensamrig öring var Mynningen och Skolan (Tabell 7). Mynningen hade även en rekordhög medeltäthet av äldre öring (jfr Tabell 10) medan Skolan är en utpräglad biotop för öring av yngre stadier. Även Gården, Ankdammen, Spången och Trumman hade i genomsnitt förhållandevis höga tätheter av tvåsomrig + äldre fisk.

Medeltätheten av 0+ öring var av samma storleksordning under perioden 1977-84 på lokal Mynningen jämfört med 1985-92 (Tabell 8). Även före kalkning var tätheten förhållan-

devis hög. Dock var det skillnad mellan perioderna med avseende på medeltätheten av äldre öringar. Före kalkning var medeltätheten ca hälften jämfört med perioden 1977-84 och runt en fjärdedel jämfört med perioden 1985-92. Lokal Gården saknade nästan helt årsungar före kalkning. Under perioden 1977-84 ökade tätheten betydligt, men var låg jämfört med den senare perioden då tätheten låg på en nivå som får anses normalt för en bra öringbiotop i en västkustå (se Tabell 10), dock var variationen mellan år stor. Även tätheterna av äldre öring ökade successivt mellan fiskeperioderna. På lokal Esset, som endast hyste stationär öring, fördubblades den genomsnittliga öringtätheten under perioden 1985-92 jämfört med föregående åttaårsperiod, men tätheterna var naturligt lägre jämfört med lokalerna med havsvandrande öringbestånd. Förhållandet mellan årsungar och äldre öring på lokal Mynningen tyder på en öringmigration och ansamling från närliggande bäcksträckor.

Tabell 7. Medeltäthet av öring på respektive fiskelokal per 100 kvadratmeter (0+ =ensomriga och  $\geq 1+$  =tvåsomriga + äldre öringungar).

Lokal	Fiskeperiod	Ant skatt. 0+	Lägst-högst 0+	Ant skatt. $\geq 1+$	Lägst-högst $\geq 1+$
Mynningen	1977-92	112.6 (SD=72.0)	20.2-250.6	107.2 (SD=49.3)	32.9-188.1
Trumman	1985-92	33.5 (SD=18.2)	16.4- 67.6	57.4 (SD=11.3)	40.8- 71.3
Spången	1983-92	19.1 (SD=23.9)	0 - 78.9	42.7 (SD=14.5)	13.4- 65.3
Skolan	1983-92	70.2 (SD=28.4)	23.4-100.4	19.2 (SD= 6.5)	10.1- 25.9
Ankdammen	1985-92	21.8 (SD=16.6)	2 - 47.2	43.7 (SD= 8.1)	29.4- 55.9
Gården	1977-92	44.0 (SD=40.5)	3.7-157.5	32.2 (SD=14.7)	8.2- 61.4
Esset	1977-92	19.5 (SD=15.4)	0 - 46.5	14.9 (SD= 8.8)	0 - 35.4

Tabell 8. Öringmedeltätheter vid fiskeperioderna 1971-74, 1977-84 och 1985-92.

	Mynningen	Gården	Esset
<b>0+ öring/100 m<sup>2</sup></b>			
1971-74 (före kalkning) (n=4)	90.2 (SD= 9.2)	1.0 (SD= 1.5)	
1977-84 (n=8)	111.9 (SD=90.3)	25.8 (SD=14.6)	13.2 (SD=15.6)
1985-92 (n=8)	113.0 (SD=54.3)	62.4 (SD=50.3)	25.9 (SD=13.2)
<b><math>\geq 1+</math> öring/100 m<sup>2</sup></b>			
1971-74 (före kalkning) (n=4)	38.2 (SD=15.8)	11.5 (SD=11.1)	
1977-84 (n=8)	74.0 (SD=40.0)	25.2 (SD=10.2)	11.3 (SD=7.8)
1985-92 (n=8)	140.4 (SD=32.8)	39.4 (SD=14.6)	18.6 (SD=8.6)

## Täthetsskattning av ålders- kategorin tvåsomrig öring på sträckan mellan mynningen och elfiskelokal Gården

Exklusive kulverterade sträckor och rena fallsträckor med karaktär av håll och block har Tjöstelserödsbäcken enligt en vattendragsinventering (Lundh & Forsström 1981) 0,27 hektar lek- och/eller uppväxtområde mellan mynningen i havet och det tidigare definitiva vandringshindret strax uppströms elfiskelokal Gården. De 6 elfiskade lokalerna på ovan nämnda sträcka har en sammanlagd areal på 718 kvadratmeter, dvs 26% av det totala lek- och/eller uppväxtområdet elfiskades varje år. De elfiskade sträckorna kan med avseende på de fysiska egenskaperna anses vara förhållandevis representativa för hela sträckan. Lokalen vid mynningen avviker gentemot de övriga lokalerna i det avseendet att lokalen ligger i omedelbar närhet till havet. De mycket höga öringtätheter som lokalen uppvisade kan med stor sannolikhet kopplas till dess närhet till havet. Vid beräkningar av elfiske-resultaten från de 6 lokalerna konstaterades att antalet elfiskade lokaler var alltför få för att med god precision kunna skatta den totala tätheten av ålderskategorin tvåsomrig öring på hela sträckan mellan mynningen och Gården (se Tabell 9) vid respektive fiskeår. För att få en bättre precision i täthetsskattningarna av hela beståndet krävs således ytterligare några elfiskelokaler av samma storlek.

Används medeltätheten, som fås genom att använda de skattade tätheterna från samtliga elfisken ( $n=42$ ) från de 6 lokalerna under perioden 1986-92, blir den totala tätheten av tvåsomrig öring i storleksordning 1 500 fiskar (95% konf. intervall = 1 160-1 840) på hela det 2 700 kvadratmeter stora målområdet. Undantas elfiskena från lokal Mynningen, som har betydligt högre genomsnittlig täthet jämfört med övriga lokaler, blir motsvarande täthet för hela målområdet 1 100 fiskar (95% konf. intervall = 960-1 240).

## Fångst av lekvandrande havsöring

Som tidigare nämnts är lokalerna Mynningen och Trumman lättillgängliga för havsöring.

Tabell 9. En ungefärlig 95% konfidensintervall för täthetsskattningarna avseende ålderskategorin tvåsomrig öring på hela sträckan mellan mynningen och Gården.

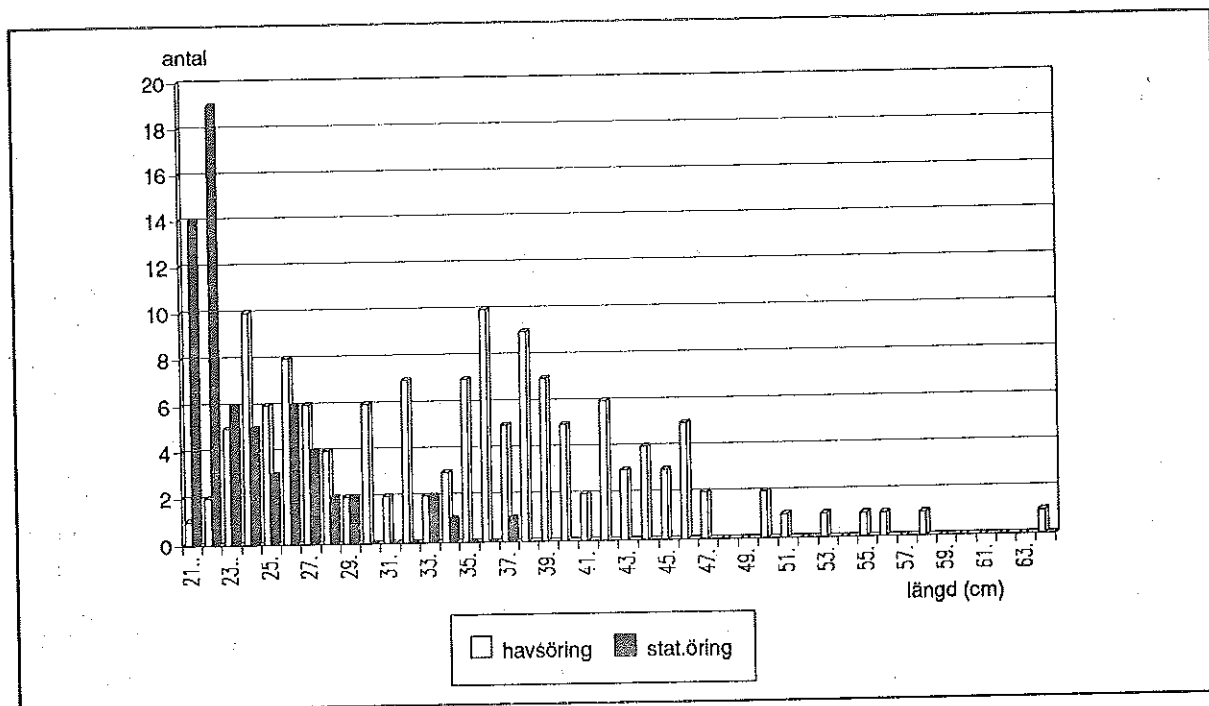
	Skattad totalpop. tvåsomrig öring	95% konf. intervall för populationen
1986	1 880	490-3 270
1987	1 340	570-2 100
1988	1 230	610-1 960
1989	1 580	580-2 580
1990	1 780	350-3 210
1991	1 170	380-1 970
1992	1 540	690-2 400

Fiskena utfördes under den tidpunkt då havsöringen har sin uppvandring i vattendraget. Antalet fångade uppvandrande havsöringar under perioden 1985-92 var förhållandevis stort (Figur 12). Under denna period fångades det i genomsnitt 17 lekfiskar per år på dessa lokaler, dvs 10 lekfiskar/100 m<sup>2</sup>.

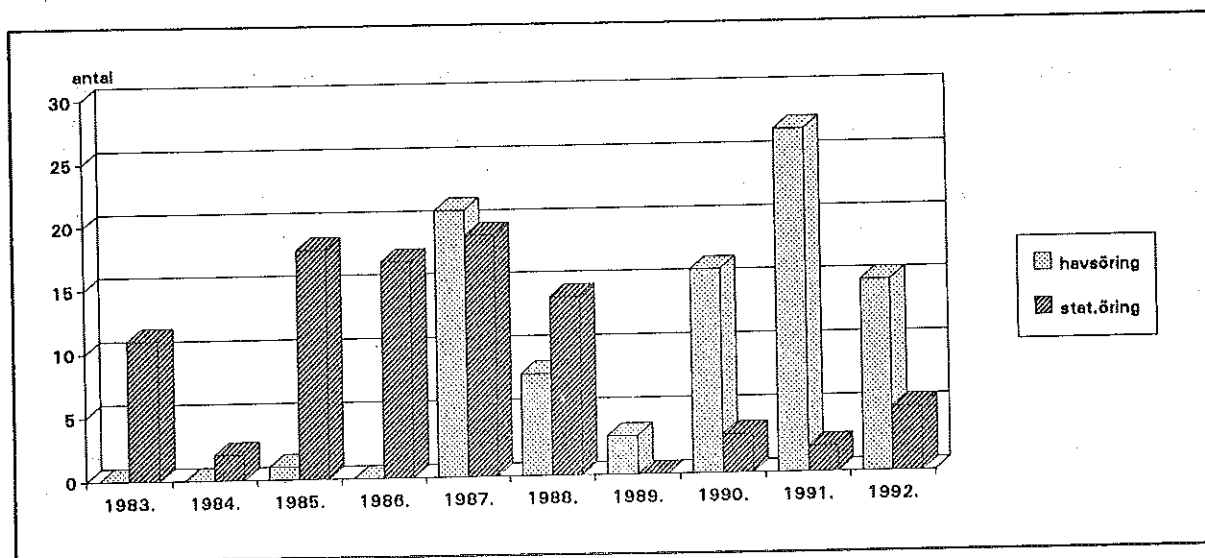
Den fångade vuxna havsöringen hade en medellängd av 35 cm ( $n=139$ ), dvs öringen var förhållandevis småvuxen. 54% av de fångade öringarna hade längder på 35 cm och däröver. 27% av fångsten utgjordes av öring större eller lika med 40 cm.

Det var först 1987 som en egentlig förekomst av lekvandrande havsöring påträffades på elfiskelokalerna uppströms det första vandringshindret (Figur 13). 1987 och 1990-92 var förekomsten av lekvandrande havsöring stor men även 1988 och 1989 fångades enstaka vuxna havsöringar.

Som tidigare påpekats var det första vandringshindret i det närmaste definitivt vid lägre vattenföringar. Avsaknaden av havsöring i fångsterna vid fiskena före 1987 kan däremot inte enbart förklaras av låga vattenföringar, eftersom vattendraget även under höstarna före 1987 har haft perioder med högre vattenföringar. I fallet rinner bäcken i tre fåror, varav den mellersta är torr vid låga vattenföringar. En förklaring till varför ett så stort antal havsöringar lyckades passera fallet hösten 1987 kan vara att vattenföringen var tillräckligt hög samt att stora ansamlingar av kvistar och stockar i fallets övre delar styrde vattenflödet så att vattnet i huvudsak rann i den södra fåran och betydligt ökade möjligheterna för uppvandring.



Figur 12. Antal fångad öring med längder >20 cm på Mynningen och Trumman, 1985-92.



Figur 13. Fångad öring större än 20 cm på lokalerna Spången, Skolan, Ankdammen och Gården 1983-92 fördelade på stationär och havsvandrande öring.

## DISKUSSION

### Jämförelser med besättnings- tätheter från lokaler i andra vattendrag

Hur mycket fisk som kan finnas på en given yta beror på flera faktorer såsom bottensubstrat, vattenflöde, närmiljö, näringstillgång, föroreningspåverkan, antalet lekande fiskar och sannolikt också storleksfördelningen i lekpopulationen, lekplatsernas kvalitet, konkurrerande arter m m. I en undersökning av 12 bohustlänska vattendrag (Höglind 1992) angavs att tätheten av ensamrig och tvåsom-

rig + äldre öring på bra öringbiotoper med enbart havsvandrande bestånd i genomsnitt är i storleksordningen 63 respektive 31 fiskar per 100 kvadratmeter. På några av de undersökta lokalerna var tätheterna mycket höga, exempelvis uppvisade samtliga lokaler (n=6) i de oförsurade vattendragen Broälven (Höglind 1991) och Bärfendalsälven en genomsnittlig öringtäthet som översteg 100 öringar per 100 kvadratmeter (Tabell 10). Vid ett fiske på en lokal i Broälven skattades tätheten av ensamrig öring till 425 per 100 kvadratmeter.

Tabell 10. Medelvärden för skattat antal öring (0+ och 1+) per 100 kvm på 28 lokaler i Bohustlänska vattendrag. Värdena för Tjöstelserödsbäckens lokaler är markerade med fetstil.

Lokal	Fiskeperiod	Ant. skatt. 0+/100 m <sup>2</sup>	Ant. skatt. 1+/100 m <sup>2</sup>	Ant. skatt 0+ + 1+/100 m <sup>2</sup>	Kalkad
<b>Tjöstelserödsb. Mynningen</b>	<b>1977-92</b>	<b>112.6</b>	<b>107.2</b>	<b>219.8</b>	
Broälven 1	1982-89	159.2	43.6	202.8	ja
Bärfendalsälven 3 (Tvärån)	1987-89	122.4	15.6	138	nej
Krokstrandsbäcken 2	1984-86	75.2	46.8	122	nej
Bärfendalsälven 2 (Tvärån)	1987-89	100.6	14.1	114.7	ja
Broälven 3 (Halebäcken)	1987-89	97.2	14.5	111.7	nej
Broälven 2	1982-89	54.7	56.3	111	nej
Bärfendalsälven 1	1987-88	98.2	7.4	105.6	nej
Kärrån 1	1983-89	64.5	33.8	98.3	ja
Källerbäcken	1982-88	62.2	33.8	96	ja
Krokstrandsbäcken 1	1984-86	55.6	39.2	94.8	ja
<b>Tjöstelserödsb. Trumman</b>	<b>1985-92</b>	<b>33.5</b>	<b>57.4</b>	<b>90.9</b>	<b>ja</b>
<b>Tjöstelserödsb. Skolan</b>	<b>1983-92</b>	<b>70.3</b>	<b>19.2</b>	<b>89.5</b>	<b>ja</b>
Hämmensån Ödegården	1987-90	63.9	24.9	88.8	påverkad
Hämmensån Tohåttet	1987-90	72.7	15.3	88	påverkad
Restebäcken	1981-87	54.6	32.8	87.4	ja
Dynebäcken 2	1983-88	59.2	27	86.2	ja
Kärrån 2	1983-89	57.2	23.3	80.5	ja
<b>Tjöstelserödsb. Gården</b>	<b>1977-92</b>	<b>44.0</b>	<b>32.2</b>	<b>76.2</b>	<b>ja</b>
Älgsjöbäcken 1	1983-89	44.5	29.5	74	ja
Kärrån 3	1983-87	48.5	25	73.5	ja
Dynebäcken 1	1983-88	45.7	25.6	71.3	ja
<b>Tjöstelserödsb. Ankdammen</b>	<b>1985-92</b>	<b>21.8</b>	<b>43.7</b>	<b>65.5</b>	<b>ja</b>
<b>Tjöstelserödsb. Spången</b>	<b>1983-92</b>	<b>19.1</b>	<b>42.7</b>	<b>61.8</b>	<b>ja</b>
Solbergsån D	1981-90	40.9	13.9	54.8	ja
Hogarälven 2	1987-89	35.5	18.8	54.3	nej
<b>Tjöstelserödsb. Esset</b>	<b>1977-92</b>	<b>19.5</b>	<b>14.9</b>	<b>34.4</b>	<b>ja</b>
Hogarälven 1	1987-88	21.6	10.8	32.4	nej
Medel:		62.7	31.0	93.7	

I en forskningsredogörelse (Bohlin 1984a) angavs att besättningstätheten för västkust-åar inom bra biotoper är i genomsnitt av storleksordningen 60 årsungar och 24 fjolårsungar per 100 kvadratmeter, men med en stor variation såväl inom som mellan år och åar. I en rapport från Sötvattenslaboratoriet (Deerman et al. 1985) angavs att en god opåverkad hårdbottenlokal på västkusten bör kunna hysa över 100 laxfiskar (0+ + 1+) per 100 kvadratmeter och att tätheter över 200-300 fiskar är ovanliga. I samma rapport angavs att försurningen är den troligaste orsaken till låga tätheter av laxfisk i vattendrag med sommaralkalinitet understigande 0.25 mekv/l och att beståndsskadorna troligen uppkommer genom aluminiumförgiftningar samt att det direkt på grund av lågt pH sker en försämrad överlevnad hos rom och yngel.

I jämförelse med elfiskade lokaler med havsvandrande bestånd (Tabell 10) i andra bohusslänska vattendrag uppvisade lokal Mynningen en topposition med avseende på tätheten av tvåsomrig öring. Även lokalen Trumman har i jämförelse med andra lokaler en mycket hög genomsnittlig täthet av ålderskategorin tvåsomrig öring.

Elfiskeresultatet från Tjöstelserödsbäckens visade att även försurade vattendrag som kalkats med tiden kan få höga öringtätheter. Medelvärdena i Tabell 10 för lokalerna i Tjöstelserödsbäcken är beräknade utifrån samtliga fisken, dvs även de lägre tätheterna i början av fiskeperioden är medräknade. Medeltätheten på Gården under hela perioden åren 1977-92 var 76 fiskar per 100 kvm, motsvarande för perioden 1985-92 var 102 fiskar (Tabell 9). För lokalen vid mynningen var den genomsnittliga tätheten under perioden 1985-92 så hög som 253 fiskar per 100 kvm. Även lokalerna Trumman, Spången och Skolan uppvisade öringtätheter som översteg 100 fiskar per 100 kvm vid 1992 års fiske. Besättningstätheterna på lokalerna i Tjöstelserödsbäcken ligger nu på en nivå som är jämförbara med lokaler som är opåverkade av försurning och det är osäkert om det finns utrymme för ytterligare ökning av besättningstätheten.

Sannolikt är det flera samverkande faktorer som kan förklara de mycket höga tätheterna av framförallt äldre ungar på lokal Myn-

ningen. Lokalen ligger strax uppströms mynningen i havet och vid mycket höga vattenstånd i havet blir den nedre delen av lokalen saltvattenpåverkad. Mycket goda näringsbetingelser som minskar öringarnas revirbetende kan vara en förklaring till de mycket höga tätheterna. Bottenfaunastudier som utförts av länsstyrelsen inom saltvattenpåverkade zoner i några av länets havsöringförändrade vattendrag visade att brackvattentoleranta arter av pungräkor och märkräfter fanns i stora numerär. Dessa organismer är en mycket viktig födopotential för uppväxande öring i estuarier. Det är inte enbart smoltifierade öringungar som har sina näringssök på grundområdena utanför bäckmynningarna, utan även mindre öring som ej genomgått smoltifieringsprocessen har påträffats inom dessa områden. Vattendragens saltvattenpåverkade delar och mynningsområdena är bl a på grund av funktionen som näringsrika uppväxtområden mycket värdefulla biotoper för havsöring och bör ha ett starkt skydd mot exploatering.

## Kalkningseffekter på öringbeståndet

Elfiskeresultatet tyder på att det före kalkning och de första åren efter kalkning inte på långt när var optimala besättningstätheter inom vattendraget. När sedan de vattenkvalitetsmässiga förhållandena förbättrades och föryngringen började fungera normalt inom hela vattendraget fanns det initialt utrymme för fler fiskar inom hela vattendraget. Successivt ökade beståndet tills de nya förutsättningarna begränsade en ytterligare ökning. Senare års variationer i beståndstätheter på de elfiskade lokalerna, då försurningspåverkan har varit liten, borde kunna förklaras av mer normala mellanårsvariationer.

På den nedre elfiskelokalen (Mynningen) var tätheten av årsungar förhållandevis hög även före kalkning, medan förekomsten av äldre ungar var betydligt lägre jämfört med nuvarande tätheter. Med undantag för 1979 ökade inte tätheterna av tvåsomrig öring i någon större omfattning de första åren efter kalkning på den nedre lokalen. De sura förhållandena före kalkning minskade troligen överlevnaden från årsungar till tvåsomrig

öring (Lundh 1981). Efter den första kalkningen, som endast utfördes i Stora Skarsjön och med en förhållandevis låg giva, kan man anta att Tjöstelserödsbäcken återförsurades förhållandevis snabbt (Figur 3). Denna otillräckliga kalkningseffekt kan vara en förklaring till varför tätheten av äldre öringungar fortfarande var förhållandevis låg de första åren efter kalkning. År 1978 omkalkades Stora Skarsjön med en dubbelt så hög kalkgiva jämfört med den första kalkningen 1975. Inte heller denna kalkning var tillräcklig för att få en acceptabel långtidseffekt, men det är ändå tänkbart att den relativt höga tätheten av äldre öringungar som erhöles 1979 var ett resultat av en förbättrad vattenstatus som följd av denna kalkning.

De mer storskaliga och intensifierade kalkningsinsatserna som inleddes 1982 har ur försurningshänseende skapat en betydligt bättre vattenkemi i Tjöstelserödsbäcken. Därigenom har det skapats bättre förutsättningar för öringproduktion och de genomförda elfiskena visar på en positiv utveckling av beståndstätheterna. Fr o m 1983 har den skattade tätheten av äldre öringungar på lokal Mynningen inte varit lägre än 100 öringar per 100 kvadratmeter vid något fisketillfälle. Under våren 1984 och 1986 uppträdde kortare perioder med mycket låga alkalinitetsvärden i Tjöstelserödsbäcken (Figur 4). Några påtagliga förändringar av beståndstätheterna som direkt kan kopplas samman med dessa tillfälliga surstötter har inte kunnat utläsas av elfiskeresultatena.

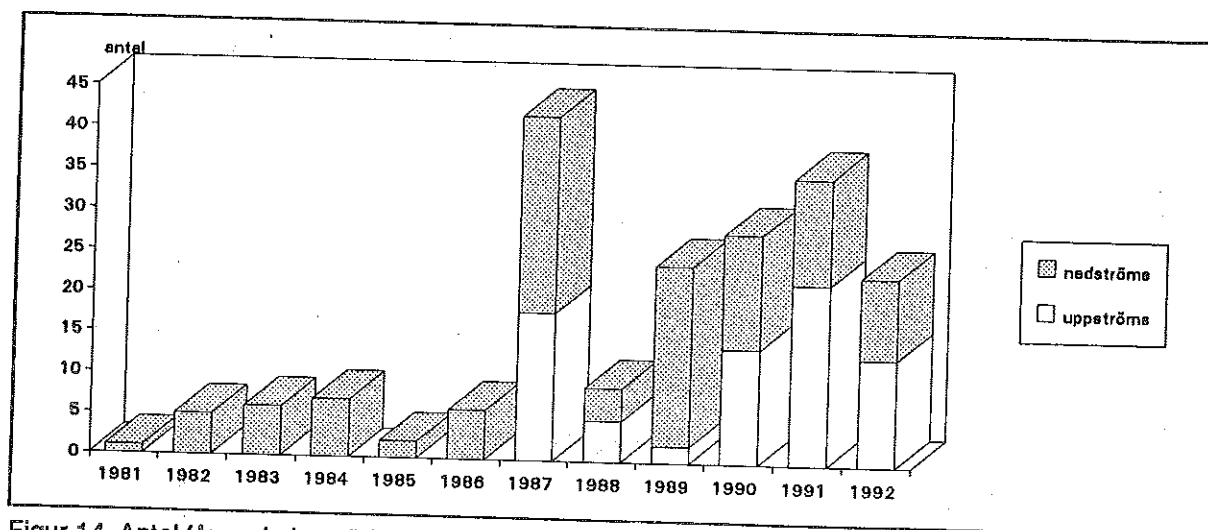
Det finns även andra mer eller mindre försurningsrelaterade faktorer som kan förklara varför öringtätheterna inte ökade mer momentant efter kalkning.

- Många av öringens näringsorganismer är mycket försurningskänsliga. En längre tids försurningspåverkan har sannolikt haft negativa konsekvenser på bottenfaunasamhället och därmed begränsat öringens näringutbud.
- Lekpopulationen av havsöring kan ha varit liten pga en begränsad smoltutvandring och med en alltför låg lekpopulation har inte optimala besättningstätheter varit möjliga.
- En hög andel strömlevande öring före och de första åren efter kalkning har sannolikt svarat för ett betydande konkurrens- och predationstryck på nyrekryteringen.

## Havsöringsuppvandringen

Vid tolkning av elfiskeresultat saknas oftast uppgifter om lekpopulationens storlek. Besättningstätheten i ett vattendrag är bl a avhängig lekaktivitetens storlek, dvs antalet lekande öringar och hur stora öringarna är. Enda möjligheten att få ett säkert mått på lekpopulationen är att i en fälla fånga och räkna uppvandrande öring. Detta förfarande är oftast kostsamt och tidsödande.

Hur har lekpopulationen varierat i Tjöstelserödsbäcken? Har havsöringen passerat det första vandringshindret som är beläget ca 400 meter uppströms mynningen? Dessa är några intressanta frågeställningar i tolkningen av öringbeståndets utveckling.



Figur 14. Antal fångade havsöringar >30 cm vid respektive fiskeår på lokalerna nedströms och uppströms första vandringshindret.

Genom en tillbakablick på antalet upp-  
vandrande havsöringar som fångats respekti-  
ve år kan viss information om lekpopulatio-  
nen erhållas (Figur 14). Från och med 1985  
bedrevs elfisken på 26% av den totala arealen  
mellan mynningen och elfiskelokal Gården,  
fördelade på två lokaler nedströms och fyra  
lokaler uppströms det första vandringshin-  
dret. Innan dess utfördes elfiskena på ett fär-  
re antal lokaler. Fram till 1987 hade inte en  
enda havsöring större än 30 cm fångats upp-  
ströms nämnda vandringshinder. Antalet lek-  
öring nedströms vandringshindret under pe-  
rioden 1981-86 varierade mellan 1 och 7  
stycken. Trots det förhållandevis låga antalet  
borde det fångats någon havsöring uppströms  
vandringshindret om detta hade varit passer-  
bart. Med utgångspunkt från ovanstående är  
det troligt att vandringshindret i det närmas-  
te var definitivt. En annan förklaring varför  
inte havsöring hade påträffats uppströms  
kan vara att lekpopulationen var så liten att  
vandringsbenägenheten till områden upp-  
ströms hindret var låg. Om vandringshindret  
var definitivt eller om den totala havsöring-  
uppvandringen före 1987 var liten, hade  
öringbeståndet uppströms karaktären av ett  
strömlevande öringbestånd. Det finns indika-  
tion att så var fallet, exempelvis hade lokal  
Ankdammen en mycket hög andel ström-  
levande adulta öringar inom ålderskategorin  
"tvåsomrig + äldre öringar" under perioden  
1985-87, medan andelen under perioden  
1988-92 var betydligt lägre.

Vid elfisket 1987 fångades ett mycket  
stort antal vuxna havsöringar (42 stycken).  
Av dessa påträffades 18 uppströms vand-  
ringshindret (Figur 14). Den mycket höga  
tätheten av årsungar på lokalerna uppströms  
hindret hösten 1988 kan sannolikt kopplas  
samman med den stora uppvandringen av  
havsöring föregående höst. Elfiskeresultaten  
från 1989 tyder på att havsöringen detta år  
hade svårigheter att passera det första vand-  
ringshindret. Trots att antalet lekvandrande  
havsöringar var stort på lokalerna Mynning-  
en och Trumman fångades endast två havs-  
öringar uppströms vandringshindret. Elfiske-  
resultaten från 1990-92 visade på en stor fö-  
rekomst av lekvandrande havsöring upp-  
ströms vandringshindret och man kan kon-  
statara att åtgärderna som genomfördes un-

der förhösten 1990 för att främja havsöring-  
ens uppvandring har varit lyckade.

Kan vi få någon uppfattning om lekpopu-  
lationens storlek? Under 1990-92 fångades  
årligen 23-35 havsöringar större än 30 cm på  
elfiskelokalerna. Hade de ofiskade sträckorna  
mellan mynningen och elfiskelokal Gården en  
besättningstäthet i samma storleksordning  
så skulle antalet leköringar vara 86-132 på  
hela sträckan (2 700 kvm). Det är troligt att  
inte all lekfisk befann sig samtidigt i vatten-  
draget, utan med stor sannolikhet steg även  
en del lekfisk senare. Det är även möjligt att  
en del lekfisk har passerat fisktrappan upp-  
ströms lokal Gården. Med utgångspunkt av  
ovanstående resonemang är det inte omöjligt  
att en ordinär lekpopulation är drygt 150 fis-  
kar, men antalet kan vara större. Jörlanda-  
ån, Stenungsunds kommun, som har betyd-  
ligt längre sträckor med lek- och uppväxtom-  
råden, har ett uppsteg av 200-300 lekfiskar  
per år. I Anråseå, Stenungsunds kommun, är  
enligt en vattendragsinventering (Martinsson  
1991) ca 8.8 hektar lek- och uppväxtområde  
tillgängliga för havsöring. I Anråseå strax  
uppströms mynningen räknas uppstigande  
havsöring och utvandrande smolt. Som mest  
har ca 4 000 uppstigande havsöringar per år  
räknats (1966 och 1988), men vanligen har  
antalet räknade öringar varit 1 000-2 000 per  
år. Ett uppsteg av 4 000 fiskar i Anråseå ger  
en täthet på 4.5 fiskar per 100 kvadratmeter  
lek- och uppväxtområde, motsvarande för  
Tjöstelserödsbäcken med en uppskattad upp-  
vandring av 150 fiskar är 5.6 lekfiskar per  
100 kvadratmeter lek- och uppväxtområde.

Genom längdstrukturen på uppvandrande  
havsöring som fångats vid elfisken kan man  
få en viss, dock osäker, uppfattning om havs-  
öringpopulationens storleksfördelning. I elva  
bohuslänska vattendrag var medellängden på  
elfiskefångad havsöring under hösten åren  
1981-90 35 cm (n=319) och var tredje öring  
var över 40 cm (Höglind 1992). Även medel-  
längden på uppstigande havsöring på lokalerna  
Mynningen och Trumman i Tjöstelseröds-  
bäcken under perioden 1985-92 var 35 cm  
(n=139). I Tjöstelserödsbäcken var 27% av de  
fångade öringarna på de två nedersta lokalerna  
större eller lika med 40 cm. Antalsmässigt  
har fångsten av vuxen havsöring dominerats  
av förstagslekare och det är förhållande-

vis få elfiskade öringar som genomlevt mer än två sommarperioder i havet (Figur 12). Den 1 september 1992 höjdes minimimåttet på havsöring från 35 cm till 40 cm (FIFS 1992:23) och den tillåtna fisketiden under hösten förkortades med två veckor. Enligt nu gällande bestämmelser är havsöringen fredad från 15 september till sista februari. Det utökade minimimåttet och den förkortade fisketiden på hösten kommer sannolikt med tiden att ge en lekpopulation med flera stora fiskar, samt fler lekande fiskar. I syfte att öka skyddet på uppväxande havsöring under stipulerat minimimått kommer det att från 1 januari 1994 vara förbjudet att använda nät med 70-95 millimeters maskstorlek inom vattenområden med mindre djup än tre meter (FIFS 1992:23).

## Smoltutvandring

I en forskningsredogörelse (Bohlin 1984a) angavs att ca en tredjedel av hösttätheten av tvåsomrig öring i Norumsån, Stenungsunds kommun, utvandrade som smolt kommande vår. I samma redogörelse angavs att medelvärdet för överlevnaden av tvåsomrig öring till påföljande vår var ca 0.5 och för Norumsån emigrerade två tredjedelar av kvarvarande fisk som smolt. Utgående från att siffrorna från Norumsån har tillfredställande representativitet för Tjöstelserödsbäcken kan en grov uppskattning av smoltutvandringen göras. Om tätheten av ålderskategorin tvåsomrig öring på det 2 700 kvadratmeter stora området mellan mynningen och elfiskelokal Gården i genomsnitt är 1 500 fiskar enligt tidigare beräkningar utvandrar i storleksord-

ningen 500 smolt från denna vattendragssträcka, dvs 18 smolt per 100 kvadratmeter. Innan fri fiskväg skapades vid det första vandringshindret, som är beläget 400 meter uppströms mynningen, var smoltutvandringen betydligt lägre. Utgår man från att smoltproduktionen var så hög som 20 smolt per 100 kvadratmeter på den då tillgängliga sträckan utvandrade ca 100 smolt.

I Tjöstelserödsbäcken kan havsöringen numer även nyttja vattendragssträckor mellan Gården och det definitiva vandringshindret vid Silverfallet. Det naturliga vattenfallet beläget vid fundamenten till en äldre kvarn/såg uppströms Tjöstelseröds gård utgjorde tidigare ett definitivt vandringshinder. Under 1990 byggdes här en fisktrappa och samtidigt gjordes upprepningar av block och sten vid ett kvarnfundament ca 50 meter uppströms fisktrappan (hinder 3, se Figur 2). Ytterligare 300 meter uppströms fanns ännu ett definitivt vandringshinder, som utgjordes av en kvarndamm på en berghäll (hinder 4). Uppströms kvarndammen rinner vattnet 10-15 meter över en sluttande berghäll och på nedströmssidan rinner bäcken över en plan berg-häll på ca 3 meters längd. År 1990 öppnades bottenluckan i dammen och gjorde det möjligt för havsöringen att passera, men hindret är fortfarande mycket svårpasserbart. Ett åtgärdsförslag hur uppvandringen skall underlättats har utarbetats. Troligen är smoltutvandringen från vattendragssträckan uppströms fisktrappan vid Tjöstelseröds gård nu mycket begränsad, men med tiden kan säkert smoltutvandringen från den för havsöringen nyöppnade vattendragssträckan bli betydligt större.

## ERKÄNNANDE

Tack till Erik Degerman på Sötvattenslaboratoriet, Inge Lundh på Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län samt Lars Thorsson på Hushållningssällskapet i Göteborgs och Bohus län för kommentarer på manuskriptet

och god vägledning i arbetet. Även tack till Lennart Forsström och andra som varit behjälpliga vid fiskenas utförande samt Anette Kliren på Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län för genomförda vattenanalyser.



## LITTERATUR

- Almer, B. & M. Hanson. 1980.** Försurningseffekter i västkustsjöar. (English summary: Effects of acidification in west coast lakes of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 44 p.
- Bohlin, T. & B. Sundström. 1977.** Influence of unequal catchability on population estimates using the Lincoln index and the removal method applied to electrofishing. *Oikos* 28:123-129.
- Bohlin, T. 1984a.** Smoltproduktion och produktionsökologi i naturliga öringbestånd. Göteborgs universitet, Zoologiska Institutionen. 21 p.
- Bohlin, T. 1984b.** Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. (English summary: Quantitative electrofishing for salmon and trout - views and recommendations.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.
- Degerman, E., J-E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf. 1985.** Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på västkusten. (English summary: Occurrence of brown trout, Atlantic salmon and eel in small acidified watercourses on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 P.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand. 1990.** Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet nr 4.
- Hellman, D. 1991.** Fosfor och kväve i bohuslänska vattendrag. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, miljövårdsenheten nr 4. 29 p.
- Höglind, K. 1991.** Broälven - ett riksintresse för havsöring 1990. Länsstyrelsen och fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län, miljövårdsenheten nr 2. 34 p.
- Höglind, K. 1992.** Undersökningar i några av länets havsöringförande vattendrag. Elfisken och vattenkemi. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 143 p.
- Lundh, I. 1981.** Kalkningseffekter på öringbestånd i Tjöstelserödsån. (English summary: Effects of liming on the sea trout population in River Tjöstelserödsån.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 24 p.
- Lundh, I. 1985.** Öringundersökningar i Tjöstelserödsån. Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län.
- Lundh, I. & Forsström L. 1981.** Vattendragsbesiktning-Tjöstelserödsbäcken. Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län. Besiktningsprotokoll.
- Martinsson, A. 1991.** Anråseå. Fiskeribiologisk inventering 1991. Stenungsunds kommun och länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 54 p.
- Rammelid, L-O. 1988.** Miljööversikt vatten. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Uddevalla kommun.
- Thorsson, L. 1990.** Förslag på åtgärder för utökning av havsöringens reproduktionsområden i Tjöstelserödsbäcken, Uddevalla kommun. Hushållningssällskapet i Göteborgs och Bohus län.

---

## ENGLISH SUMMARY: STUDIES OF THE SEA TROUT (*SALMO TRUTTA*) POPULATION IN RIVER TJÖSTELSERÖDSBÄCKEN, A SMALL LIME-TREATED STREAM IN SOUTH-WEST SWEDEN

---

Tjöstelserödsbäcken is one of several small streams inhabited by sea trout and affected by acidification in south-west Sweden. Roach (*Rutilus rutilus*) disappeared from one of the largest head water lakes already in the end of the 1950's probably as a result of acidification. In the early 1970's, electro-fishing indicated, that trout reproduction failed in the upper parts of the stream. Liming in lakes was initiated in 1975, but re-acidification occurred rapidly. After additional wet land liming the water quality was stabilized from 1987 and onwards. Alkalinities below 0.1 meq./l has occurred only occasionally thereafter.

In the present report the results of electro-fishing between 1971 and 1992 are presented. Quantitative fishing was performed at seven stations. Two down stream locations were easily accessible by the sea trout, while before 1990 the others were accessible only during favourable conditions. In the autumn 1990 these partial migration obstacles were removed.

### Results

- Abundance of trout increased after liming to normal levels and with normal population fluctuations. Reproduction occurred in all parts of the stream.
- Trout reproduction responded successfully to the removal of migration obstacles.
- The outflow areas affected by salt water offered were good foraging localities for trout and probably important for growth and survival.
- Emigration estimate of smolts from Tjöstelserödsbäcken gave appr. 55 ind./year or 18 ind./m<sup>2</sup>.
- Mean length of returning adults was 35 cm between 1985 and 1992. 25% of these fish were >40 cm.
- Movements between different parts of the stream were extensive.

# VAD BETYDER FÖREKOMSTEN AV SJÖAR FÖR FISKFAUNAN I RINNANDE VATTEN?

Erik Degerman och Berit Sers

Fiskeriverket  
Trädgårdsgatan 13, 702 12 ÖREBRO

---

## SAMMANFATTNING

---

Sjöarna i ett vattensystem har en stor inverkan på vilka fiskarter som förekommer i omgivande vattendrag. Denna inverkan studerades på ett material av 3 281 elfiskelokaler från hela landet. Sjöarna fyller flera viktiga funktioner för fiskfaunan i vattendragen. De fungerar som värmebuffert, kolonisationskälla och refugium (vintertid). Dessutom utgör de en näringskälla samt modererar vattenföring och vattenkvalitet. Förekomsten av gädda, lake, mört och abborre var högre på

elfiskelokaler nära sjöar, både upp- och nedströms sjön, jämfört med lokaler längre från sjöar. Samtidigt var förekomsten av öring, simpor, elritsa och harr lägre nära sjöar, men ökade på avstånd från sjöarna. Det föreslås att detta var en effekt av att de 'sjölevande' arterna är betydelsefulla predatorer (gädda, lake) och framgångsrika konkurrenter (mört) som minskar förekomsten av de predationskänsliga laxfiskarna och den konkurrenssvaga elritsan (och eventuellt simporna).

## INLEDNING

Man delar i regel in ett vattensystem i sjöar och vattendrag, men dessa begrepp är något relativt. Vem kan alltid säga var en sjö slutar och vattendraget börjar? Fundamentalt är vattnets omsättningstid (eller om man så vill vattenhastighet), från flera tiotals år i vissa vatten till tiondels sekunder ( $1 \cdot 10^{-9}$  år) i forsar. Allt i en glidande övergång. Sjöarna och små vattendrag är oftast en produkt av den senaste nedisningen. Successivt försvinner de och större vattendrag kommer alltmer att dominera landskapet. I dessa flytande övergångar måste vi vara flexibla och inte strikt låsa oss till fasta begrepp. Varje punkt i ett vatten beror av dess andra delar, framför allt uppströms men även nedströms. Vattenkvalitet och fauna i en punkt beror av vattenkvaliteten uppströms, oavsett om detta definieras som en sjö eller ett vattendrag. På samma sätt kan vatten nedströms påverka faunan uppströms genom uppvandring av arter.

'Sjöar' påverkar vattendragens fauna på flera sätt. De fungerar som;

- Värmebuffert (Macan 1974, Walker 1979).
- Vattenkvalitets- och vattenföringsmoderator (Lowe 1979, Petts 1984)
- Näringskälla för vattendraget nedströms (Müller 1954a,b, Ulfstrand 1968, Hynes 1970).
- Kolonisationskälla och refugie (Petts 1984).
- Sedimentationsbassäng (Hannan 1979, Gibson et al. 1984).

Att sjöar befrämjar en bättre vattenkvalitet, främst genom att de minskar försurningsstress, samt dämpar flödesvariationer, vilket påverkar fiskfaunan i vattendrag, är också känt (Degerman et al. 1986, 1987). Sjöars eventuella funktion som näringskälla är dock inte belyst här, men den är känd från studier av bottenfauna (Müller (1954a) talar om en 'lake effect', Müller (1954b) om 'Seeausflussbiocönose'). Norska studier har även visat på högre tätheter av öring nedströms sjöar i Vossälven, samtidigt som knottlarver, nätbyggande nattsländor och djurplankton var viktigare inslag i födan hos öring nedanför,

jämfört med ovanför sjön (Haraldstad et al. 1987). Müller (1954c) menade att temperaturförändringen genom norrländska sjöar kunde skapa ett annat fisksamhälle nedströms sjön än vad som skulle förekommit utan sjön.

De fem funktioner sjöar har för vattendrag (se ovan) manifesteras i vattendragens fiskfauna. Degerman & Sers (1992) delade därför in vattendragens fiskfauna i fyra huvudgrupper (assemblages); källflödesfauna, strömfauna, anadrom strömfauna samt sjöfiskfaunan. Den sista uppträder i anslutning till sjöar och större selområden. I sjöfiskfaunan ingår de viktiga predatorerna gädda och lake, vilka båda minskar tätheten av öring i vattendrag (Degerman & Sers 1993). Sedan länge är det också känt hur sjöar eller dammar på vägen mot havet minskar överlevnaden hos utvandrande smolt av havsöring och lax, främst genom predation från gädda och lake.

Liksom faunan i vad vi kallar ett vattendrag påverkas av förekomsten av sjöar, så kan sjöarnas fauna påverkas av vattendragen. Främst genom att vattendragen är migrationsleder. Undersökningar av ett 40-tal isolerade isgropssjöar i Rogenområdet, Härjedalen, visade hur sjöar med vattendrag hade en annan fiskfauna (elritsa, lake, öring) än sjöar som saknade vattendrag (abborre, mört, gädda) (opubl.). Liknande resultat har påvisats i nordamerikanska sjöar i Wisconsin, USA (Tonn & Magnusson 1982).

Flera arter kan utnyttja både sjöar och vattendrag beroende på de lokala förhållandena. Lake leker oftast vintertid på relativt grunt vatten i sjöar, men kan också vandra ut i vattendrag för sin lek (Nikolskii 1954). Vissa populationer av harr i Trysilälven visade sig vid märkningsförsök övervintra i sjöar eller större sel för att sedan lek- eller näringsvandra ut i vattendrag under våren (Andersen 1968). Näslund (1991) har visat hur sjölevande juvenil röding vid Storlien under sommaren migrerade ut i vattendrag för födosök, troligen som en följd av för stor konkurrens i

sjön. Efter en kortare tid eller, om de hamnat i produktiva habitat, efter sommaren återvandrade de ned till ursprungssjön. På liknande sätt har det visat sig i ett fall att en expanderande mörtpopulation i en sjö successivt utnyttjade vattendragen alltmer (Degerman et al. 1990). Mört kan ibland förekomma i ganska snabbt rinnande vattenpartier och är framför allt duktig på att hoppa över hinder uppströms (ca 3-4 dm), vilket lätt kan observeras när mörtan lekvandrar upp i vattendrag på våren. Mört har också observerats uppsöka vattendrag på hösten (muntl. medd. S.F. Hamrin), men orsaken till detta är inte klar. Gädda har också visat sig företa kortare födovandringar upp i de strömmande inloppsdelarna av ett kraftverksmagasin för att komma åt öring, för att sedan snabbt vandra ned i lugnare vattenavsnitt igen (Gönczi et al. 1985). Även vid extrema temperaturer kan fisk tillfälligt vandra ut från sjöar till kallare vattendrag uppströms (Elson 1942). Sammantaget kan konstateras att flera svenska

insjöfiskar kan utnyttja vattendrag för lek och migration. Tillfälligt kan också flera normalt sjölevande arter uppehålla sig i vattendrag, speciellt om sjöpopulationen är stor och/eller födobrist uppstår eller extrema fysikaliska förhållanden föreligger. Detta medför att liksom det ibland är svårt att särskilja sjöar och vattendrag kan det vara lika svårt att klassificera en fiskart som sjölevande eller vattendragslevande. Allt är en gradient av olika habitat och vid lektid eller andra extrema förhållanden (låg vattenföring, hög temperatur, födobrist) kan den enskilda fisken uppträda i miljöer där den vanligen inte uppehåller sig.

Föreliggande studie har syftat till att utgående från Fiskeriverkets Elfiskeregister (Sers & Degerman 1992) studera samband mellan förekomst av sjöar samt avståndet till sjön och vattendragens fiskfauna. Avsikten är att belysa fenomenet och inte att direkt försöka klarlägga de bakomliggande orsakerna.

## MATERIAL OCH METODER

Inrapporterade elfiskelokaler kompletterades med uppgifter om lokalens altitud, avståndet från upp- resp nedströms liggande sjö, avrinningsområdets storlek uppströms lokalen, andelen sjö inom avrinningsområdet från topografiska kartor. Beräkningar av tätheterna för resp art gjordes med hjälp av Zippin-beräkningen (Bohlin 1984). På elfiskelokaler där endast ett fiske utförts eller där det inte varit möjligt att använda Zippin-beräkningen användes skattade medelvärden för fångst-effektiviteten (ur elfiskeregistret) för resp art (Sers & Degerman 1992). Tätheten av fisk (abundansen) är angiven i antal individer per 100 m<sup>2</sup>. I analyserna har använts de logaritmerade abundansvärdena ( $\text{Log}_{10}(\text{abundans}+1)$ ) för att normalisera värdena.

Uppgifterna lagras i databasprogrammet dBaseIV. Registret består av fyra relaterade databaser som kopplas med X- och Y-koordinaterna (enl RAK-systemet) för elfiskelokalen samt provfiskedatum.

I databasen har hittills 2 500 elfiskelokaler och 3 281 elfisketillfällen registrerats. Elfiskelokalernas altitud låg mellan 1 och 950 m ö h (medel 236 m ö h). Avrinningsområdet uppströms lokalerna var i medeltal drygt 100 km<sup>2</sup> och andelen sjö inom avrinningsområdet var i medeltal mellan 5-10%. Vattendragsbredden var mellan 0.5 och 175 m (medel 8.0 m). Maxdjupet på de undersökta lokalerna var mellan 0.1 och 3 m (medel 0.65 m) medan medeldjupet var mellan 0.03 och 2.6 m (medel 0.27 m). På 8% av de undersökta elfiskelokalerna fångades ingen fisk alls.

Uppgifter från samtliga registrerade vattendrag har använts i analyserna nedan. Något urval av vattendrag eller lokaler har inte skett. Eftersom elfiskena i landet ofta genomförs för att studera reproduktion av laxfisk

medför detta att urvalet av vatten naturligt blir skevt mot sådana som hyser laxfisk resp mot lokaler med strömmande-forsande karaktär.

Studien har inriktats på åtta av de vanligaste förekommande fiskarterna vid elfisken i rinnande vatten; abborre, mört, gädda, lake, öring, elritsa samt simpor. Eftersom cirka hälften av alla noteringar om simpa i registret inte förts till art (sten- eller bergsimpa) så har dessa båda arter slagits ihop och benämns nedan 'simpor'.

Förekomst av årsungar registreras i elfiskeregistret enbart för laxartad fisk, men min- och maxlängder för fångade arter registreras. För att belysa förekomsten av ungar (rekrytering och reproduktion) har för lax-

artad fisk direkt använts förekomsten av årsungar, medan längd under 40 mm för simpor och elritsa ansetts indikera rekryteringsområden. För lake och gädda har längder under 100 mm använts, för abborre och mört längder under 60 mm.

Elfiskelokalernas avstånd till sjöar upp- resp nedströms delades in i sex relativt likstora grupper; 0-0.5 km till sjön, 0.5-1 km, 1-2 km, 2-3 km, 3-5 km och mer än 5 km.

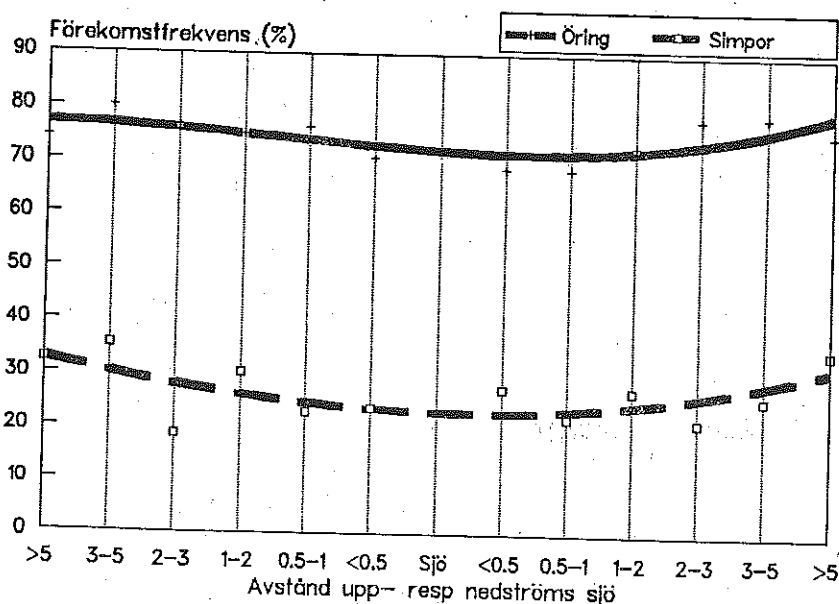
Dessutom gjordes en indelning där lokaler inom 1 km både från sjöar upp- resp nedströms sattes till en grupp (sjöpåverkade), lokaler 1-3 km från sjöar både upp- och nedströms benämndes 'intermediära' samt lokaler utan sjöar eller med sjöar på minst 5 km avstånd kallades 'sjölösa'.

## RESULTAT

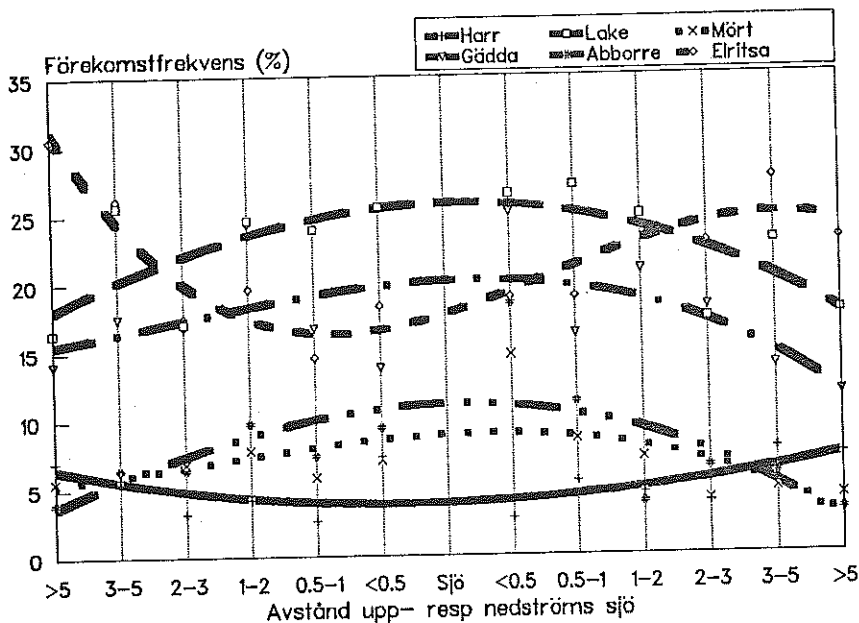
### Förekomst av de vanligaste fiskarterna

Förekomsten av de vanligaste fiskarterna sattes i relation till avståndet från sjöar. Därvid framkom att öring förekom på ungefär 70-80% av alla undersökta lokaler oavsett avståndet till sjöar upp- eller nedströms. En

tendens fanns till att öringförekomsten uppströms sjön var större längre bort från sjön (ANOVA,  $p=0.03$ ), samt på motsvarande att öringförekomsten var något lägre omedelbart nedströms sjön (ANOVA,  $p=0.001$ ) (Figur 1). Samma tendens förelåg för gruppen simpor (ANOVA,  $p<0.001$  resp  $p<0.001$  båda med dominerande substrat som signifikant covariat).



Figur 1. Förekomstfrekvens (andel lokaler som en art förekom på) av öring och gruppen simpor avsett mot avståndet upp- resp nedströms sjöar. Kurvorna är kubiskt anpassade.

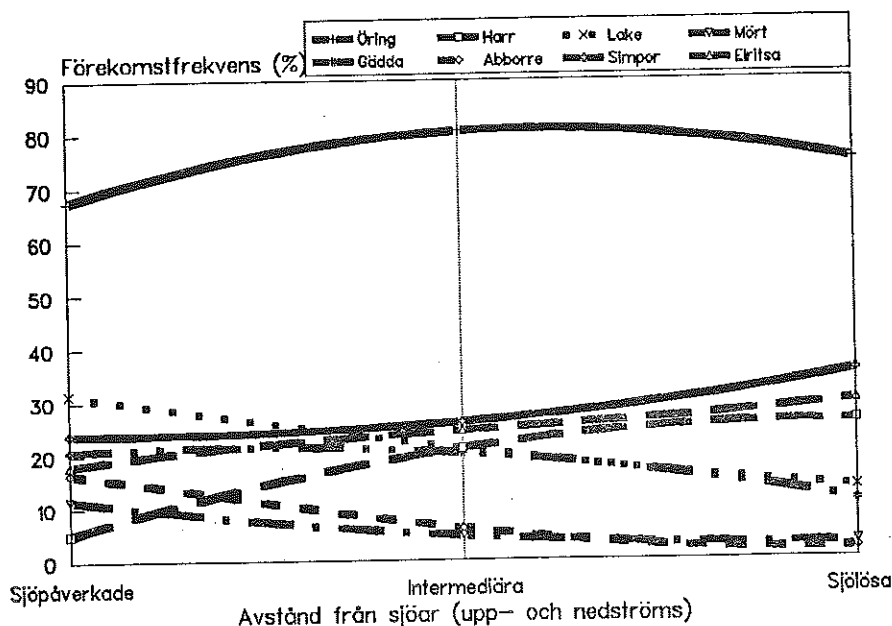


Figur 2. Förekomstfrekvens (andel lokaler som en art förekom på) av harr, lake, mört, gädda, abborre och elritsa avsatt mot avståndet upp- resp nedströms sjöar. Kurvorna är kubiskt anpassade.

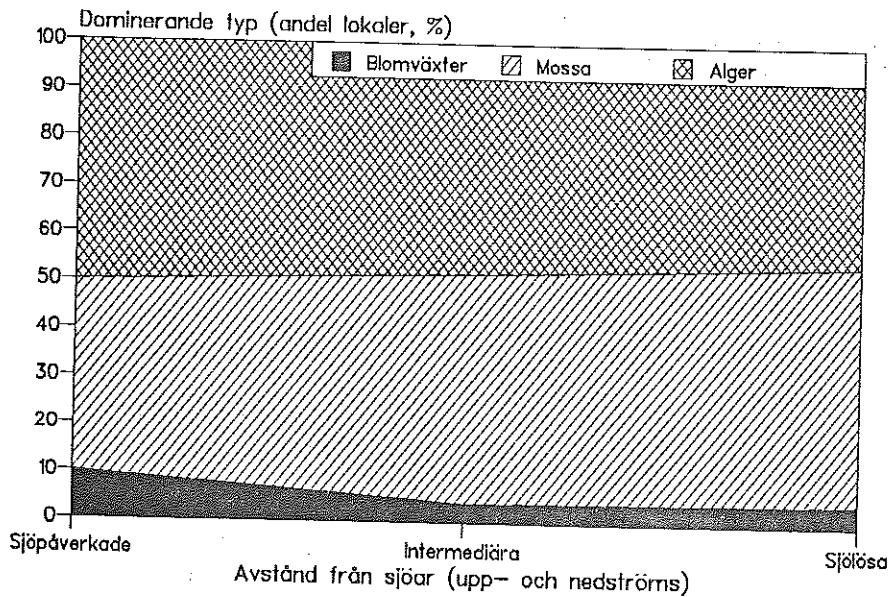
Fiskar som anses tillhöra sjöfisksamhället (gädda, abborre, mört och lake) uppvisade dock ett motsatt mönster med högre förekomstfrekvens nära sjöar och minskad förekomst på elfiskelokaler längre bort från sjöar (Figur 2). Förekomsten av gädda, abborre och lake var signifikant skild mellan lokaler på olika avstånd ned- resp uppströms sjön (ANOVA, samtliga  $p < 0.001$  med dominerande substrat som signifikant covariat). Mört uppvisade inte någon signifikant skillnad med avseende på avstånd till sjön nedströms, men däremot till sjön

uppströms (ANOVA,  $p < 0.001$ ). Elritsa och harr följde mönstret för öring och stensimpa, dvs de var rikligare förekommande längre från sjöar (Figur 2, Harr=ANOVA med dominerande substrat som signifikant covariat,  $p < 0.01$ , Elritsa=ANOVA,  $p < 0.001$ ).

Mönstret ovan bekräftas vid en jämförelse av fiskfaunan på lokaler klassificerade som 'sjöpåverkade', dvs inom 1 km från sjöar både upp- och nedströms, 'intermediära' samt 'sjölösa', dvs lokaler utan eller minst 5 km från sjöar upp- resp nedströms (Figur 3).



Figur 3. Förekomstfrekvens (andel lokaler som en art förekom på) av öring, simpnor, harr, lake, mört, gädda, abborre och elritsa avsatt mot avståndet upp- resp nedströms sjöar. Elfiskelokalerna har klassats som sjöpåverkade, intermediära och sjölösa. Kurvorna är kubiskt anpassade.



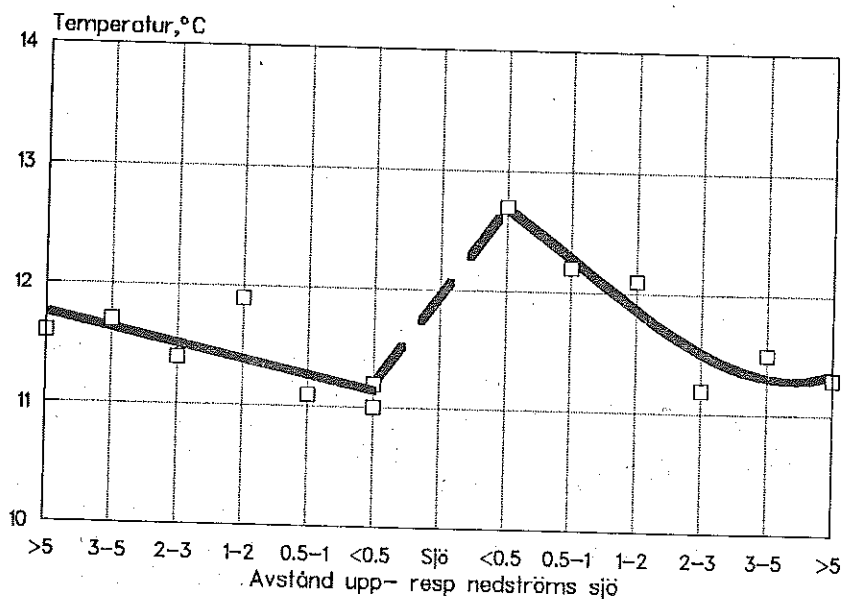
Figur 4. Dominerande undervattensvegetation på elfiskelokaler betecknade som sjöpåverkade, intermediära resp sjölösa (se metodik).

Mellan dessa tre klassificeringar av lokaler förelåg signifikanta skillnader i förekomstfrekvens hos öring, lake, mört, gädda, abborre och elritsa (ANOVA,  $p < 0.01$ ), medan harr endast uppvisade en svag sådan tendens ( $p = 0.066$ ).

Trots att förekomsten av olika fiskarter uppenbarligen hade ett samband med avståndet till sjöar hade artantalet inte det (ANOVA, med vattendragsbredd som covariat). Med andra ord förekom i medeltal lika många fiskarter nära som längre från sjöar (medeltal 2.2 arter).

Skillnader i förekomstfrekvens runt sjöar behöver inte bero på sjön i sig utan kan vara

kopplade till andra faktorer som har med sjön att göra. Effekten av skillnader i bottensubstrat (och därmed indirekt vattenhastighet) har redan tagits hänsyn till ovan. Exempelvis skulle vattendragen kunna vara lugnare, vattendragsbredden större, vattendragets djup och vegetation annorlunda. Dessa olika faktorer jämfördes på samma sätt som skett för fiskfaunan, dvs inom de olika grupper som bildas av avståndet till sjön. Vattendragets bredd, djupförhållanden och bottenpografi skilde inte med avseende på avståndet till sjöar upp- eller nedströms. Däremot förelåg signifikanta skillnader i dominerande undervattensvegetation i de tre klasserna 'sjöpåver-



Figur 5. Medelvattentemperatur på elfiskelokalen avsatt mot avståndet till sjöar.



kade', 'intermediär' resp 'sjölösa' (ANOVA,  $p < 0.01$ ). Närmare sjöar var alger vanligare som dominerande vegetation, medan mossor var vanligare som dominerande vegetation längre från sjöar. Medan alger dominerade 50% av sjöpåverkade lokaler, sjönk deras dominans till 45% på sjölösa, samtidigt som mossor ökade från 41% till 50% (Figur 4).

Även vattentemperaturen skilde mellan 'sjöpåverkade' lokaler jämfört med grupperna 'intermediära' resp 'sjölösa'. Denna skillnad var signifikant även med hänsyn taget till provfiskeår och datum (ANOVA med covariat år och datum,  $p < 0.001$ ). I medeltal var temperaturen 1.1 °C högre på 'sjöpåverkade' lokaler jämfört med 'sjölösa'. Vattentemperaturen följde inte mönstret för fiskarnas utbredning runt sjöar i och med att temperaturen var lägre ovanför och högre nedanför sjöarna - en genomsnittlig temperaturökning genom sjöarna på 1.5 °C (Figur 5). Detta är en effekt av att elfisken i regel utförs under hösten då vattendragen kylts av medan sjöarna har magasinerat värmen.

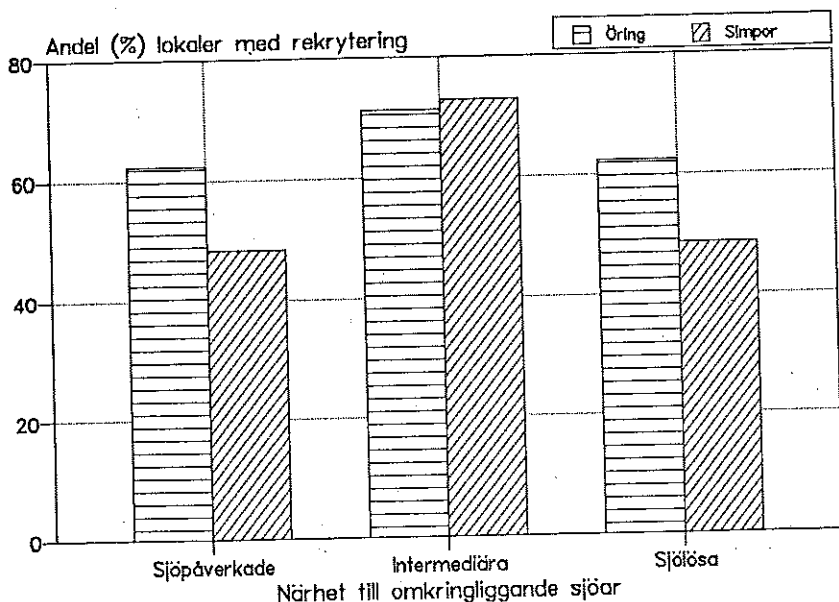
## Olika fiskarters täthet (abundans)

Generellt förelåg få signifikanta samband mellan den logariterade tätheten av olika fiskarter och avståndet till upp- resp nedströms sjöar. Abundansen av lake och mört minskade signifikant med elfiskelokalens avstånd från nedströms sjö (linj. reg.  $p < 0.01$ ).

Abundansen av abborre minskade med lokalens avstånd från uppströms sjö ( $p < 0.01$ ), medan inget samband förelåg med avståndet från nedströms sjö. Elritsa uppvisade ingen korrelation till elfiskelokalens avstånd till uppströms sjö, men däremot en positiv korrelation med avståndet till nedströms sjö ( $p < 0.001$ ), dvs elritsa uppvisade högre tätheter ju längre det var ned till närmaste sjö. Ingen korrelation förelåg mellan tätheten av öring, stensimpa, gädda resp harr och elfiskelokalens avstånd till sjöar.

## Rekryterings- /reproduktionsområden

Eftersom flera arter reproducerar sig i sjöar och de yngre individerna sedan vandrar ut i vattendraget används nedan termen rekrytering genomgående för reproduktion och rekrytering av unga individer till vattendraget. Förekomsten av årsungar av öring var på de lokaler där arten förekom vanligare på lokaler på intermediärt avstånd från sjöar (71%) jämfört med 'sjöberoende' (62%) resp 'sjölösa' (62%) (ANOVA,  $p = 0.012$ ). Gruppen simpor, på de lokaler där de förekom, hade likaledes oftare rekrytering på intermediärt avstånd från sjöar, jämfört med 'sjöberoende' och 'sjölösa' lokaler (ANOVA,  $p < 0.001$ ) (Figur 6). Elritsa, gädda, abborre, lake och mört uppvisade ingen skillnad i rekrytering mellan lokaler på olika avstånd från sjöar.



Figur 6. Förekomst av rekrytering av ungar av öring resp 'simplor' på de lokaler där resp art förekom, avsatt i förhållande till elfiskelokalens närhet till sjöar.

## DISKUSSION

Elfiskelokalens avstånd till sjöar företedde få samband med abundansen eller rekrytering av de åtta undersökta fiskarterna. En bidragande orsak till utfallet kan vara att elfiske-material från hela landet har jämförts i denna studie. Stora skillnader föreligger ju i fisktäthet och rekrytering pga klimatet (Sers & Degerman 1992). Således kan andra övergripande faktorer vara viktigare än avståndet till sjöar, även om avståndet till en sjö lokalt eller regionalt har betydelse. Uppenbarligen har dock förekomsten av sjöar (Sers och Degerman 1992) samt avståndet till sjön (denna studie) stor betydelse för förekomsten av samtliga åtta undersökta arter.

Sjöar är viktiga för fiskfaunans utformning. Utav de fem funktionerna som en sjö kan ha för ett vattendrag (se inledningen) har de enkla analyserna här påvisat åtminstone sjöns funktion som värmebuffert samt sjöns funktion som en källa för kolonisation av vissa arter.

Det är högst troligt att det mönster i fiskarternas förekomst kring sjöar som påvisades beror av biologiska interaktioner. Sjöarterna, gädda, abborre, mört och lake uppehåller sig närmast sjön. Gädda och lake är viktiga fiskpredatorer och minskar tätheten av öring (Degerman & Sers 1993) och troligen även tätheten av dess laxfisksläkting harren. Elritsa och simpur uppträdde också mindre frekvent i anslutning till sjöar. Elritsa anses konkurrenssvag (Saltveit & Braband 1991) och har i sjöstudier antagits vara underlägsen mört i konkurrens (Degerman & Nyberg 1987). Simpurer har sällan visats vara känsliga för biotisk interaktion (Sers & Degerman 1992) och produktionen av öring har i engelska studier befunnits vara lika stor oavsett om simpur förekommit eller ej (Williams & Harcup 1986). Den något minskade förekomsten av simpur i områdena kring sjöar antyder dock möjligheten att biotisk interaktion minskar deras förekomst.

För hypotesen att biotisk interaktion ligger bakom detta mönster talar också att ar-

ternas utbredning var likartad upp- resp nedströms sjöar. Hade det varit sjöns funktion som näringskälla, vattenkvalitets- och vattenföringsmoderator eller värmebuffert som orsakat skillnaderna i fiskförekomst hade det förelegat skillnader mellan vattendraget ovan resp nedanför sjön, dvs skillnader utefter flödesriktningen. Istället förelåg den ändrade artförekomsten i en zon kring sjön. Storleken på denna zon bestäms troligen av hur långt sjöfiskarna kan vandra. Inom detta område kan de minska förekomsten av de predationskänsliga laxfiskarna och troligen konkurrera framgångsrikt med andra arter. Speciellt under lågvattenperioder med lägre vattenhastighet tycks 'sjöfiskar' som mört vandra ut i vattendragen (Degerman et al. 1990).

Möjligheten att sjöar är värdefulla även för de vattendragslevande fiskarna framskymtade i och med att rekryteringen av öring och simpur var större på intermediärt avstånd från sjöar (1-3 km) jämfört med nära resp på långt avstånd från sjöar. För öring kan detta naturligtvis bero på att sjölevande öring ofta leker nära sjöar. Simpurer däremot har inte rapporterats företa vandringar i vattendrag och skulle alltså inte direkt gynnas av närheten till sjöar. Här kanske istället en 'sjöeffekt' föreligger. Således, närmast sjön är effekten av konkurrens och predation starka, men på ett något större avstånd kan även biotiskt svagare arter dra nytta av sjöarnas näringseffekt.

Det bör noteras att medan förekomsten av gädda, lake och mört var ungefär lika stor upp- resp nedströms sjöar, så tenderade abborre att ha högst förekomst omedelbart nedströms sjön (18% av lokalerna inom 500 m nedom, jämfört med 8% inom 500 m uppströms). Detta torde vara en effekt av att abborre är sämre på att leva i eller vandra mot högre vattenhastigheter.

Det skall återigen betonas att resultaten ovan utgör en direkt analys av elfiskeuppgifter från hela landet. Om man hade delat upp

materialet i vattendrag med sjöar som saknar resp hyser sjöfisksamhället (gädda, aborre, mört och lake) skulle resultatet säkerligen blivit annorlunda. Sjöar med enbart öring (möjligen även elritsa och harr) kanske har en annan (mindre?) inverkan på omgivande vattendrags fiskfauna. Möjligt är dock att vuxen öring övertar gäddans och lakens roll som predator. Elritsans utbredning skulle säkert påverkas. I slättlandspartier med många sjöar med rika bestånd av mört saknas ofta elritsa helt, exempelvis i Uppland. Troligtvis övervintrar elritsa i sjöar eller lugna sel och missgynnas därför i regioner med rika vitfiskbestånd i sjöarna.

Förekomsten av trådgrönalger var rikare i sjörika system jämfört med sjöfattiga, vilket kan vara en effekt av att grönalger liksom blomväxter i vattendrag tycks gynnas av högre temperaturer (Degerman et al. 1992). Detta skulle dock också kunna vara en effekt av att atmosfäriskt deponerat kväve på sjöytan inte tas upp till fullo av växterna i sjön utan förs ur sjöarna. Grönalger anses speciellt kvävegynnade. Om det luftburna kvävet istället faller över mark kommer kvävet att bindas i vegetation och mark och inte föras ut i vattendragen i samma utsträckning. Härigenom skulle 'sjölösa' vattendrag ha en något lägre dominans av grönalger. I försurade områden läcker kväve även från marken och vattendragen kan växa igen av grönalger (Herrmann et al. 1993). Självklart kan även

spridning av alger från sjön spela in.

Sjöars inverkan på fiskfaunan i rinnande vatten får flera direkta konsekvenser vid etablering eller rivning av dammar och trösklar. Tillskapande eller borttagande av sjöliknande partier i ett vattendrag kommer att påverka fiskfaunan i ett område på flera kilometer ut efter vattendraget, såväl upp- och nedströms.

Indirekt får sjöars inverkan på fiskfaunan i rinnande vatten konsekvenser vid val av elfiskelokal. Oftast diskuterar man provtagningsmetodik, val av elfiskeaggregat, avfiskad yta samt t ex antal upprepade fisken som bör utföras vid en elfiskestudie. Det är dock inte djärvt att hävda att större vikt bör läggas vid valet av lokaler i vattendraget. Bottenstrukturer och avstånd till sjöar är absolut faktorer som man skall ta hänsyn till. Detta gäller då även vid utvärdering där man ofta tenderar att överdriva betydelsen av mikro- och makrohabitat i förhållande till meta- och superhabitat. De sistnämnda två speglar avrinningsområdets karaktär (t ex sjöförekomst) resp regionens karaktär (främst klimat) (Sers & Degerman 1992).

## Erkännande

Stellan F. Hamrin och Per Nyberg har lämnat värdefulla synpunkter på manuskriptet.

Monica klippte till och Preben stod som vanligt och tryckte i ett hörn.

## LITTERATUR

- Andersen, C. 1968.** Vandring hos harr, *Thymallus thymallus* (L.) i Trysilvassdraget belyst ved merkingsforsök. PM från konsulenten for forskvannsfisket i Nordland og Troms, Tromsø Museum. 106 p.
- Bohlin, T. 1984.** The validity of the removal method for small populations - consequences for electrofishing practice. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 60: 15-18.
- Degerman, E. & P. Nyberg. 1987.** Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 71 p.
- Degerman, E. & B. Sers. 1992.** Fish assemblages in Swedish streams. Nordic J. Freshw. Res. 67: 61-71.
- Degerman, E. & B. Sers. 1993.** A study of interactions between fish species in streams using survey data and the PCA-hyperspace technique. Nordic J. Freshw. Res. 68: 5-13.
- Degerman, E., J.-E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf. 1986.** Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality in small streams on the west coast of Sweden. Wat., Air Soil Poll. 30: 665-671.
- Degerman, E., G. Lindgren, P.-E. Lingdell & P. Nyberg. 1987.** Kartering av strömfauuna och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation till försurning. (English summary: An inventory of benthic fauna and fish in small streams in mountainous regions of northern Sweden affected by acidification.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2): 64 p.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand. 1990.** Kalkning för att motverka försurningpåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 27-214.
- Degerman, E., E. Engblom, P.-E. Lingdell, E. Melin & E. Olofsson. 1992.** Försurning i fjällen? (English summary: Acidification in the mountains?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1): 112 p.
- Elson, P.F. 1942.** Effect of temperature on activity of *Salvelinus fontinalis*. J. Fish. Res. Board Can. 5: 461-470.
- Gibson, R.J., F.G. Whoriskey, J.-Y. Charette & M. Winsor. 1984.** The role of lakes in governing the invertebrate community and food of salmonids during the summer in a Québec boreal river. Nat. canad. 111: 411-427.
- Gönczi, A.P., G. Sjöberg & M. Sjölund. 1985.** Telemetristudier av gäddans (*Esox lucius* L.) förflyttningar i ett kraftverksmagasin. (English summary: Movement of northern pike (*Esox lucius* L.) in a Swedish river reservoir as determined by radio-telemetry.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 56 p.
- Hannan, H.H. 1979.** Chemical modification in reservoir-regulated streams. p:75-94. In: J.V. Ward & J.A. Stanford (eds.) The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York. 398 p.
- Haraldstad, O., B. Jonsson, O. T. Sandlund & T. A. Schei. 1987.** Lake effect on stream living brown trout (*Salmo trutta*). Arch. Hydrobiol. 109(1): 39-48.
- Herrmann, J., E. Degerman, A. Gerhardt, C. Johansson, P.-E. Lingdell & I.P. Muniz. 1993.** Acid-stress effects on stream biology. Ambio 22(5): 298-307.
- Hynes, H.B.N. 1970.** The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press. 555 p.
- Lowe, R.L. 1979.** Phytobenthic ecology and regulated streams. p:25-34. In: J.V. Ward & J.A. Stanford (eds.) The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York. 398 p.
- Macan, T.T. 1974.** Freshwater ecology. Second edition. Longman Group Limited London. 343p.
- Müller, K. 1954a.** Investigations on the organic drift in north Swedish streams. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 35: 133-148.
- Müller, K. 1954b.** Faunistisch-Ökologische Untersuchungen in Nordschwedischen Waldtächen. Oikos 5(1): 77-93.
- Müller, K. 1954c.** Die Fischbesiedlung und die regionale Einstufung der Fließgewässer der nordschwedischen Waldregion. Ber. Limnol. Flusstn Freudenthal 6: 51-56.

- Nikolskii, G.V. 1954.** Special ichthyology. 2nd revised edition. Translated from russian: Israel program for Scientific translations, 1961, Jerusalem.
- Näslund, I. 1991.** Partial migration and the development of seasonal habitat shifts in a landlocked Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) population. Dissertation, Swedish Univ. of Agricultural Sciences, Dept. of Aquaculture, Umeå. 90 p.
- Petts, G.E. 1984.** Impounded rivers. Perspectives for ecological management. John Wiley & Sons, Chichester. 326 p.
- Saltveit, S.J. & Å. Braband. 1991.** Örekyt: En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge. Lab. for Ferskvansøkologi och inlandsfiske (LFI), Zool. Mus., Univ. Oslo, Rapport 130. 21 p.
- Sers, B. & E. Degerman. 1992.** Fiskfaunan i svenska vattendrag. (English summary: The fish fauna in Swedish streams.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 1-41.
- Tonn, W. M. & J.J. Magnusson. 1982.** Patterns in species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. Ecology 63: 1149-1166.
- Ulfstrand, S. 1968.** Life cycles of benthic insects in Lapland streams (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera Simuliidae). Oikos 19: 167-190.
- Walker, K.F. 1979.** Regulated streams in Australia: The Murray-Darling river system. p.143-164. In: J.V. Ward & J.A. Stenford (eds.) The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York. 398 p.
- Williams, R. & M. F. Harcup. 1986.** Fish production in some River Ebbw tributaries. Pol. Arch. Hydrobiol. 33(3/4): 319-332.

---

## ENGLISH SUMMARY: WHAT IS THE EFFECT OF LAKES ON STREAM-DWELLING FISH?

---

The effect of lakes on the fish species distribution in surrounding streams has been studied on electrofishing survey data from 3,281 localities throughout Sweden. The occurrence of 'lake fish' (northern pike, perch, roach and burbot) was significantly higher close to lakes, both up- and downstream, as compared to localities further from lakes. Correspondingly, the occurrence of 'stream fish' (brown trout, grayling, european minnow and bullheads) was lower close to lakes. It is sugges-

ted that the lower occurrence of the latter was due to biotic interaction with 'lake fish', especially predation from pike and burbot. The results strongly indicate that the effect of lakes on water temperature, drift of plankton or the moderating effect on water fluctuations and quality did not influence to the stream fish fauna to the same extent as the presence of 'lake fish' in a zone up- and downstream of the lakes. Lakes thus function as a reservoir of strong predators and competitors.

# *p*HISCES - FISK SOM INDIKATOR PÅ LÅGT PH

Erik Degerman<sup>1)</sup> och Pär-Erik Lingdell<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Fiskeriverket, Trädgårdsgatan 13, 702 12 ÖREBRO

<sup>2)</sup> Limnodata, Gunnilbo 20 C, 739 92 SKINNSKATTEBERG

## SAMMANFATTNING

Det föreligger svårigheter med att nyttja fisk som bioindikator för lågt pH, främst beroende på att gruppen fiskar är artfattig. Vidare störs flera arter vid samma pH, varför variationen i känslighet inte är så stor. Äldre fiskar kan knappast användas som bioindikatorer eftersom de tål låga pH under kortare perioder och har en betydande mobilitet. Där emot är det möjligt att använda reproduktion (förekomst av ungar) hos fisk som ett mått på försurningssituationen. Speciellt gäller detta för små rinnande vatten där det är möjligt att enkelt insamla ung fisk.

Uppgifter om lägsta tolererade pH för olika fiskarter har insamlats efter en litteraturomgång, vilken kompletterats med 687 opublicerade uppgifter från svenska vattendrag. De flesta fiskarter får reproduktionsstörningar strax under pH 6 och reproduktionen upphör oftast helt vid ett pH av 5.0-5.4. Tåligare arter är abborre, gädda och öring, medan elritsa, mört och sarv anses mycket känsliga. Övriga arter som tagits upp i detta arbete utgjorde en mellangrupp. Ål och bäcknejonöga ansågs vara sämre indikatorer.

Utgående från data ovan sammanfattades olika arters känslighet i en fyrgradig skala (Tabell 3). Denna enkla modell *-pHisces-* för att använda fisk som bioindikator testades sedan på ett mindre material (84 mätserier, dvs vårfloder, från 13 vattendrag).

Vid en indelning av resp fiskarts status i tre grupper (saknad, störd resp intakt reproduktion) befanns möjligheten att använda fisk som indikator på lågt pH relativt god för ett enskilt vatten. Antalet korrekt skattade vatten var 67% vid högre upplösning (fyra pH-klasser) och 83% vid en lägre upplösning (tre pH-klasser). Vanligen kan man endast indela förekommande fiskarter i två kategorier (reproduktion saknas resp förekommer). Nyttjar man då fyra pH-klasser (högre upplösning) kunde 52% av lokalernas lägsta pH-klass skattas korrekt. Vid en lägre upplösning (tre pH-klasser) kunde 73% av lokalerna skattas korrekt. Vilken indelning som bör nyttjas styrs främst av om avsikten är att så bra som möjligt klassa enskilda lokaler eller populationen av lokaler.

Där så är möjligt är det enklare att övervaka miljön vattenkemiskt än med bioindikatorer. I försurningssammanhang anser vi dock att bioindikatorer fyller en funktion i rinnande vatten, med deras variabla och svårdefinierade vattenkemi. Bottenfauna utgör en bättre indikatorgrupp än fisk i och med sin större artrikedom, men fisk kan utgöra ett komplement. En klar fördel är att inte taxonomisk expertis behöver anlitas.

## INLEDNING

Försurande nedfall anses idag medföra att skador på känsliga organismer uppstår i 15-40% av Sveriges ytvatten (Dickson 1988, Brodin 1990, Bernes 1991). En omfattande övervakningsverksamhet av ytvatten sker, men denna är av kostnadsskäl koncentrerad till vattenkemi. Det är dock svårt att övervaka vattenkemin i rinnande vatten med enstaka vattenprovtagningar, eftersom surstötter förekommer under kort tid under en period när vissa vägar kan vara svåra att färdas på. Surstötter i vattendrag under våren varar sällan mer än 2-5 veckor (Andersson & Nyberg 1984, Reader & Dempsey 1989, Degerman et al. 1985, 1990, 1992a). Dessa korta perioder kan vara helt avgörande för vilka arter som lever kvar i vattendragen (op.cit.).

pH under 6 i ytvatten medför skador på känsliga fiskar och ryggradslösa djur (Engblom & Lingdell 1983, 1984, Degerman 1987, Appelberg 1988, Lingdell & Engblom 1990, Appelberg et al. 1992). Därmed kan man säga att det alltid är eftersträvansvärt att pH skall vara över 6, men även om pH under 6 generellt är skadliga så slås sällan fiskarter ut förrän pH understiger 5.5 (Appelberg et al. 1992). I intervallet mellan dessa pH dör de känsligaste unga individerna av arten och i regel uppträder försämrad tillväxt och andra stress-relaterade fenomen. Lågt pH drabbar främst rom och yngel, medan en vuxen fisk klarar ett betydligt lägre pH.

Om olika arters känslighet kunde skattas/bestämmas till ett visst pH, eller snarare ett visst pH-intervall, skulle dessa skattningar hjälpa oss att förutsäga effekterna av försur-

ning mer i detalj. En omfattande modelleringsverksamhet sker för närvarande där man, utgående från mängden försurande nedfall, skattar den resulterande vattenkemin och den kritiska belastningen (Brodin & Kuylenstierna 1992). Förekomsten av olika arter kan omyönt användas för att i efterhand skatta hur vattenkvaliteten varit på en lokal, dvs att använda fisk som en biologisk indikator. Detta tillvägagångssätt har framgångsrikt använts för strömlevande bottendjur (Engblom & Lingdell 1983, 1984, Lingdell & Engblom 1990, Fjellheim & Raddum 1990, Bakken & Aanes 1990) och metoden är lämpad i variabla miljöer där vattenprovtagning är svår. I stabilare system som stora sjöar är det enkelt att insamla en relevant vattenkemi och där fyller bioindikatorer inte samma funktion.

Denna rapport syftar till att sammanställa ett underlag för att använda reproduktion hos fisk som biologisk indikator på lågt pH och därmed indirekt på försurning. Som underlagsmaterial har använts litteraturdata kompletterat med hittills opublicerat material insamlat vid provtagning av bottenfauna enligt Limnodata (Lingdell & Engblom 1990). Den enkla modellen över olika fiskars känslighet för lägsta pH har sedan testats mot ett tidigare insamlat material av fisk från rinnande vatten (Degerman et al. 1990). Arbetet har bekostats av Naturvårdsverket inom LÄNK - norrlandslänens inventering av antropogen försurning och kalkningsbehov i rinnande vatten.

## MEKANISMER BAKOM FISKMORTALITET

Försurning av ytvatten leder hos fisk främst till utebliven reproduktion, medan äldre individer ofta lever kvar under en längre period i försurade vatten (Hultberg & Stenson 1970, Almer 1972). Med andra ord är det oftast av intresse att studera om reproduktion förekommit. Förekomst av äldre fisk kan ju bero på att dessa är mer toleranta (Swarts et al. 1978) och mer mobila (Degerman et al. 1990).

En fiskarts känslighet för försurning (lågt pH) är oftast beroende av andra vattenkemiska parametrar. Således kan kalcium, natrium, humusämnen och andra ämnen gynna överlevnaden under vissa betingelser, medan förekomsten av framför allt aluminium, och ibland andra metaller, har motsatt effekt (Andersson & Nyberg 1984, Brown & Sadler 1989, Dietrich & Schlatter 1989). Dessutom spelar fiskens allmänkondition, exponeringstid, livsfas och -historia in. Därför är det svårt att säga vad ett visst pH innebär för biota i ett naturvatten. Trots allt är det dock rimligt att försöka relatera fiskens känslighet enbart till pH eftersom flertalet potentiellt toxiska vattenparametrar är direkt korrelerade till pH-värdet (Dickson et al. 1975, Almer et al. 1978, Haines 1981).

Försurning orsakar fiskmortalitet främst genom:

1. Försämrad kläckning av ägg pga att ett lågt pH medför att ett kläckningsenzym, chorionase, i perivitellinväskan inaktiveras (Runn et al. 1977, Johansson et al. 1977, 1981, Milbrink & Johansson 1975).
2. Lågt pH och hög aluminiumhalt medför slembildning på, morfologisk destruktion av och saltförlust via gälarna hos yngel (Johansson & Kihlström 1975, Muniz & Leivestad 1980, Schofield & Trojar 1980, Runn 1982, Björklund et al. 1985, Karlsson-Norrgrén et al. 1986a,b, Norrgrén & Degerman 1993) och även ökad mortalitet hos fisk i samband med känsliga faser, bl a vid smoltvandring och lek hos laxfisk (Skogheim et al. 1984, Rosseland 1986) eller för nypigmenterade ålyngel (Forsberg 1986).

3. Samt möjligen även genom kvävning av fisk pga utfällning av metalloxider på gälarna, ofta följt av kraftig slembildning (Jones 1964, Schofield & Trojar 1980, Grahn 1980, Andersson & Nyberg 1984). Denna tredje mekanism är oftast intimt kopplad till nr 2 ovan, och de har i realiteten inte kunnat studeras var för sig.

I samband med försurning brukar dessutom metallupptag hos fisk öka (Björklund et al. 1984, Norrgrén et al. 1991, Norrgrén & Degerman 1993), samtidigt som metabolismen går långsammare, exempelvis kroppstillväxt och otolitbildning hos laxfiskyngel (Mosegaard 1990) och tiden från befruktning till kläckning (Johansson et al. 1973). Även utvecklingen av könsprodukterna går långsammare och fiskar i försurade vatten leker därför senare än i alkalina vatten (Rask et al. 1990). I och med att lågt pH stressar fisken minskar deras förmåga att motstå ytterligare stress. Laxsmolt från sura älvar blir t ex känsligare för saltvatten (Saunders et al. 1983). Även beteendet hos fisk kan påverkas genom att de flyr undan eller undviker surt metallrikt vatten (Andersson & Nyberg 1984, Skogheim et al. 1984, Norrgrén et al. 1991, Degerman et al. 1990, Harriman et al. 1990).

Det var tidigare populärt att 'hitta' fiskbestånd som tålde lågt pH (Edwards & Gjedrem 1979). Dessa bestånd/stammar skulle odlas vidare och sedermera uppfylla landets sura vatten, men tyvärr har dessa storstilade planer ännu inte lett till någonting. Försurade vatten medför att fisken blir otjänlig som föda på grund av för höga metallhalter, dessutom saknas födounderlaget för fisk i och med att näringsdjuren dukar under för försurningen. Klart är dock att det finns vissa genetiskt betingade skillnader i försurningskänslighet mellan fiskar av samma art (Swarts et al. 1978, Edwards & Gjedrem 1979).



## EFFEKTER AV FÖRSURNING PÅ FISKSAMHÄLLET

Ovan har nämnts något om den påverkan av försurning som föreligger på enskilda fiskar. Påverkan på enskilda individer måste dock betraktas i relation till andra vattenkemiparametrar, och framför allt i relation till andra fiskarter eftersom biotiska förhållanden betyder mycket för den enskilda fisken. Antalet fiskarter och fisksamhällets mångformighet (diversitet) minskar successivt med ökad försurningspåverkan. Artantalet och diversiteten har i försurningspåverkade sjöar visats vara starkt beroende av pH, liksom av systemets struktur (mängden olika miljöer; habitatdiversiteten) och näringsnivån.

Under försurningsfasen sker en successiv individutslagning och abundansen av de flesta arterna minskar betydligt. Eftersom flera av de dominerande fiskarterna, t ex lax, mört och siklöja, är känsliga för försurning (Almer & Hanson 1980, Degerman & Nyberg 1987, Appelberg et al. 1989, Degerman et al. 1990, Degerman & Appelberg 1992) gynnas andra arter tillfälligt. Abborre tillhör dessa opportunistiska arter som kan erhålla ökad abundans i sjöar vid en måttlig försurning (Degerman & Nyberg 1989). I försurade vatten brukar konditionen (Lindström et al. 1982) och tillväxten, dvs den kroppsliga tillväxten hos en enskild individ, avta hos fisk vid grav försurning (Degerman & Nyberg 1989); troligen pga fysiologisk stress. En måttlig försurningspåverkan, som gör att konkurrenter elimineras, kan dock vara gynnsam (Mossberg & Nyberg 1976, Almer et al. 1974, 1978, Eriksson et al. 1982). Abborres tillväxt brukar öka i

takt med att rekryteringen, och därmed tätheten av konkurrenter eller andra abborrar, minskar (Almer 1972, Almer et al. 1974, Lessmark 1976, Alenäs et al. 1982, Eriksson et al. 1982, Nyberg 1984).

Artinteraktioner, dvs konkurrens och predation, spelar således roll för fiskars respons på försurning. Exempelvis har det observerats hur bergsimpa ökat i antal de år ett vattendrag varit utsatt för milda surstötter och öringens rekrytering varit dålig, medan öringungar återtagit sin dominans år utan surstötter (Degerman et al. 1990). I laxvattendrag på svenska västkusten minskade abundansen av laxungar radikalt under 1970-80talet före kalkning. I takt med detta ökade antalet öringungar något till följd av minskad konkurrens från lax, men minskade snabbt åter i abundans när laxreproduktionen kom igång efter kalkning (Degerman et al. 1990, Degerman & Appelberg 1992). Lundh (1981) rapporterade att de 'normala' interaktionerna mellan årsungar och fjolårsungar av havsöring var satta ur spel under försurningsfasen, men åter observerades efter kalkning.

Sammantaget innebär detta att förändrade dominansförhållanden uppträder i måttligt försurade vattendrag. Tåligare arters förekomst och abundans, samt de enskilda individernas kondition förändras därför i dessa vatten. Fiskarters utbredning vid försurning styrs därför inte enbart av lågt pH i sig utan även av förändrade biologiska interaktioner. Detta måste självfallet beaktas när man använder fisk som bioindikator.

## LETALA pH

Skador på de känsligaste stadierna uppträder för flodkräfta och flera fiskarter redan vid ett pH under 6, medan hela bestånd sällan slås ut förrän pH understiger 5.5 (Appelberg 1987, Degerman & Nyberg 1989, Appelberg et al. 1992). Även kortvariga surstötter, av någon till några få dagars varaktighet, med pH under 6 i rinnande vatten orsakar fiskdöd (Andersson & Nyberg 1984, Lessmark et al. 1986, Degerman et al. 1990).

Mellan olika experiment skiljer ofta de för fisk letala pH- och aluminiumhalterna betydligt beroende på variationer i vattnets kalciumhalt (Brown 1983, Harriman et al. 1990) eller på mängden övriga giftiga metaller vid sidan av aluminium (Andersson & Nyberg 1984). Skillnaderna beror också av art, på vilket livsstadie som testas, på försökets längd, aklimatiseringsförfaranden, på typ av vatten och på fiskens bakgrund (vild eller odlad). Så kallade *akuta letalitetsförsök i laboratoriemiljö* har därvid funnits vara av mindre värde för att förutsäga vid vilket pH eller aluminiumhalt som dödlighet uppträder i naturen (LaCroix 1985, Appelberg 1988, Brown & Sadler 1989), speciellt som mängden ämnen i naturvattnen medför en ytterligare stress jämfört med i laboratoriemiljö (EIFAC 1987). Däremot har god överensstämmelse erhållits mellan olika försök i naturen och fältobservationer (Appelberg 1988, Appelberg et al. 1993, Norrgren & Degerman 1993). Med andra ord är det mer relevant att använda uppgifter för naturliga populationer än att direkt försöka överföra laboratorieexperiment. Nedan har därför letalgränserna satts utgående från empiriska data och fältexperiment (Tabell 1). Uppgifter om ål har inte medtagits då denna art ej reproducerar sig i landet. Vuxna

individer har påträffats i flera vatten med pH kring 4.5 (Almer et al. 1978), medan unga nypigmenterade ålar inte tolererar pH kring 4.6-4.8 (Forsberg 1986).

Angivna pH-värden för upphörd reproduktion skilde förvånansvärt lite mellan olika källor. För abborre uppgavs således reproduktionsstörning uppkomma vid pH 5.1-5.5 och upphörd reproduktion vid 4.5-4.9. Även för andra arter var det endast få resultat som avvek betydligt. Dock finns en amerikansk uppgift om att gädda skulle saknas i sjöar med pH under 5.5 (Rahel & Magnusson 1983). Detta stämmer inte alls med svenska iakttagelser (Almer 1972, Almer & Hanson 1980). Den relativa överensstämmelsen för övrigt i angivna pH-värden är i paritet med vad man funnit vid sammanställningar av lägsta tolererade pH för bottendjur där olika författare oftast anger inom 0.5 pH-enheter (Degerman et al. 1992a). Således tycks det vara lämpligt att klassa olika arters pH-känslighet i klasser med bredden en halv pH-enhet.

För det samlade materialet uppträdde störningar i reproduktion i medeltal vid pH 5.6 för alla arter. Reproduktionen upphörde i medeltal vid pH 5.2 och artena försvann i medeltal vid pH lägre än 4.9. Data ovan innebär att för abborre inträder reproduktionsstörning vid cirka 0.6 pH-enheter högre värde än då reproduktion upphör. För mört upphör reproduktionen helt vid pH 5.5, men störs vid 5.8-6.1, dvs en skillnad av 0.3-0.6 pH-enheter. På liknande sätt var skillnaden för öring 0.6 och gers 0.5 pH-enheter. Således tycks skillnaden mellan begynnande reproduktionsstörning och upphörd reproduktion vara 0.3-0.6 pH-enheter oavsett art.

Tabell 1. Fältstudier (fältinventeringar resp fältexperiment) där fiskars reproduktion helt upphört eller där reproduktionen försvagats resp varit helt intakt. För bedömningen hänvisas till referenserna.

Art	Vatten	Äldre fisk		Reproduktion		Studie	Anmärkning	Referenser
		Saknas	Minskad	Saknas	Minskad			
Abborre	Sjö	<4.5				Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö	<4.4				Fält	Finland, 6 sjöar	Lappalainen et al. 1988
	Sjö		<4.5			Fält	Finland, 6 sjöar	Lappalainen et al. 1988
	Sjö		<5.0			Fält	Finland, 12 sjöar	Rask 1989
	Sjö			<4.5		Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö			<4.4-4.9		Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
	Sjö			4.5-4.6		Fält	Sverige, 1 sjö	Mossberg & Nyberg 1976
	Sjö			<4.6-4.9		Exp.	Sverige, 6 sjöar	Runn et al. 1977
	Sjö				<5.5	Exp.	Sverige, 6 sjöar	Runn et al. 1977
	Sjö				<5.3	Fält	Sverige, review	Hultberg 1988
Gädda	Sjö	<4.6				Fält	Sverige, 103 sjöar	Degerman et al. 1992b
	Sjö	<5.5				Fält	Sverige, 8 humösa sjöar	Degerman 1987
	Sjö	<4.2				Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
Gers	Sjö			<4.4-4.9		Fält	USA, 138 sjöar	Rahel & Magnusson 1983
	Sjö	<4.8				Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö					Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
Lake	Sjö			ca 5.0		Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö				ca 5.4	Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö				ca 5.5	Fält	Sverige, 10 sjöar	Degerman 1989
Bäckröding	Vtndrag	5.8				Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö	<6.0				Fält	Sverige, Byån	Degerman et al. 1990
Öring	Sjö	5.2-5.8				Fält	USA, 138 sjöar	Rahel & Magnusson 1983
	Sjö	<4.5-4.8				Fält	Canada	Beamish et al. 1975
Lax	Sjö			ca 5.5		Fält	Norge	Grande et al. 1978
	Sjö	4.4				Exp.	Canada, 1 sjö	Gunn & Keller 1981
	Sjö			<4.7		Fält	Sverige, 1 sjö	Degerman 1989
Harr	Sjö			<5.0		Fält	Sverige, 2 humösa sjöar	Andersson 1972
	Vtndrag				<5.6	Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
	Vtndrag			<5.0		Fält	Sverige, Tjöstelserödsån	Lundh 1981
	Vtndrag	<4.7		<5.5		Exp.	Sverige, 6 vtndrag	Norrgrén & Degerman 199
Röding	Vtndrag					Exp.	Sverige, 6 vtndrag	Norrgrén & Degerman 199
	Sjö					Exp.	Canada, 4 vtndrag,	
	Sjö					Exp.	laxungar, 54 d	LaCroix & Townsend 1987
Regnbåge	Sjö			<6		Fält	Sverige, 22 vtndrag	Degerman & Appelberg 19
	Sjö	<5-5.4				Fält	Sverige	Lindström et al. 1984
	Sjö			<5.5		Exp.	Sverige, 3 vtndrag	Berglund & Persson 1989
Sik	Sjö			ej vid 5.5		Fält	Sverige, Ångerån	Müller-Häeckel 1984
	Sjö	<5.0				Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
	Sjö	4.0-4.6				Fält	Sverige, 5 sjöar, Fulufjäll	Lindström et al. 1984
Siklöja	Sjö			≤5.2		Fält	Sverige, 7 sjöar	Degerman 1989
	Sjö			<5.1-5.5		Fält	Sverige, 26 sjöar, S.Sv.	Nyberg et al. 1986
	Sjö			<5.5-6.0		Fält	Sverige, sydsverige	Berzins 1960
Braxen	Sjö			Tål <5.0		Exp.	Canada, 1 sjö	Gunn & Keller 1980
	Sjö			ca 5.0-5.5		Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö			ca 5.0-5.5	5.3-5.7	Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
Sarv	Sjö			<5.0		Fält	Finland, 80 sjöar	Degerman 1989
	Sjö	(5.1)			5.4-5.8	Fält	Sverige, 50 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö	<4.5				Fält	Sverige, 20 sjöar	Almer & Hanson 1980
Ruda	Sjö					Fält	Sverige, 1 sjö	Degerman 1989
	Sjö					Fält	Holland, 91 sjöar	Degerman 1989
	Sjö				<5.9	Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
Mört	Sjö					Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö	<4.5				Fält	Sverige, 15 sjöar	Degerman 1989
	Sjö				<5.9	Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
Elritsa	Sjö					Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö	4.9				Fält	Finland, 2 sjöar	Holopainen & Pitkänen 1981
	Sjö	<5.0				Fält	Sverige, 2 sjöar	Andersson et al. 1989
Flodkräfta	Sjö	6.0				Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö			ca 5.5		Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö				<6.0	Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
Elritsa	Sjö				5.6	Fält	Finland, 80 sjöar	Rask & Tuunainen 1990
	Sjö					Exp.	Sverige	Johansson & Milbrink 1976
	Sjö			≤5.5		Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
Flodkräfta	Sjö					Fält	Sverige, review	Hultberg 1988
	Sjö				<5.8	Fält	Sverige, 8 humösa sjöar	Degerman 1987
	Sjö				<5.8	Fält	Sverige, 103 sjöar	Degerman et al. 1992b
Flodkräfta	Sjö				<6.1	Fält	Holland, 91 sjöar	Leuven et al. 1987
	Sjö				<5.9	Fält	Sverige, Hammarbäcken	Degerman et al. 1990
	Sjö	<6.1				Fält	Sverige, 50 sjöar	Almer & Hanson 1980
Flodkräfta	Sjö	<6.1				Fält	Sverige, 442 sjöar	Appelberg & Odelström 1991
	Sjö	<6.0				Fält	Sverige	Abrahamsson 1972
	Sjö					Fält	Sverige	Svärdson 1974

## KOMPLETTERING MED UPPGIFTER FRÅN BOTTENFAUNA- PROVTAGNING

Vanliga arter i rinnande vatten är bergsimpa och stensimpa. Båda dessa arter antas vara känsliga för lågt pH (Degerman et al. 1990), men det saknas uppgifter om vattenkemin i de vattendrag där dessa arter drabbats (Tabell 1). Andra vanliga arter i rinnande vatten som det saknas uppgifter om är stor- och småspigg, samt bäcknejonöga. För att komplettera litteraturgenomgången ovan sammanställdes därför data om fisk från Limnodatas insamling av bottendjur i rinnande vatten.

Vid dessa sparkprovtagningar av bottenfaunan medföljer ofta liten och ung fisk i håven, som utgörs av ett durkslag med en ungefärlig maskvidd av 1 mm. Denna fisk artbestäms och för närvarande finns fiskuppgifter från 687 lokaler. På dessa lokaler finns också uppmätt sommar-pH samt ett biologiskt indikerat lägsta pH närmast föregående år utgående från bottenfaunan (Engblom & Lingdell 1983, 1984, Lingdell & Engblom 1990). Insamlingen är inte inriktad på fisk och fler fiskarter kan förekomma på lokalen än de som hamnat i håven.

Totalt förelåg uppgifter om 21 arter, men för 10 arter förelåg färre än fem observationer. Detta biologiskt indikerade pH har indelats i klasserna <4.5, 4.5-4.9, 5.0-5.4 samt 5.5. Observera att den sista klassen är öppen och således avses innehålla alla de fall där pH överstigit eller varit lika med 5.5. Generellt var det biologiskt indikerade pH lägre än det som uppmätts vid insamlingen, som oftast skett försommar-sommar-tidig höst. Med andra ord avspeglar det biologiskt indikerade pH även pH i surstöt vid vårflod och höstregn.

Vattendrag med **mört, abborre** och **gädda** hade ett lägsta uppmätta pH för respektive art av 5.6, 5.0 samt 3.8 (Tabell 2). Detta stärker bilden av mört som en mycket känslig art för lågt pH, medan abborre och gädda tycks mer toleranta. Ungar av **harr** påträffades endast i 6 vattendrag med ett pH av 5.2-6.9 vid insamlingstillfället. Detta lägsta pH låg i paritet med vad som noterats ovan (Tabell 1).

**Öringungar** påträffades på 165 lokaler vid ett pH i intervallet 5.3-9.0. Öring förekommer som äldre vid ett lägre pH (Tabell 1), men med den nyttjade insamlingsmetodiken är det endast reproduktion av öring som kan konstateras. Det lägsta uppmätta pH i fält överensstämde med de pH där reproduktionsstörningar anses börja (Tabell 1). Det bioindikerade pH var dock för öring i 28 fall (17%) i intervallet under pH 5 (Tabell 2), dvs materialet indikerade att öringreproduktion även kunde förekomma vid ett lägsta pH i klassen 4.5-4.9. Ung **röding** påträffades endast i 12 högt belägna vattendrag (Tabell 2). pH vid insamling var 5.4-7.5 och det bioindikerade pH utgående från bottenfaunan var i 3 fall (25%) under 5.0, i 4 fall 5.0-5.4 samt övriga däröver. Resultaten påminner därmed i stort om öringens och indikerar för röding en något större försurningstålighet än i Tabell 1.

Spigg har inte alltid artbestämts. Utav 31 lokaler där spigg påträffats har det i 13 fall befunnits vara **småspigg**, medan övriga ej är bestämda. Spigg har i huvudsak påträffats i vatten med mycket högt pH. I medeltal var pH 7.4, med en spännvidd av 6.2-8.9. Även det bioindikerade pH var i regel i den högsta klassen, dvs pH större eller lika med 5.5 (Tabell 2). Gruppen simpbor har fångats vid 178 tillfällen. I 31 fall artbestämde simporna till stensimpa och i två fall till bergsimpa. **Bergsimpa** fångades på två lokaler med pH av 6.4 resp 7.0 och med skattade lägsta pH i intervallet 5.0-5.4. **Stensimpa** påträffades i pH-intervallet 5.4-7.8. Totalt för gruppen **simpbor** var pH-intervallet 4.8-8.3 med ett bioindikerat pH under 5.5 endast i undantag (Tabell 2). Gruppen som helhet verkar därmed relativt känslig för lågt pH. Man får hålla i minnet att de insamlade simporna ofta bestod av äldre fisk som kan ha överlevt ett lågt pH under flera år. Turnpenny (1989) menar att stensimpa ofta saknas i sura vatten och att detta kan bero på att födounderlaget är för litet.

Lake angavs i Tabell 1 vara relativt känslig för lågt pH. I föreliggande material påträffades arten i pH-intervallet 6.0-7.4, med ett bioindikerat pH som aldrig understeg 5.0 (Tabell 2). Elritsa har ansetts vara en mycket känslig art för låga pH, men förekom i extremfall ned till pH 4.8. Återigen rör det sig i detta fall om äldre individer som är mycket rörliga och elritsa har av denna orsak ansetts kunna vara en sämre bioindikator. Om pH skattas utgående från reproduktion torde dock detta problem vara ringa.

Slutligen förelåg uppgifter om **bäcknejonöga** från 52 lokaler. Även om arten sällan påträffades vid ett pH under 6 (lägst 5.4), så antydde det bioindikerade pH att pH varit 5.0-5.4 i 21% av fallen och 4.6-4.9 i 7% (Tabell 2). Eftersom bäcknejonöga ligger nedgrävd i fina sediment är troligen pH i omgivande vatten betydligt över det pH som råder i vattendraget vid surstöt. Arten är därmed troligen en sämre bioindikator på ytvatten.

Tabell 2. Frekvensen av lokaler där resp art insamlats vid ett visst observerat pH (obs), samt det biologiskt indikerade pH utgående från bottenfauna insamlad på samma lokal (ind). Obs är således data från vattenprov vid insamling sommartid, medan ind är ett biologiskt skattat värde för hur sur vårfloden var som mest (se texten). Notera att den övre pH-klassen skiljer mellan uppmätt vattenkemiskt och bioindikerat.

Observerat Bioindikerat	pH pH	pH-klasser					6.0-	Ant obs (n)
		4.0-4.4	4.5-4.9	5.0-5.4	5.5-5.9	5.5-		
Öring 0+	obs	0	0	3	12		150	(165)
	ind	2	26	27		110		
Röding 0+	obs	0	0	1	2		9	(12)
	ind	0	3	4		5		
Harr 0+	obs	0	0	1	0		5	(6)
	ind	0	1	2		3		
Lake	obs	0	0	0	0		20	(20)
	ind	0	0	4		16		
Elritsa	obs	0	1	1	2		110	(114)
	ind	1	5	10		98		
Bäcknejonöga	obs	0	0	1	1		50	(52)
	ind	0	4	11		37		
'Simpor'	obs	0	1	0	2		142	(145)
	ind	0	5	11		129		
Stensimpa	obs	0	0	1	0		30	(31)
	ind	0	2	3		26		
Bergsimpa	obs	0	0	0	0		2	(2)
	ind	0	0	2		0		
Mört	obs	0	0	0	1		12	(13)
	ind	0	0	3		10		
Gädda	obs	2	2	2	4		46	(56)
	ind	3	3	8		42		
Abborre	obs	0	1	0	1		6	(8)
	ind	0	1	2		5		
'Spigg'	obs	0	0	0	0		18	(18)
	ind	0	1	4		13		
Småspigg	obs	0	0	0	0		13	(13)
	ind	0	0	1		12		

## BIOLOGISKT INDIKERAT pH UTGÅENDE FRÅN FISK - pHISCES

Litteraturuppgifter samt fältdata från fisk insamlad vid bottendjursprovtagning överensstämde således väl. Den rimligt låga osäkerhet som noterades ovan (Tabell 1) för olika lägsta pH angivet av olika källor medförde att man kan gruppera olika fiskarters känslighet till pH-klasser (Lindström & Andersson 1981).

Data ovan från Tabell 1 har omvandlats till en indelning i fyra pH-klasser:

- <5, dvs pH har varit under 5
- 5.0-5.4, pH har som lägst varit i intervallet 5-5.4
- 5.5-5.9, pH har som lägst varit 5.5-5.9
- ≥6, pH har ej understigit 6.

pH-klasserna har satts 0.5 pH-enheter högre än de som gäller för bottendjur enligt Limnodata (Lingdell & Engblom 1990). Således finns som lägst klassen pH <5, medan det biologiskt indikerade pH utgående från bottendjur har klasserna <4.5 samt 4.6-4.9.

Sammanställningen i Tabell 1 och 2 har nedan (Tabell 3) utvärderats så att data från Sverige och Finland prioriterats framför data från andra regioner. Resultatet var att reproduktion av lax, harr och röding endast indikerar att pH ej varit lägre än 5.5 (Tabell 3). För de två sistnämnda arterna finns dock indikationer på att de eventuellt kan ha en ringa reproduktion även vid lägre pH (Tabell 2). De skillnader som förelåg (mellan uppgifter i Tabell 1 resp 2) kan naturligtvis bero av ett flertal faktorer, bland annat exponeringstidens längd vilken inte varit möjligt att ta hänsyn till.

Spigg och småspigg har inte medtagits i Tabell 3 då det är troligt att utbredningen var betingad av förekomsten av eutrofa (högt pH) vatten med låg konkurrens. Jones (1964) har i experiment visat att spigg är relativt toleranta till lågt pH, men klarar inte som vuxen att överleva mer än 5 dagar vid pH 4.8. Storspigg har påvisats aktivt undvika vatten med pH lägre än 5.8 (op.cit.).

Utifrån denna förenklade klassning (Tabell 3) är avsikten att man utgående från om förekommande fiskarter haft reproduktion eller ej skall kunna grovt uppskatta det lägsta pH som varit närmast föregående år. För de arter där man även kan påvisa minskad reproduktion i form av lägre förekomst av årsungar än normalt/förväntat kan ytterligare en möjlighet till pH-indikering erhållas i och med att även lägsta pH-klass för störd reproduktion angivits. Detta är dock vanskligt eftersom det ofta kan vara svårt att särskilja intakt och minskad reproduktion. Fisk uppvisar ofta stor mellanårsvariation i rekrytering.

Tabell 3. Sammanställning av lägsta pH-klass vid utebliven resp störd reproduktion från Tabell 1 och 2.

Reproduktion av arten	Saknas	Störd	Lektid	Lekplats
Abborre	<5	5-5.4	Vår	Sjö
Gädda	<5	5-5.4	Vår	Sjö
Öring	<5	5-5.4	Höst	Vtndrag
Bergsimpa	5-5.4	5.5-5.9	Vår	Vtndrag
Stensimpa	5-5.4	5.5-5.9	Vår	Vtndrag
Gers	5-5.4	5.5-5.9	Vår	Sjö
Lake	5-5.4	5.5-5.9	Vinter	Sjö
Lax	5-5.4	5.5-5.9	Höst	Vtndrag
Harr	5-5.4	5.5-5.9	Vår	Vtndrag
Röding	5-5.4	5.5-5.9	Höst	Sjö
Sik	5-5.4	5.5-5.9	Höst	Sjö
Siklöja	5-5.4	5.5-5.9	Höst	Sjö
Braxen	5-5.4	5.5-5.9	Vår	Sjö
Sarv	5.5-5.9	≥6	Vår	Sjö
Mört	5.5-5.9	≥6	Vår	Sjö
Elritsa	5.5-5.9	≥6	Försom.	Vtndrag

## TEST AV MODELLEN *pHISCES*

För att testa modellen plockades 13 lokaler i olika vattendrag (totalt 84 vårflooder, dvs lokalår) ut från arbetet Degerman et al. (1990) där vattenkemi och elfiske från 29 vattendrag redovisas. Totalt innehåller rapporten 447 lokalår, men endast i 19% förelåg således så omfattande vattenkemi under vårfloödet att data bedömdes vara någorlunda tillförlitliga. Det faktiskt uppmätta lägsta pH var i medeltal 6.05. Vid 32 vårflooder av 84 noterades ett vår-pH under 6. Vattenkemin på lokalerna klassades enligt systemet ovan samtidigt som fiskfaunan användes för att biologiskt indikera pH på motsvarande sätt.

### Med god kunskap om reproduktionsstörningar

I och med att de ingående lokalerna undersökts under en längre tid fanns möjlighet att klassa fiskfaunan på lokalerna som; 0=reproduktion saknas, 1=reproduktionen klart reducerad, 2=intakt eller måttlig, dvs ej påvisbart reducerad reproduktion. Bedömning av reproduktionen framgår av arbetet ovan. För det samlade materialet klassades 56 (67%) lokalers lägsta pH-klass korrekt utgående från fiskfaunans sammansättning (Tabell 4). Ytterligare 25 (30%) lokaler klassades en pH-klass (0.5 pH-enheter) fel. Den fördelning av lokalerna i pH-klasser som erhöles utgående från fiskfaunan avvek ej signifikant från den indelning som faktiskt uppmättes (Chi-square,  $df=3$ ,  $p=0.345$ ). Det var vanligare att det biologiskt indikerade pH var lägre än det faktiskt uppmätta. I pH-klasserna <5 samt 5.0-5.4 klassades 81% korrekt, medan det biologiskt indikerade pH understeg det faktiskt uppmätta betydligt vid pH 5.5 och högre. Orsaken till denna skillnad var som redan befarats främst att lokaler med enbart öring (god reproduktion) klassades som maximalt pH-klass 5.5-5.9, trots att pH i realiteten ej uppmätts under 6.0. Denna svaghet ligger i klassificeringssystemet. Möjligen inverkar

också vattenprovtagningstekniken. Som ovan nämnts är det mycket svårt att verkligen samla in vatten när det lägsta pH förekommer.

Om man då förenklar genom att slå ihop klasserna 5.5-5.9 samt 6.0 till en enda klass så erhöles ett bättre utfall, 70 lokaler (83%) klassades korrekt. Den fördelning av lokalerna i lägsta pH-klasser som därvid erhöles utgående från fiskfaunan avvek ej signifikant från den indelning som vattenkemiskt uppmättes, men utfallet var statistiskt sett sämre än ovan (Chi-square,  $df=2$ ,  $p=0.087$ ). Således en större chans att ha rätt om en lokal, men en sämre upplösning i pH-klasser och därmed en statistiskt sett sämre skattning för hela materialet.

Tabell 4. Frekvensen lokaler med faktiskt uppmätt lägsta pH vid vårfloed samt biologiskt indikerat lägsta pH utgående från fiskfaunan sommartid. Totala antalet vårflooder = 84. Fiskfaunan indelad i tre klasser (ingen, störd, intakt reproduktion). Fyra pH-klasser.

pH-klass	Uppmätt	Indikerat
<5	6	5
5-5.4	10	8
5.5-5.9	16	27
≥6	52	44

Trots det enkla klassificeringssystemets svaghet erhöles en förvånansvärt god skattning av den faktiska pH-klassen. Observera dock att detta bygger på att reproduktionsstörningar subjektivt kunnat identifieras tack vare ett digert bakgrundsmaterial. Normalt är det svårt att objektivt skatta när en reproduktionsstörning föreligger, dvs inte helt upphörd reproduktion utan enbart störd. I takt med att fler och fler elfiskeundersökningar dataläggs kan dock förväntade tätheter av årsungar beräknas för skilda regioner och habitat i landet.

## Utan kunskap om reproduktionsstörningar

Ofta saknar man tillräcklig kunskap om vilka tätheter av ung fisk som är normala och vad som kan betecknas som reproduktionsstörningar. Då är det enda man kan göra att dela in funna fiskarter i två kategorier - reproduktion föreligger resp endast äldre individer förekommer. Detta gjordes med ovanstående material varefter de biologiskt indikerade lägsta pH-klasserna utgående från fiskreproduktion åter sattes i relation till de faktiskt uppmätta lägsta pH-klasserna. När såväl fiskfaunan som faktiskt vår-pH indelades i fyra klasser (<5, 5-5.4, 5.5-5.9, ≥6) kunde endast 52% av lokalerna skattas korrekt (Tabell 5). Den fördelning av lokalerna i pH-klasser som därvid erhöles utgående från fiskfaunan avvek dock ej signifikant från den indelning som uppmättes vattenkemiskt (Chi-square,  $df=3$ ,  $p=0.448$ ).

Vid en reduktion av antalet pH-klasser till tre (<5, 5-5.4, ≥5.5) erhöles 73% av lokalerna korrekt klassificerade (Tabell 6). Den fördelning av lokalerna i pH-klasser som därvid erhöles utgående från fiskfaunan avvek ej signifikant från den faktiskt uppmätta vattenkemin, men utfallet var sämre än ovan (Chi-square,  $df=2$ ,  $p=0.087$ ). Således en större chans att ha rätt om en lokal, men sämre upplösning i pH-klasser och därmed en statistiskt sett sämre skattning för hela materialet. Huvuddelen av felklassificeringarna var lokaler där öringreproduktion förekom och där vattenkemin aldrig var under 6. Dessa klassades av nödvändighet till lägsta pH-klass 5-5.4 (se ovan).

Detta sista användningssätt (tre pH-klasser, fisken indelad i reproduktion eller ej) torde vara den modell som man kan använda för att få så många lokaler som möjligt rätt klassificerade i ett större material där möjligheten

Tabell 5. Antal lokaler med faktiskt uppmätt lägsta pH-klass samt biologiskt indikerad lägsta pH-klass utgående från fiskfaunan. Fiskarterna indelade i två klasser (reproduktion, ej reproduktion). Antal vårfloder, dvs lokaler=84. Fyra pH-klasser.

Faktisk lägsta pH-klass	Biologiskt indikerad lägsta pH-klass			
	<5	5-5.4	5.5-5.9	≥6
<5.0	4	2		
5.0-5.4	1	7	1	1
5.5-5.9		6	7	4
≥6		12	13	26

Tabell 6. Antal lokaler med faktiskt uppmätt lägsta pH-klass samt biologiskt indikerad lägsta pH-klass utgående från fiskfaunan. Fiskarterna indelade i två klasser (reproduktion, ej reproduktion). Endast tre pH-klasser. Antal lokaler=84.

Faktisk lägsta pH-klass	Biologiskt indikerad lägsta pH-klass		
	<5	5-5.4	≥5.5
<5.0	4	2	0
5.0-5.4	1	7	2
≥5.5		18	50

att påvisa reproduktionsstörningar inte föreligger. Utfallet i form av antalet rätt klassificerade lokaler kan ytterligare ökas om lokaler med enbart öring och/eller abborre och/eller gädda särbehandlas. Exempelvis genom att minska antalet pH-klasser till två i dessa fall. Notera dock att utfallet ovan naturligtvis styrs av fördelning på ingående lokaler. Ligger samtliga lokaler i pH-intervallet 5-6 och med få arter kan utfallet bli sämre. Om avsikten inte i första hand är att klassa en enskild lokal korrekt utan att få en statistiskt korrekt fördelning tycks det vara bäst att nyttja fyra pH-klasser.



## MÖJLIGHETEN ATT ANVÄNDA FISK SOM BIOINDIKATOR I RINNANDE VATTEN

I sjöar är vattenkvaliten mer stabil än i rinnande vatten. Därmed är det ofta onödigt att använda sig av bioindikatorer i större sjöar, möjligen undantaget i de fall man vill studera effekten i litoralen. Det bereder också svårigheter att enkelt insamla årsungar av fisk i sjöar. Konventionell provfiskemetodik med nät ger oftast 1-3-årig fisk som de yngsta stadierna. Att använda fisk som bioindikator har främst sin användning i rinnande vatten, speciellt då i små vattendrag. Här är det möjligt att insamla årsungar av fisk enkelt med elfiske.

Bioindikatorer används för att påvisa/beskriva antropogen påverkan. Förslagsvis bör följande punkter (**REVIR**) beaktas när man väljer en grupp av bioindikatorer:

### Representativ

- Allmänt förekommande
- Stabil, dvs liten temporal variation
- Integrera effekten av miljön
- Låg rörlighet
- Enbart vidmakthållas genom självreproduktion
- (Gärna vara en viktig länk/toppnivå för miljögifter)

### Enkel grupp

- Vara lätt att insamla
- Lätt att artbestämma
- Helst vara möjlig att provta under en lång period
- Provet bör vara så oberoende av stickprovstorlek som möjligt

### Välundersökt

- Ha ett känt, och för ingående arter, snävt förhållande till påverkan
- Ha en känd livscykel, utbredning och täthet
- Påverkas minimalt, eller på ett känt sätt, av andra arter

### Intressant

- Ha direkt intresse för avnämare
- Ha en viktig funktion i ekosystemet

### Rik grupp

- Artrikedom möjliggör en mer differentierad respons på påverkan
- Artrikedom möjliggör nyttjande av kvalitativ provtagning relativt kvantitativ.

Utav dessa krav uppfyller gruppen fisk dåligt de tre första och mycket dåligt den sista. Normal utbredning och täthet av fiskar är inte alltid känd. Vidare betyder interaktioner inom fisksamhället mycket för förekomst och utbredning, vilket belysts i ett tidigare avsnitt. Möjligt är dock att interaktioner mellan fiskindivider är mer beskriven och känd än mellan t ex olika arter av bottendjur. Fiskar är inte heller strikt stationära, inte ens årsyngel av laxfisk. Av de nämnda arterna ovan är endast öring, lax, harr samt sten- och bergsimpa att betrakta som lekande i vattendrag, medan ibland elritsa och röding, i fjälltrakterna, leker där. Gädda, mört och abborre leker i sjöar, men vissa unga individer vandrar ut i vattendrag under lågvattenperioder. Lake i sin tur leker vintertid i sjöar och 0+ (årsungar) och äldre individer påträffas i rinnande vatten intill sjön.

En allvarlig begränsning är att gruppen fisk är artfattig. De rinnande vattnen i landet hyser endast ett fåtal fiskarter. I medeltal påträffas bara 2 arter per lokal vid elfiskestudier, varav öring är klart dominerande (Sers & Degerman 1992). På flera lokaler påträffas enbart öring. Detta innebär att dessa lokaler av nödvändighet aldrig kan klassas till lägsta pH-klass högre än 5.5-5.9 (intakt reproduktion), trots att pH på lokalen aldrig behöver ha varit lägre än 7. Å andra sidan är man knappast betjänt av en aldrig så fin pH-indelning om pH ändå inte begränsar överlevnaden.

En annan klar svaghet med modellen **pHisces** är att den bygger på förekomst av en art i provet för att arten skall kunna användas som pH-indikator. Antingen fångas enbart äldre individer eller så har reproduktion förekommit. I det fall försurningspåverkan är mycket stark eller långvarig så har arter slagits ut (se ovan). Det vore därför angeläget att förstärka modellen med ett delmoment där man skattar om det provtagna vatten är/eller var en trolig miljö för förekomst av olika arter, exempelvis med hjälp av logistisk regression eller diskriminantsanalys. Självfallet kan den vane elfiskaren göra detta utan hjälp av matematiska modeller, men då försvinner objektiviteten och olika undersökningar blir svåra att jämföra.

En faktor som överhuvudtaget inte beaktats är exponeringstidens längd. Denna tycks ha viss betydelse för reproduktionen, men framför allt vara mycket viktig för överlevnad som större fisk (Andersson & Nyberg 1984, Lessmark et al. 1986, Norrgren & Degerman 1993). Vid pH 5.5 var överlevnaden för 1-åriga laxungar vid burförsök 100% de första dygnet för att successivt minska till 60% efter 3 veckor (opubl.). Ytterligare en faktor som komplicerar bilden är om det lägsta pH i vår- eller höstflod sammanfaller med fiskens reproduktionstid eller ej (Tabell 3).

Trots en mängd svårigheter är det dock uppenbart att försök att klassa enstaka vatten utgående från fiskfaunan kan slå fel för ett enskilt vatten, men att metoden kan vara användbar på ett större material. Att identifiera vatten där pH säkert varit över 5.5 resp

6 kan gå bra även i enskilda vatten om de har förekomst av flera av de indikatorarter som indikerar högt pH. Liksom vid all fältprovtagning bygger resultaten på att objektiva och standardiserade metoder används. Val av provtagningslokal är speciellt väsentlig. Vad gäller vattenkemi/-fysik finns väl utarbetad metodik och denna tillämpas, om än med lokala variationer. För biologisk provtagning däremot är tillståndet dåligt i och med den låga graden av standardisering. Därför måste resurser satsas på standardisering och praktiskt införande av dessa metoder.

Tills vidare bör man därför inte ha en övertro på biologiska metoder för storskalig övervakning i och med dessa metodskillnader. **Bioindikatorer bör därför bara användas i de fall vattenkemisk provtagning är svår eller alltför kostsam.** Med andra ord föreslås bioindikatorer i små vattendrag (avrinningsområden <500 km<sup>2</sup>), medan floder och sjöar kan övervakas vattenkemiskt. En framtida utveckling som vore av värde är möjligheten att kombinera **pHisces** med bedömning av pH utgående från bottenfaunan i rinnande vatten. En uppenbar fördel med detta är att man då kan ta hänsyn till de interaktioner som föreligger mellan dessa två djurgrupper.

## Erkännanden

Tack till Erik Sjölander och Stellan F Hamrin för konstruktiv kritik. Monica, Eva och Preben drog som vanligt sitt lass.

## REFERENSER

- Abrahamsson, S.A.A. 1972.** Fecundity and growth of some population of *Astacus astacus* L. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 52: 23-37.
- Alenäs, I., H. Hultberg & I. Andersson. 1982.** Kalkningsprojektet Härskogen 1976-82. Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (IVL). 73 p.
- Almer, B. 1972.** Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar. (English summary: The effect of acidification on fish stocks in lakes on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (12). 47 p.
- Almer, B. & M. Hansson. 1980.** Försurningseffekter i västkustsjöar. (English summary: Effects of acidification in west coast lakes.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 27 p.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström, E. Hörnström & U. Miller. 1974.** Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3(1): 30-36.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström. 1978.** Sulfur pollution and the aquatic environment. p. 271-311. In: Nriago, J.O. (ed.) Sulfur in the environment. Part II. Wiley & Sons, New York. 492 p.
- Andersson, E. 1972.** Öringbestånd funnet i Kloten. (English summary: New stock of brown trout found in Lake Kloten.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4/5). 4p.
- Andersson, P. & P. Nyberg. 1984.** Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 34-47.
- Andersson, P., P. Grahn, E. Hörnström, P. Nyberg & K. Dahlquist. 1989.** Kalkning och gödsling i Rammsjön och Änten, Örebro län 1980-87. Naturvårdsverket, Rapport 3584. 119 p.
- Appelberg, M. 1987.** Some factors regulating the crayfish *Astacus astacus* L. in acid and neutralized waters. p. 167-179. In: Witters, H. & O. Vanderborcht (eds.) Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Ann. Soc. R. Zool. Belg. 117, Suppl. 1.
- Appelberg, M. 1988.** Evaluating water quality criteria for freshwater crayfish: Exemplified by the impact of acid stress. p. 140-151. In: Crayfish culture in Europe. European Inland Fisheries Advisory Commission.
- Appelberg, M. & T. Odelström. 1990.** Kräfter i sura och kalkade vatten. (English summary: Freshwater crayfish in acidified and limed waters.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 1-25.
- Appelberg, M., E. Degerman & P. Nyberg. 1989.** Species composition and relative abundance of the fish fauna in acidified lakes in Sweden. p. 143-160. In: Longhurst, J.W.S. (ed.) Acid deposition. Sources, effects and controls. British Library, Tech. Inf.
- Appelberg, M., Degerman, E. & L. Norrgren. 1992.** Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. *Finnish Fisheries Research*. 13: 77-91.
- Bakken, T. & K. J. Aanes. 1990.** Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Effekter av försuring på bunndyrssamfunn i elver og bekker i Sør-Varanger. NIVA Rapport 2468. 19 p.
- Berglund, I. & B.-G. Persson. 1989.** Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. PM från Inst. för Ekol. Zool, Umeå Universitet. 50 p.
- Beamish, R.J., W.L. Lockhart, J.C. van Loon & H.H. Harvey. 1975.** Long-term acidification of a lake and resulting effects on fisheries. *Ambio* 4: 98-102.
- Bernes, C. 1991.** Försurning och kalkning av svenska vatten. Naturvårdsverket, Monitor 12. 144 p. (In Swedish.)
- Berzins, B. 1960.** Kalkning av sjöar. Årsbok Södra Sveriges Fiskeriförening 1959-60: 28-35. (In Swedish.)
- Björklund, I., H. Borg & K. Johansson. 1984.** Mercury in Swedish lakes - regional distribution and causes. *Ambio* 13(2): 118-121.
- Björklund, I., C. Haux, C. Hogstrand, M. Unger & T. Örn. 1985.** Bioackumulation i organ och förändringar av jonbalans i blod-

plasma hos öring vid påverkan av aluminium vid olika pH, humushalt och vattentemperatur. Naturvårdsverket Rapport 3046. 40 p. (In Swedish.)

- Brodin, Y.-W. 1990.** Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 3762. 153 p. (In Swedish.)
- Brodin, Y. & J.C.I. Kuylenstierna. 1992.** Acidification and critical loads in nordic countries: a background. *Ambio* 21(5): 332-338.
- Brown, D.J.A. 1983.** Effect of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 30: 582-587.
- Brown, D.J.A. & K. Sadler. 1989.** Fish survival in acid waters. p. 31-44. In: Morris, R., E.W. Taylor, D.J.A. Brown & J.A. Brown (eds.) Acid toxicity and aquatic animals. Soc. Exp. Biology, Seminar Ser. 34. Cambridge Univ. Press.
- Degerman, E. 1987.** Humösa sjöar - en litteratursammanställning med inriktning på fisk och försurning. (English summary: Humic lakes - a literature survey with emphasis on fish and acidification.) Naturvårdsverket Rapport 3415. 72 p.
- Degerman, E. 1989.** Utvärdering av försöksverksamheten av kalkning. Provfiskeresultat och vattenkemi från 112 kalkade sjöar. Stencil, Sötvattenslaboratoriet. 345 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg. 1987.** Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 71 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg. 1989.** Effekter av sjökalkning på fiskbestånd i sjöar. (English summary: Long-term effects of liming on fish populations in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 35 p.
- Degerman, E. & M. Appelberg. 1992.** The response of stream-dwelling fish to liming. *Env. Poll.* 78: 149-155.
- Degerman, E., J.E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf. 1985.** Förekomst och täthet av lax, öring och ål i mindre vattendrag på svenska västkusten. (English summary: Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 p.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand. 1990.** Kalkning för att motverka försurningpåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 27-214.
- Degerman, E., E. Engblom, P.-E. Lingdell, E. Melin & E. Olofsson, 1992a.** Försurning i fjällen (English summary: Acidification in the high mountains?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 112 p.
- Degerman, E., M. Appelberg & P. Nyberg 1992b.** Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* 230: 201-212.
- Dickson, W. 1988.** Försurningsläget i svenska ytvatten och kalkningsbehovet. *Vatten* 44: 300-304. (In Swedish.)
- Dickson, W., E. Hörnström, C. Ekström & B. Almer. 1975.** Rödingsjöar söder om Dalälven. (English summary: Char-lakes south of River Dalälven.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 138 p.
- Dietrich, D. & C. Slatter. 1989.** Low levels of aluminium causing death of brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in a Swiss alpine lake. *Aquat. Sci.* 51(4): 279-295.
- Edwards, D. & T. Gjedrem. 1979.** Genetic variation in survival of brown trout eggs, fry and fingerlings in acidic water. SNSF-prosjekt, Fagrapport 16. 28 p.
- EIFAC. 1987.** Water quality criteria for european freshwater fish. EIFAC Tech. Pap. 37 (rev. 1). FAO, Rom. 75 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1983.** Bottenfaunans användbarhet som pH indikator. Naturvårdsverket PM 1741. 181 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1984.** The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 61: 60-68.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg. 1982.** Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar och vattendrag. (English summary: Ecological effects of lime treatment.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 96 p.
- Fjellheim, A. & G.G. Raddum. 1990.** Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Sci. Total Env.* 96: 57-66.

- Forsberg, G. 1986.** Nypigmenterade ålyngels överlevnad och födoval i en försurad sjö. (English summary: The survival and diet of elvers in an acidified lake.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (8). 29 p.
- Grahn, O. 1980.** Fishkills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway 1980. SNSF-project. p. 310-311.
- Grande, M., I. Muniz & S. Andersen. 1978.** Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Int. Verein. Limnol. 20: 2076-2084.
- Gunn, J.M. & W. Keller. 1980.** Enhancement of the survival of rainbow trout eggs and fry in an acid lake through incubation in limestone. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1522-1530.
- Gunn, J.M. & W. Keller. 1981.** Emergence and survival of lake trout and brook trout from artificial substrates in an acid lake. Ontario Fisheries, Tech. Rep. Ser. 1. 9 p.
- Haines, T.A. 1981.** Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. Trans. Amer. Fish. Soc. 110: 669-707.
- Harriman, R., E. Gillepie & B.R.S. Morrison. 1990.** Factors affecting fish survival in Scottish catchments. p. 343-355. In: J. Mason (ed.) Surface water acidification programme.
- Holopainen, I.J. & A. Pitkänen. 1985.** Population size and structure of crucian carp in two small natural ponds in eastern Finland. Ann. Zool. Fenn. 22: 397-406.
- Hultberg, H. 1988.** Critical loads for sulphur to lakes and streams. p. 185-200. In: Nilsson, J. & P. Grennfelt (eds.) Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljörapport 15, Report from workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March, 1988.
- Hultberg, H. & J. Stenson. 1970.** Försurningens effekter på fiskfaunan i två bohuslänska sjöar. Fauna och flora 1: 11. (In Swedish.)
- Johansson, N. & J. Kihlström. 1975.** Pikes (*Esox lucius* L.) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching. Env. Res. 9: 12.
- Johansson, N. & G. Milbrink. 1976.** Some effects of acidified water on the early development of roach *Rutilus rutilus* L. and perch *Perca fluviatilis* L. Wat. Res. Bull. 12: 39-48.
- Johansson, N., J.E. Kihlström & A. Wahlberg. 1973.** Low pH values shown to affect developing fish eggs (*Brachydanio rerio* Ham.-Buch.). Ambio 2(1-2): 42-43.
- Johansson, N., P. Runn & G. Milbrink. 1977.** Early development of three salmonid species in acidified water. Zoon 5: 127-132.
- Johansson, N., P. Runn & M. Sothell. 1981.** Perivitelline pH of salmonid eggs in relation to ambient pH. Wat. Res. Bull. 17(6): 994-999.
- Jones, J.R.E. 1964.** Fish and river pollution. Butterworths. 203 sidor.
- Karlsson-Norrgren, L., W. Dickson, O. Ljungberg & P. Runn. 1986a.** Acid water and aluminium accumulation in farmed brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish. Dis. 9: 1-9.
- Karlsson-Norrgren, L., I. Björklund, O. Ljungberg & P. Runn. 1986b.** Acid water and aluminium exposure; experimentally induced gill lesions in brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish. Dis. 9: 11-25.
- LaCroix, G.L. 1985.** Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42(2): 292-299.
- LaCroix, G.L. & D. R. Townsend. 1987.** Responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to episodic increases in acidity of Nova Scotia rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45(8): 1475-1484.
- Lappalainen, A., M. Rask & P.J. Vuorinen. 1988.** Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis*, populations in small lakes of southern Finland. Env. Biol. Fish. 21 (3): 231-239.
- Lessmark, O. 1976.** Försurningens inverkan på fiskfaunan i några småländska sjöar. (English summary: The effect of acidification on the fish fauna of some lakes in the province of Småland.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 41 p.
- Lessmark, O., E. Degerman, A. Johlander & E. Sjölander. 1986.** Effekter av kalkning på fisk omedelbart nedströms doserare. (English summary: Effects of liming on fish immediately downstream of lime dosers.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 31 p.
- Leuven, R.S.E.W., S.E. Wendelar Bonga, F.G.F. Oyen & W. Hagemeyer. 1987.** Effects of acid stress on the distribution and reproductive success of freshwater fish in Dutch soft waters. p. 231-242. In: Witters, H. & O. Vanderborcht (eds.) Ecophysiology of acid stress in aquatic organisms. Ann. Soc. R. Zool. Belg. 117. Suppl. 1.

- Lindström, T. & G. Andersson. 1981.** Population ecology of salmonid populations on the verge of extinction in acid environments. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 81-96.
- Lindström, T., W. Dickson, M. Hanson & G. Andersson. 1982.** Dålig kondition hos röding i ett surt område - en effekt av näringsbrist eller fysiologisk stress. (English summary: Low condition factor in fish of acidified lakes - an effect of insufficient food or physiological stress?) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 24 p.
- Lindström, T., W. Dickson & G. Andersson. 1984.** Reclaiming acid high mountain lakes by liming: A progress report. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 128-137.
- Lingdell, P.-E. & E. Engblom, 1990.** Kräftdjur som miljöövervakare. Naturvårdsverket Rapport 3811. 119 p. (In Swedish.)
- Lundh, I. 1981.** Kalkningseffekter på öringbestånd i Tjöstelserödsån. (English summary: Effects of liming on the sea trout population in River Tjöstelrödsån.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 24 p.
- Milbrink, G. & N. Johansson. 1975.** Some effects of acidification on roe of roach (*Rutilus rutilus*) L. and perch (*Perca fluviatilis*) L. - with special reference to the Åvaå Lake system in eastern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 54: 52-62.
- Mosegaard, H. 1990.** Otolitanalys av subletala försurningseffekter på lax och öring i rinnande vatten. Forskningsansökan till SNV 1990-01-29. 8 p. (In Swedish.)
- Mossberg, P. & P. Nyberg. 1976.** Försurningseffekter på bottenfauna och fisk i Västra Skäl-sjön. (English summary: Effects of acidification on bottom fauna and fish in Lake Västra Skäl-sjön.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9). 23 p.
- Muniz, I. & H. Leivestad. 1980.** Toxic effects of aluminum on the brown trout, *Salmo trutta* L. Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway 1980. SNSF-project. p. 320-321.
- Müller-Haeckel, A. 1984.** The reproduction of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in relation to the acidity of a coastal stream in northern Sweden. Fauna Norrlandica 2. 13 p.
- Norrgren, L. & E. Degerman. 1993.** The influence of liming on embryos and yolk sac fry of Atlantic salmon and brown trout in an acidified river in Sweden. Ambio 22(4): 213-218.
- Norrgren, L., A. Wicklund-Glynn & O. Malm-borg. 1991.** Accumulation and effects of aluminium in the minnow (*Phoxinus phoxinus*) at different pH levels. J. Fish Biol. 39(6): 822-847.
- Nyberg, P. 1984.** Effects of liming on fisheries. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 305: 549-560.
- Nyberg, P., E. Degerman, C. Ekström & E. Hörnström. 1986.** Försurningskänsliga rödingsjöar i Syd- och Mellansverige. (English summary: Acid-sensitive Arctic char, (*Salvelinus alpinus*), lakes in southern and central Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 240 p.
- Rahel, F.J. & J.J. Magnusson. 1983.** Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: Inferences for cultural acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 3-9.
- Rask, M. 1989.** Perch, *Perca fluviatilis*, in small lakes: Relations between population characteristics and lake acidity. Int. Rev. Hydrobiol. 74: 169-178.
- Rask, M. & P. Tuunainen. 1990.** Acid-induced changes in fish population of small finnish lakes. p. 911-927. In: Kauppi, et al. (eds.) Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin.
- Rask, M., P.J. Vuorinen & M. Vuorinen. 1990.** Delayed spawning of perch, *Perca fluviatilis* L., in acidified lakes. J. Fish Biol. 36: 317-325.
- Reader, J.P. & C.H. Dempsey. 1989.** Episodic changes in water quality and their effects on fish. p. 31-44. In: Morris, R., E.W. Taylor, D.J.A. Brown & J.A. Brown (eds.) Acid toxicity and aquatic animals. Soc. Exp. Biol. Seminar Ser. 34. Cambridge Univ. Press.
- Rosseland, B.O. 1986.** Biological effects of acidification on tertiary consumers. Fish population responses. Wat., Air Soil Poll. 30: 451-460.
- Runn, P. 1982.** Effects of low pH on the development of early stages of fish. Ph.D. thesis, University of Uppsala. Acta Univ. Ups. p. 647.
- Runn, P., N. Johansson & G. Milbrink. 1977.** Some effects of low pH on the hatchability of eggs of perch, *Perca fluviatilis* L. Zoon 5: 115-125.
- Saunders, R.L., E.B. Henderson, P.R. Harmon, C.E. Johnston & J.G. Eales. 1983.** Effects of low environmental pH on smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1203-1211.

- Schofield, C.L. & J.R. Trojar. 1980. Aluminium toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in acidified waters. p. 341-366 In: Toribara, T.Y., M.W. Miller & P.E. Morrow (eds.) Polluted rain. Plenum Press, New York.
- Sers, B. & E. Degerman. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. (English summary: The fish fauna in Swedish streams.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 1-41.
- Skogheim, O.K., B.O. Rosseland & I. Sevaldrud. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon in the river Ognå, S.W. Norway, caused by acidified aluminium-rich water. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 195-202.
- Svärdson, G. 1974. Översikt över laboratoriets verksamhet med plan för år 1974. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 27 p.
- Swarts, F.A., W.A. Dunson & J.E. Wright. 1978. Genetic and environmental factors involved in increased resistance of Brook trout to sulfuric acid solutions and mine acid polluted waters. Trans. Amer. Fish. Soc. 107(5): 651-677.
- Turnpenny, A.W.H. 1989. Field studies on fisheries in acid waters in the United Kingdom. p. 45-65. In: Morris, R., E.W. Taylor, D.J.A. Brown & J.A. Brown (eds.) Acid toxicity and aquatic animals. Soc. Exp. Biol. Seminar Ser. 34. Cambridge Univ. Press.

---

## ENGLISH SUMMARY: *pHISCES* - THE FISH FAUNA AS AN INDICATOR OF LOW pH

---

This paper presents a model (*pHisces*) to use the fish fauna in Sweden as a biological indicator of the lowest pH in natural waters. The paper consists of a review of pH-tolerance limits for the major fish species (Table 2), which resulted in a division of the pH-tolerance into four groups (Table 3). The tolerance limits used were only from natural waters or from large scale experiments in natural waters. Thus, experimental data from laboratories were not included.

Recruitment disturbances occurred for most species at a pH below 6 (average 5.6), and a total loss of recruitment was generally found in the pH-interval 5.0-5.4 (average 5.2). More tolerant species were European perch (*Perca fluviatilis*), northern pike (*Esox lucius*) and Brown trout (*Salmo trutta*). At an average lowest pH below 4.9 species were lost.

The model *pHisces* is based on presence/absence of recruitment and species. If data is available also the abundance of yearlings is included (two classes; poor - normal). *pHisces* was tested on field data from 13 small streams. It was found that the precision of predicting pH was 52-83% correct, depending on if only recruitment was used or if also the abundance of yearlings could be included.

The fish fauna is not as good bioindicator of low pH as invertebrate benthos, mainly because a narrower tolerance span and fewer species. However, in small streams where acid surges are present only during a short period *pHisces* is a useful complement to water sampling and requires less taxonomic skill than the use of benthic invertebrates.