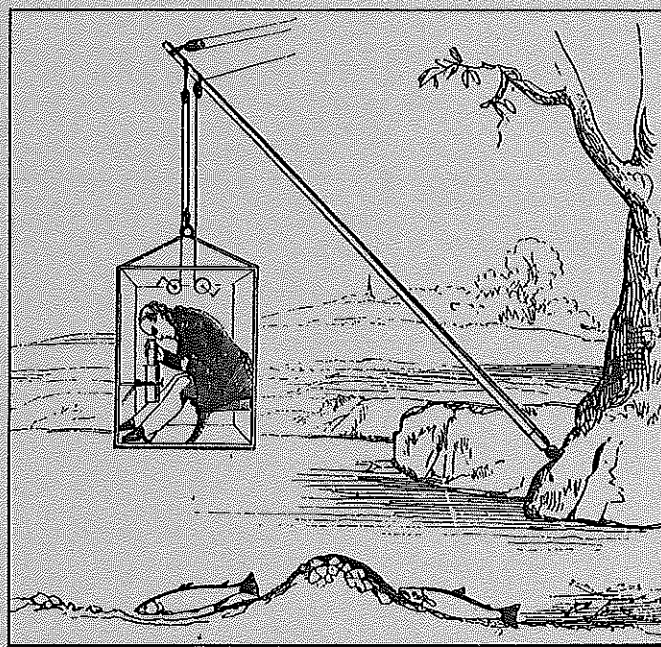


Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET

Drottningholm



ERIK DEGERMAN
JAN-ERIK FOGELGREN
BJÖRN TENGELIN
EVA THORNELOF

Förekomst och täthet av havs-
öring, lax och ål i försurade
mindre vattendrag på svenska
västkusten

FÖREKOMST OCH TÄTHET AV HAVSÖRING, LAX OCH ÅL I FÖRSURADE MINDRE VATTENDRAG PÅ SVENSKA VÄSTKUSTEN

Erik Degerman
Jan Erik Fogelgren
Björn Tengelin
Eva Thörnelöf

SAMMANFATTNING	1
FÖRORD	3
1. INLEDNING	4
2. MATERIAL OCH METODER	5
2.1 Vattenkemi och flödesbestämningar	5
2.2 Elfiske	7
2.3 Historik över beståndsutveckling	9
3. RESULTAT	11
3.1 Vattenkemi	11
3.1.1 Förhållanden sommaren 1983	11
3.1.2 Intensivstudie vintern 1983/84	13
3.2 Elfiske	17
3.2.1 Öring och lax	17
3.2.2 Ål	24
3.3 Historik över beståndsutveckling	27
4. DISKUSSION	38
A. Normaltäthet av lax- och öringungar på lämpliga hård- bottenområden	38
B. Är försurningen orsak till låg täthet av lax- och öringungar?	41
C. Är försurningen orsak till låg täthet av ål?	48
D. Försurningens omfattning i förhållande till avrinnings- områdets karaktär	51

LITTERATUR	55
ENGLISH SUMMARY: OCCURRENCE OF BROWN TROUT, ATLANTIC SALMON AND EEL IN SMALL ACIDIFIED WATERCOURSES ON THE WEST COAST OF SWEDEN	62
BILAGEFÖRTECKNING	64
BILAGOR 1-20	65

SAMMANFATTNING

Föreliggande studie fördelar sig på tre delmoment.

A - Sommaren 1983 undersöktes 12 vattendrag (totalt 88 stationer) i Bohuslän och Halland med elfiske för att studera förekomst och kvantifiera täthet av havsöring, lax och ål. Vattendragen var i huvudsak belägna nedom högsta kustlinjen. pH-värdena var på flertalet stationer över 6 medan alkaliniteten varierade mellan olika stationer. Beståndstätheten av laxfiskungar (0+ och 1+ av såväl lax som öring) och ål var signifikant högre på stationer med alkalinitet över 0.25 mekv/l jämfört med stationer med lägre alkalinitet. På stationer med pH under 6 var beräknad täthet av laxfiskungar 0.2-4 per 100 m² medan stationer med pH över 6 i medeltal hade 62 ungar per 100 m². Tätheten av ål var 1.1 per 100 m² på stationer med pH under 6 och i medeltal 3.7 på stationer med pH över 6. Konditionsfaktorn för tvåsomrig öring var korrelerad med beståndstätheten av öringungar. Vid låg alkalinitet var beståndstätheten liten och konditionsfaktorn hög.

B - Vintern 1983/84 intensivstuderades vattenkvaliten (pH, alkalinitet, ledningsförmåga och färg) i förhållande till vattenföringen i tre vattendrag. I de två okalkade vattendragen sjönk alkaliniteten och pH vid flödestoppar. I ett vattendrag gick pH ned till 5.0 och alkaliniteten till 0. Ett direkt linjärt samband förelåg mellan flödet och alkaliniteten så att ett fördubblat flöde halverade alkaliniteten i ett vattendrag. Nedströms en nyligen kalkad sjö i Kungsbackaåns vattensystem visade alkaliniteten inget statistiskt signifikant samband med vattenflödet men tenderade att öka med ökat flöde. Vid jämförelse med sommarförhållandena noterades att en station som vintertid inte hade någon alkalinitet sommartid vid låg vattenföring hade en alkalinitet på 0.17 mekv/l. Liknande stora variationer mellan sommar- och vinterförhållanden förelåg även på andra stationer.

C - För vattendragen Stensån, Smedjeån, Fylleån, Suseån, Säveån, Taske å och Örekilsälven sammanställdes data över utförda elfisken och relaterades i möjligaste mån till uppgifter om pH och alkalinitet under perioden 1955-84.

I nedre delar av små vattendrag i välbuffrad mark och i större vattendrag (över 1000 km² avrinningsområde) varierade tätheterna av lax- och öringungar (0+ och 1+) men var i stort sett oförändrade under perioden. I mindre och alkalinitetssvaga vattendrag hade tätheterna minskat och framför allt laxen minskat eller försvunnit.

I diskussionen framförs data som indikerar att "normaltätheten" av lax- och öringungar (0+ och 1+) sammantaget per 100 m² opåverkad hårdbotten på västkusten bör vara över 100. Vidare påvisas samband mellan storleken på flödesvariationerna i vattendrag och storleken på vattendragens avrinningsområde samt andelen sjöar, vilket anses förklara förekomsten av surstötar i vattendrag med små avrinningsområden och liten andel sjöar. Flödesvariationerna ett normalår i dessa mindre vattendrag uppgår till 100-600 gånger.

Vattenkemins inverkan på fiskbestånden anses bero av höga aluminiumhalter samt för öring och lax även försämrad reproduktion på grund av lågt pH. För ål diskuteras även möjligheten att försurade och näringsfattiga vattendrag inte attraherar ål.

Slutsatsen blir att vattendragens laxfisk- och ålpopulationer, på grund av försurning, är mindre än de potentiellt möjliga, även i vattendragsavsnitt med bra pH-värden sommartid. Kalkningsinsatser, och i viss mån andra fiskevårdande åtgärder, torde kunna öka fiskproduktionen väsentligt.

FÖRORD

Föreliggande sammanställning är ett försök att ge en samlad och generaliserad bild av tillståndet hos lax-, havsöring- och ålbestånden i mindre vattendrag på svenska västkusten - Bohuslän och Halland. Vattendragen behandlas i möjligaste mån som ett enda enhetligt material varför den som är intresserad av ett speciellt vattendrag får gå till bilagorna där data sammanställts vattendragsvis.

Undersökningen genomfördes av fiskeriintendenten i västra distriktet och finansierades via fiskeristyrelsen över anslaget "Åtgärder mot försurningen".

Arbetet inkluderar även en översiktlig kartering av lek- och uppväxtområden för laxfisk i mindre, och därmed försurningskänsliga vattendrag, i Halland. Denna inventering genomfördes av fiskenämnden i Halland somrarna 1983-84 och redovisas separat.

Speciellt tack till Brodde Almer och Peter Norell på fiskenämnden i Halland, till Inge Lundh på fiskenämnden i Bohuslän samt till Arne Johlander hos fiskeriintendenten i nedre södra distriktet för bakgrundsdata och diskussioner. Per Nyberg och Håkan Wickström på sötvattenslaboratoriet samt William Dickson på naturvårdsverket gav värdefull kritik och synpunkter på sammanställningen.

1. INLEDNING

Lax, havsöring och ål utgör ekonomiskt värdefulla och för fritidsfisket betydelsefulla arter på svenska västkusten. De mindre vattendragen utgör de viktigaste, och i stort sett enda återstående, naturliga lek- och uppväxtområdena för lax och havsöring.

Alfångsten i kustvattnen har i stort sett ökat sedan 1960-talet, men samtidigt minskat i sötvattnen. Lax- och havsöringfångsten i Halland var omkring 100 ton per år vid mitten av 1800-talet medan nuvarande fångst i länet endast utgör en fjärdedel. De minskade fångsterna kan bero av effekter i havet eller i vattendragen. För närvarande finns inte indikationer på att arterna generellt överfiskas i västerhavet (Kustfiskeutredningen 1983, Jordbruksdepartementet 1984) och den ökande eutrofieringen i havet har ännu ej rapporterats bestående påverka dessa arter negativt (Degerman och Rosenberg 1982).

Historiskt har bestånden av lax och havsöring minskat främst genom vattenkraftutbyggnaden, men även föroreningar, kulverteringar, vandringshinder m m har bidragit (Jordbruksdepartementet 1984). Lokalt har man ansett att biotopvårdande åtgärder tillsammans med utvidgade fredningsområden för havsöring i havet har bidragit till ökade fångster av denna art i kustfisket (Kustfiskeutredningen 1983). Minskade bestånd på senare tid av lax och öring i andra områden har i flera fall antagits bero på försurningen av vattendragen och kalkningsåtgärder har medfört ökad numerär av havsöringungar (Lundh 1981, Hultberg och Alenäs 1981) och laxungar (Edman 1982).

Det är ofta svårt att bestämt kunna säga varför laxfisk ibland saknas eller uppträder sparsamt i vissa vatten och speciellt svårt kan det vara att identifiera och värdera enskilda faktorerers inverkan. Sommartid när elfiskeundersökningar i regel utförs för att kvantifiera fiskbestånden brukar pH-värdet i vattendragen ofta vara acceptabelt (>5.5).

Det är dock känt att pH-värdet snabbt kan sjunka vid snösmältning (Fisk och Gydemo 1979, Bjärnberg 1983), varför ett acceptabelt pH sommartid kan åtföljs av ett för faunan kritiskt pH vinter/vår. Svårigheten att med ett enstaka pH-värde bedöma om vattenfaunan påverkas negativt av försurning någon gång under året har belysts av flera författare (Engblom och Lingdell 1983).

Föreliggande undersökning syftar till att ge en övergripande bild av lax-, havsöring- och ålbestånden i de mindre vattendragen på västkusten (Bohuslän och Halland). Utvärderingen har främst tagit fasta på att relatera förekomsten av de nämnda arterna till pH och alkalinitet - speciellt med hänsyn till dessa parametrars årstidsvariation. Arbetet har bedrivits i form av elfisken sommaren 1983 - totalt 88 stationer - samt sammanställning av data från äldre elfisken. Dessutom har vattenkemi och vattenföring intensivt studerats i tre vattendrag vintern 1983/84.

2. MATERIAL OCH METODER

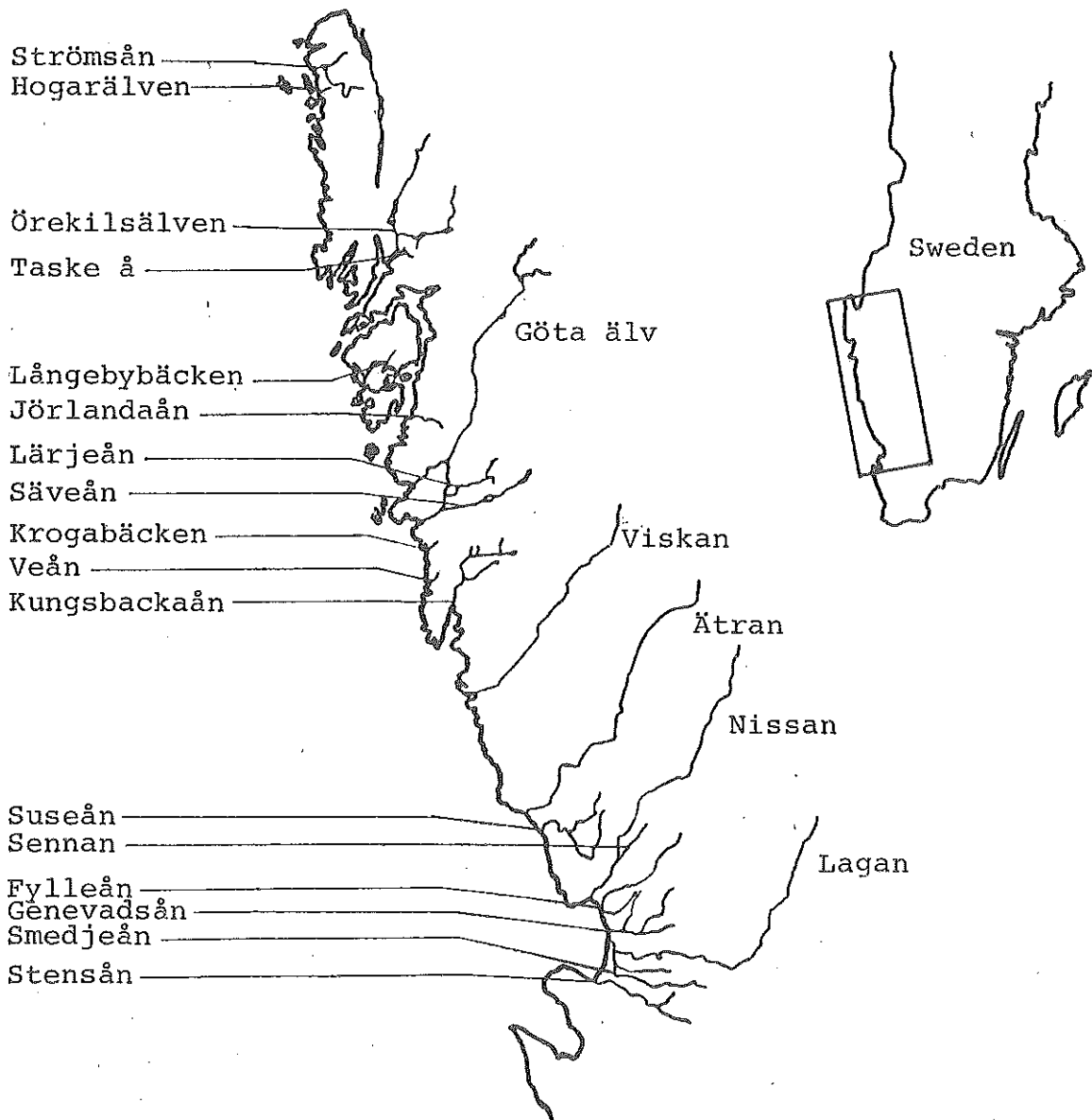
2.1 Vattenkemi och flödesbestämningar

Vattenprov togs dels i samband med elfisket sommaren-hösten 1983 - ett prov per station, dels i samband med en intensivstudie av tre år vintern 1983/84.

Vattenproven togs på 0.1 m djup och analyserades inom ett dygn på laboratorium med avseende på pH, alkalinitet, ledningsförmåga och färg.

Titration av alkalinitet skedde med en Autoburette ABU 11 (Radiometer) med en TTT 60 Titrator och PHM 62 Standard pH-meter vid 25°C och mot pH 5.4. Vid analys av ledningsförmågan användes Conductometer E 587 och för färgtalsbestämning Hellige-komparator.

För intensivstudien utvaldes tre vattendrag (Figur 1): den då nyligen kalkade Kungsbackaån, tre stationer, Krogabäcken, två stationer, samt Jörlandaån, tre stationer. Två stationer i Kungsbackaån låg strax nedströms de kalkade Ingsjöarna och en station i biflödet Lillån som kalkades hösten 1984. I Krogabäcken låg en station i en övre försurningspåverkad del och en station i en nedre del omgiven av jordbruksmark. Stationerna i Jörlandaån låg 4, 5.5 respektive 9.5 km från mynningen i havet. Jörlandaån avvattnar södra delen av det försurade Svartedalsområdet.



Figur 1. Karta över Bohuslän och Halland med de undersökta vattendragen.

Intensivstudien pågick under perioden 29/11 1983 till 9/3 1984. Vattenprov insamlades var sjätte till var dag beroende på vädersituationen med tätare provtagning vid nederbörd. Vattenståndet mättes genom att peglar sattes upp i Kungsbackaån och Jörlandaån. Flygelmätningar genomfördes vid högt respektive lågt vattenflöde med General Oceanics Digital Flow Meter 2030. En avbördningskurva upprättades sedan så att vattenflödet kunde avläsas ur pegelståndet. Data över nederbörd och temperatur från Landvetters flygplats, inom Kungsbackaåns avrinningsområde, har erhållits från SMHI.

2.2 Elfiske

Elfisken utfördes i 12 vattendrag inom Bohuslän och Halland under perioden 24/8 - 19/10 1983. Totalt undersöktes 88 stationer (bilagor 16-18).

De undersökta vattendragen valdes subjektivt så att de skulle ge en tvärsnittsbild av västkustvattendragen. Vattendragen valdes geografiskt utspritt över länen och både kalkade och icke kalkade vattendrag ingick. Bland dem som inte kalkats ingick såväl sådana som antogs vara akut försurade samt sådana som låg inom jordbruksmark och antogs vara mindre försurade. Vattendrag med skador på fiskbestånden på grund av kända kontinuerliga utsläpp har ej medtagits. Undersökningarna bedrevs huvudsakligen nedströms kända definitiva vandringshinder för lax och havsöring.

Följande vattendrag ingick (Figur 1):

Vattendrag som inte kalkats

Hogarälven, Långebybäck, Lärjeån, Kungsbackaån (kalkades efter elfiskeundersökningen), Veån, Krogabäcken, Sennan (kalkades efter elfiskeundersökningen), Smedjeån, Suseån, Genevadsån.

Vattendrag som kalkats

Strömsån (kalkades 1978 och 1983), Taske å (kalkades 1980).

Inom varje vattendrag elfiskades i regel åtta stationer, varav övervägande delen utgjordes av stationer med hårdbottnen, dvs grusig-stenig-blockig botten. Dessa hårdbottnar utgjorde vad som okulärt bedömdes vara goda lek- och uppväxtområden för öring och lax. Även mjukbottnar, dvs sandiga/leriga substrat, undersöktes för att framför allt ge en överblick av ålbestånden i åarna. Stationerna slumpades ej ut, istället valdes i möjligaste mån de stationer som tidigare elfiskats för att erhålla jämförelsematerial. Stationer valdes jämnt fördelade inom vattendragen, dvs såväl i övre som i nedre delar av vattendragen.

Elfisket utfördes med LUGAB elfiskeaggregat och med en elektrod vars diameter var 25 cm. Avstängningsnät användes ej. Upprepat fiske (2-3 gånger) genomfördes för att kunna kvantifiera fiskpopulationerna. Beräkningarna av populationstäthet skedde enligt Zippin (1956). Den beräknade tätheten erhöles för olika "åldersgrupper" genom att subjektivt dela in det längdmätta materialet (lax och öring). I detta arbete anges genomgående beräknad täthet och med termen ungar avses, om intet annat anges, både en- (0+) och tvåsomriga (1+) ungar av såväl lax som öring.

Den fångade fisken bedövades med MS 222 och vägdes med en noggrannhet av 1.0 g. Enskilda fiskars längd mättes i längdklasser med 5 mm klassbredd. Mätningen avsåg totallängd - nosspets till spets av stjärtfenan. Konditionsfaktorn beräknades enligt: $\text{Konditionsfaktorn} = \text{vikt (g)} / \text{längd}^3 \text{ (cm)} \cdot 100$.

Ål kan enligt studier (Larsen 1955, Lennartsson och Thuren 1983) inte säkert kvantifieras med gängse elfiskemetodik. Ål insamlades dock med stor noggrannhet och på samma sätt på samtliga stationer för att erhålla ett relativt mått på tätheten och tätheten anges i det följande som antalet fångade ålar efter 2 - 3 utfisken per station.

Vattentemperatur mättes med en halv grads noggrannhet. Den fysiska miljön på de elfiskade stationerna beskrevs med

avseende på substrat, vattenvegetation, vattenhastighet m m. Samtidigt utfördes noggrann lokalbeskrivning och fotografier togs av varje station för att möjliggöra framtida upprepning av undersökningen på samma stationer.

I fält bedömdes okulärt de olika stationernas potentiella fysiska lämplighet för öring och lax som biotop respektive lekområde enligt en tregradig skala (0=dålig, 1=god, 2=mycket god). Värdefulla biotoper ansågs vara sådana med varierad hårdbotten, flera uppehållsplatser för fisk, skuggande busk/trädridå, strömmande vatten samt tillräckligt djup. För bedömning av potentiellt värde som lekområde lades vikt vid att lämpligt substrat, 0.5-4 cm, fanns, samt att uppehållsplatser fanns för lekfisk.

Vid den statistiska behandlingen har huvudsakligen icke-parametriska test (Sperman Rank korrelation, Chi-square test, Mann Whitney U-test) använts.

Termen variationsfaktor används i fortsättningen som beteckning för kvoten mellan maximalt värde och minimalt värde, exempelvis för vattenföring och alkalinitet.

2.3 Historik över beståndsutvecklingen

Äldre data har sammanställts över lax- och havsöringbestånds populationstätheter i några vattendrag enligt skattningar med elfiske. Beståndsvariationerna har sedan så långt som möjligt satts i relation till variationer i vattenkemi - främst pH och alkalinitet.

Följande vattendrag ingår i historiksammanställningen: Stensån, Smedjeån, Fylleån, Suseån, Säveån, Taske å och Örekilsälven (Figur 1).

Vattendrag har ofta undersökts i samband med miljöstörningar då fiskbestånden tagit skada. Dessa vattendrag har i möjligaste mån ej medtagits för att inte försvåra utvärderingen. Därigenom återstod endast ett fåtal vattendrag med längre undersökningsserier i de båda länen.

Undersökningsmaterialet har, förutom från fiskeriintendents eget material, även tillställts från de båda fiskenämnderna, medan uppgifter om vattenkemi lämnats av länsstyrelserna.

Genomgående redovisas beräknad täthet av laxfiskungar per 100 m², vilken erhållits antingen genom att elfiskeundersökningarna skett som upprepat fiske, dvs möjliggjort beräkning enligt avsnitt "Elfiske" ovan, eller med hjälp av beräknad fångsteffektivitet från tidigare fisken på samma eller intilliggande station (Tabell 1).

Tabell 1. Beräknad medelfångsteffektivitet, från upprepat fiske på respektive station, som utnyttjats för att skatta totalpopulationen i de fall endast ett elfiske genomförts på någon station. Medelfångsteffektivitet för:

	ålder	0+	1+
Suseån - station Mostorp		35%	45%
Fylleån - stationer Arnarp, Tolarp		57%	64%
Smedjeån - station Ränneslöv		37%	59%
Stensån - station Våxtorp		42%	46%
Örekilsälven - station Skäret		30%	45%

Mätningar av vattenkvalitet har traditionellt skett nära vattendragens mynningar då avsikten varit att beräkna näringsämnestransport snarare än att bevakna försurningsläget. Ytterst få mätningar finns från 1950-60-talen i anslutning till de stationer som då elfiskats. Detta medför att de vattenkemiska data som stått att uppbringa för respektive vattendrag inte alltid behöver vara representativa för elfiskestationerna.

Vissa av elfiskeundersökningarna från början av 1950-talet uppvisade låg fångsteffektivitet och skev populationsstruktur. Troligen hade inte elfiskemetodiken fungerat tillfredställande med avseende på kvantifiering och dessa (fåtal)

värden har därför inte medtagits i föreliggande sammanställning. Vidare har endast data använts från elfisken utförda under augusti-oktober för att kunna jämföra med studien år 1983.

3. RESULTAT

3.1 Vattenkemi

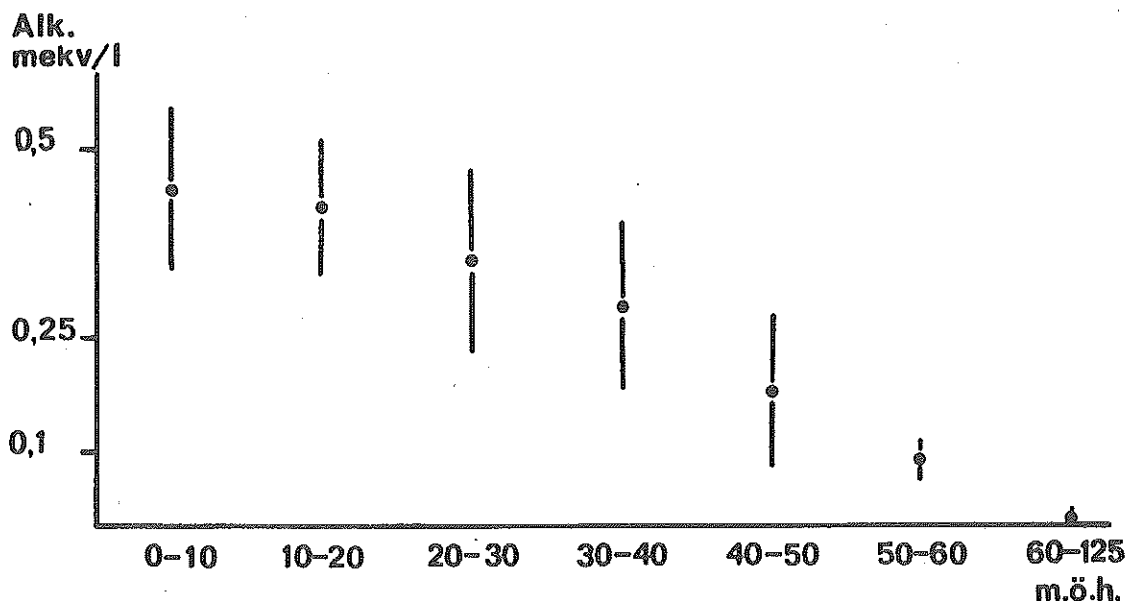
3.1.1 Förhållanden sommaren 1983

pH och Alkalinitet: pH uppmättes till mellan 4.8 och 7.5 på de olika elfiskestationerna (bilagor 16-18). Variationen mellan stationer inom ett och samma vattendrag var i vissa fall stor, exempelvis var pH 4.8 i Genevadsåns övre delar och 6.7 i de nedre delarna. Endast ett fåtal stationer hade pH under 6.0. Detta förekom på stationer i Krogabäcken, Kungsbackaån, Suseån, Sennan och Genevadsån. Alkaliniteten var i medeltal för samtliga undersökta stationer 0.30 ± 0.05 (standard error, S.E.) mekv/l, med ett medianvärde av 0.21 mekv/l. Utgående från alkaliniteten indelades de undersökta stationerna i tre klasser - stationer med hög, intermediär respektive låg alkalinitet (Tabell 2).

Tabell 2. Alkalinitet (mekv/l) på de undersökta stationerna i Bohuslän och Halland i augusti-oktober 1983. Vattendrag som kalkats ingår ej.

Alkalinitetsklass	Medelvärde \pm S.E.	Antal stationer
Mer än 0.25 mekv/l	0.59 ± 0.06	n = 19
0.1 - 0.25 mekv/l	0.19 ± 0.02	n = 9
Mindre än 0.1 mekv/l	0.033 ± 0.006	n = 17

Alkaliniteten var i medeltal lägre ju högre över havet de undersökta stationerna var belägna (Figur 2). Framför allt var alkaliniteten låg på stationer ovan marina gränsen, 60-125 m ö h.



Figur 2. Medelvärde och standard error för alkalinitet (mekv/l) på de undersökta stationerna i Bohuslän och Halland i augusti-oktober 1983 i förhållande till stationernas höjd över havet. Kalkade vattendrag ingår ej.

Ledningsförmåga: Ledningsförmågan var mellan 5 - 29 mS/m på de undersökta stationerna, utom i Längebybäcken där värden ända upp till 228 mS/m uppmättes (bilagor 16-18). Stationen med det högsta värdet hade även högt färgtal, högt pH, hög alkalinitet och var påverkad av havsvatten samt av utsläpp från jordbruk.

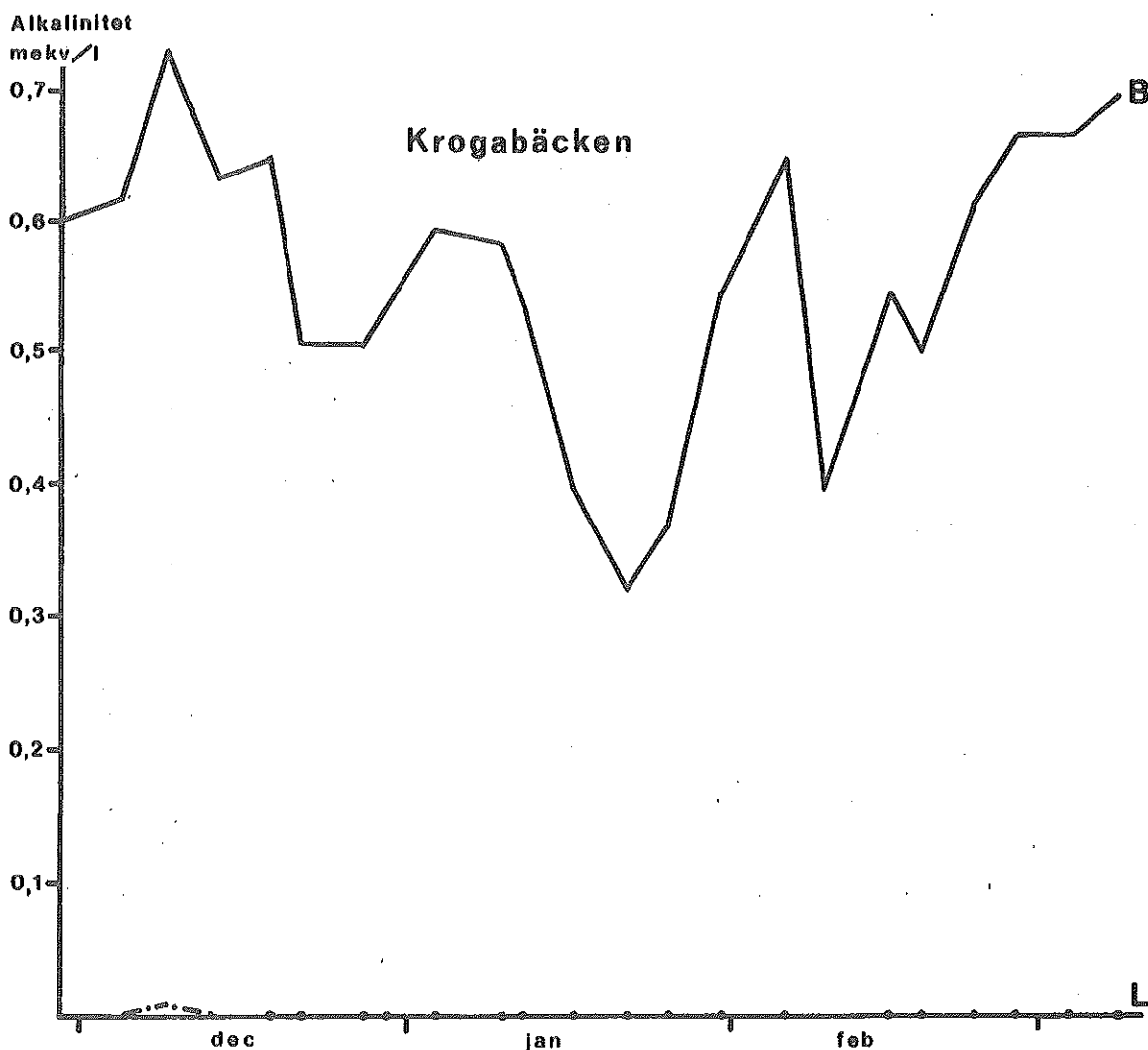
Lägst ledningsförmåga förelåg i Suseån och Sennan i södra Halland. Dessa båda vattendrag hade också låga alkaliniteter.

Färg: Färgtalet, uttryckt i mg Pt/l, på de undersökta stationerna var 10 - 300 (bilagor 16-18). Lägst värden förelåg i Kungsbackaan, där stationerna var belägna nedströms större sjöar som fungerar som sedimentationsbassänger för humusämnen. Färgtalet kunde inte relateras till stationers höjd över havet utan varierade lokalt på grund av punktkällor, exempelvis tillflöden från mosse/myr. I medeltal för samtliga stationer var färgtalet 70 mg Pt/l.

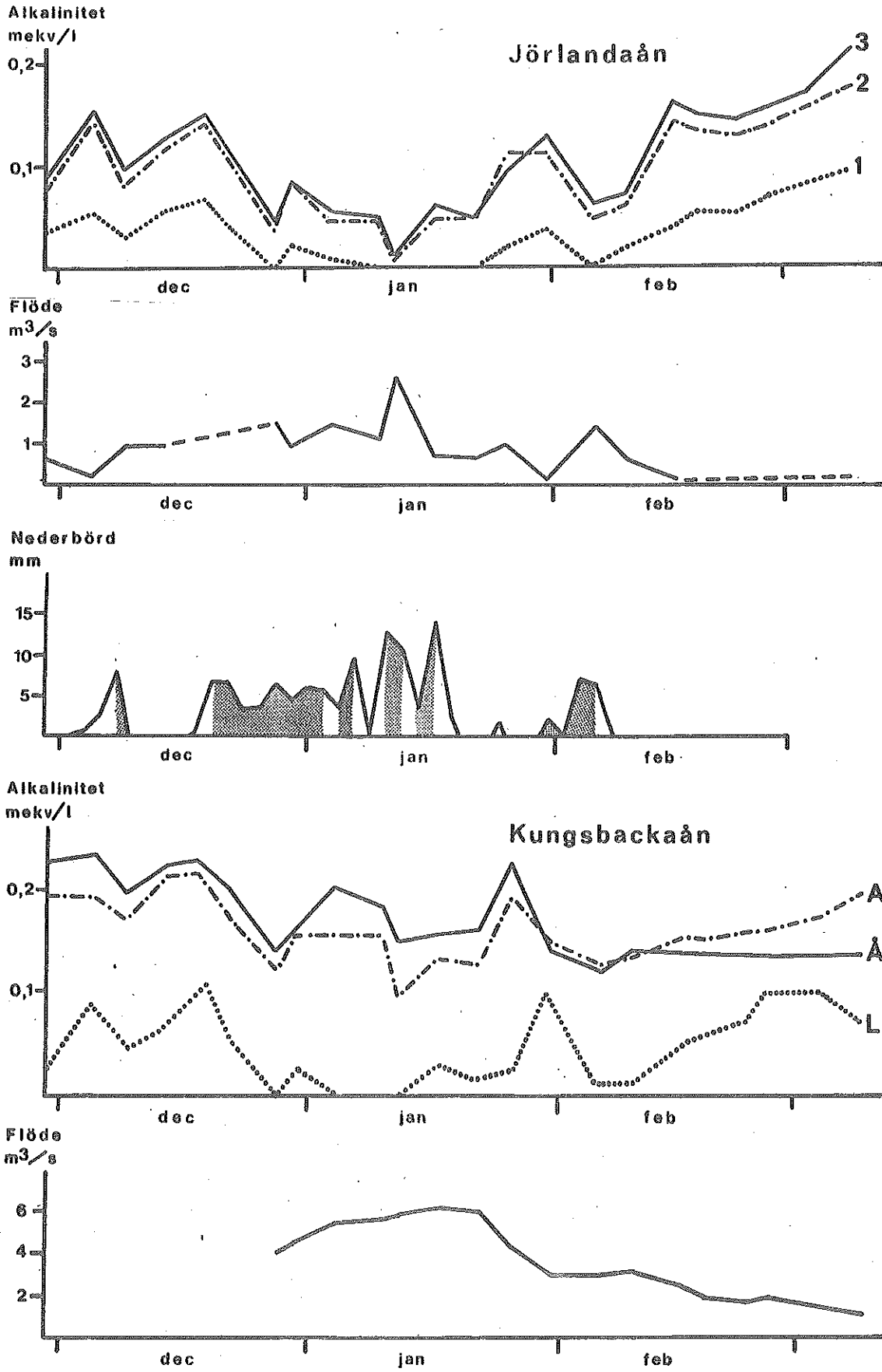
3.1.2 Intensivstudie vintern 1983/84

Detta delmoment genomfördes 29/11 1983 - 9/3 1984.

pH och alkalinitet: Stationerna som utnyttjades vid intensivstudien hade ett högsta pH överstigande 6.5 någon gång under undersökningsperioden, utom den översta stationen i Krogabäcken som ej hade pH överstigande 5.1 (bilaga 19). De flesta stationer hade ett lägsta pH som var under 6.0, men stationen i Kungsbackaån omedelbart nedströms den nykalkade V.Ingsjön samt den nedersta stationen i Krogabäcken hade ej pH understigande 6.5 (Figur 3).



Figur 3. Sammanställning av alkalinitet, vattenföring och nederbörd för de intensivstuderade stationerna i Kungsbackaån, Jörlandaån och Krogabäcken perioden 29 november 1983 till 9 mars 1984. Perioder med plusgrader markeras med mörkskuggat fält i diagrammet över nederbörd. Data i bilaga 19. Stationsbeteckningar i Kungsbackaån: Å=Ålgårdsbacka, A=Alafors, L=Lillån, i Jörlandaån beteckningar 1, 2, 3 enligt bilagor samt i Krogabäcken: B=Billdal, L=Lyckhem.



Figur 3. Text se föregående sida.

För att kunna relatera denna vinterstudie till sommarförhållanden togs vattenprov på samtliga intensivstationer även 30/7 1984. Vattenflödet i åarna var då mycket ringa. pH och alkalinitet var betydligt högre än under vinterstudien. I två fall var lägsta vinteralkalinitet 0 mekv/l och pH 4.5 respektive 4.9 för att sedan stiga till alkalinitet 0.029-0.17 och pH 5.7 respektive 6.7 sommartid (Tabell 3), dvs en maximal variation i vätejonkoncentration 16 respektive 63 gånger. Stationerna i den kalkade Kungsbackaån uppvisade relativt mindre variationer - vätejonkoncentrationen förändrades endast en faktor 1.6-2.5.

Den maximala variationen i vätejonkoncentration och alkalinitet under vinterstudien på de två stationerna nedströms V. Ingsjön i Kungsbackaån var en faktor 2-5. I övre delen av Krogabäcken, som hade konstant lågt pH och alkalinitet, var också variationen liten - en faktor 4. Stationerna i Jörlandaån och i Kungsbackaåns okalkade biflöde Lillån hade däremot variationer under studien i vätejonkoncentration och alkalinitet på en faktor 20 - 40 (Tabell 4). Detta innebar t ex en pH-variation mellan 4.9 och 6.5 på en station.

Tabell 3. Jämförelse mellan lägsta uppmätta pH och alkalinitet i de intensivstuderade vattendragen under vinterperioden (29/11 1983-9/3 1984) och uppmätta värden 30/7 1984 vid sommarlågsvattenföring. Vattendragsbeteckningar enligt Tabell 4. Alkalinitet i mekv/l.

Vattendrag-station	pH-min	pH-sommar	alk-min	alk-sommar
KU-Algårdsbacka	6.7	7.1	0.12	0.21
KU-Alafors	6.5	6.7	0.095	0.25
KU-Lillån	5.5	6.6	0	0.41
KR-Lyckhem	4.5	5.7	0	0.029
KR-Billdal	7.1	7.6	0.32	0.99
JÖ-stat. 1	4.9	6.7	0	0.17
JÖ-stat. 2	5.5	6.7	0.008	0.26
JÖ-stat. 3	5.7	6.9	0.014	0.28

Tabell 4. Maximala variationer i vätejonkoncentration (beräknat ur pH), alkalinitet, ledningsförmåga och färg i de intensivstuderade vattendragen Kungsbackaån (KU), Krogabäcken (KR) och Jörlandaån (JÖ) under perioden 29/11 1983-9/3 1984.

* betecknar att minimivärde i alkalinitet varit 0 och att variationsfaktor ej gått att beräkna.

A och station	Variationsfaktor (maxvärde/minvärde) för			
	pH	Alkalinitet	Ledningsförm.	Färg
KU - Algårdsb.	4.6 ggr	1.9 ggr	1.2 ggr	1.8
KU - Alafors	3.5	2.3	1.4	2.3
KU - Lillån	37	*	1.6	2.5
KR - Lyckhem	4.4	*	1.4	4
KR - Billdal	3.2	2.3	3.3	7
JÖ - stat. 1	37	*	1.3	2.4
JÖ - stat. 2	22	21.5	1.2	3
JÖ - stat. 3	23	15	1.3	6

Ledningsförmåga: Inga större variationer i ledningsförmåga uppmättes på respektive station. Ledningsförmågan varierade maximalt med en faktor 1.2 - 3.3 (Tabell 4).

De flesta stationerna hade värden mellan 12 - 15 mS/m, medan stationen vid Billdal hade genomgående högre värden, 21 - 70 mS/m.

Färg: De lägsta uppmätta värdena på stationerna var 10 - 30 mg Pt/l och de högsta 40 - 70. De högsta värdena uppmättes vid nederbörd i samband med plusgrader 9 och 22/12 samt 12/1. Färgvärdena på respektive station varierade maximalt med en faktor 1.8 - 7 under intensivstudien (Tabell 4).

Vattenflöde: Vattenflödet studerades i två av vattendragen - Jörlandaån och Kungsbackaån - på en station i vardera ån under perioden december till mars (bilaga 19).

Vid kraftig nederbörd och plusgrader ökade flödet i åarna. Ökningen var snabbast i Jörlandaån medan stationen i Kungsbackaån, belägen på lägre höjd över havet och omedelbart nedströms Ingsjöarna svarade något långsammare och i mindre

grad. Flödet varierade maximalt med en faktor 6 i Kungsbackaån och med en faktor 27 i Jörlandaån under undersökningsperioden. Marken var tjälad och snöavsmältningen var inte helt avslutad när provtagningsperioden avslutades.

Alkalinitet-Vattenflöde: De olika stationerna uppvisade stor samvariation i förändringar i vattenflöde även om amplituden skilde (Figur 3). Även alkalinitetsförändringar inträffade samtidigt i de olika vattendragen och följde variationer i vattenflödet.

Vid linjär regression av vattenflödet mot alkaliniteten förelåg 99.9% statistisk signifikant korrelation i Jörlandaån, men ingen statistiskt signifikant korrelation i Kungsbackaån (bilaga 20). I Jörlandaån halverades alkaliniteten vid fördubblat flöde. På stationen i Kungsbackaån visade alkaliniteten snarare en tendens att öka med flödet, troligen som en följd av ökat utflöde från den nykalkade V. Ingsjön.

3.2 Elfiske

Kartor över de tolv vattendragen med de 88 enskilda stationernas numrering och läge återfinns i bilagor 1 - 8. Medeldjupet på de undersökta stationerna var 24 cm, och ingen skillnad förelåg mellan mjuk- resp. hårdbottenstationer. Vattenhastigheten varierade mellan de olika stationerna från 0.1 m/s till 1.5 m/s. Vattentemperaturen varierade från 7 - 17°C, men de flesta stationer hade temperatur mellan 11 - 15°C (bilagor 16-18).

3.2.1 Öring och lax

Stationerna 75 och 76 i Veån, stationerna 86, 87, 88 och 89 i Krogabäcken samt stationerna 59 och 60 i Smedjeån bedömdes dels från okulär besiktning dels från äldre uppgifter och elfisken ligga uppströms definitiva vandringshinder och särbehandlas därför nedan vid jämförande analyser. Även samtli-

ga lokaler i Lärjeån särbehandlas då ett mycket svårpasserat vandringshinder för uppvandrande laxfisk fanns i ån fram till sommaren 1982 (Bogelius 1983).

Förekomst: Öringungar (0+ och 1+) påträffades i samtliga vattendrag, medan laxungar endast påträffades i Suseån, Smedjeån, Sennan och Genevadsån.

Strömsån, Hogarälven, Taske å, Lärjeån och Krogabäcken hade öring på samtliga undersökta stationer, medan övriga vattendrag saknade öring på vissa stationer. I tre fall saknades öring på nederst undersökta station och i fyra fall på överst undersökta (nedströms vandringshinder).

Då lax påträffades förekom de genomgående i åarnas nedre delar. Bredden på vattendragen översteg i regel 5 m i dessa delar.

Förekomst av lax- och öringungar (nedströms definitiva vandringshinder) på hårbottenstationer skilde sig inte statistiskt signifikant från mjukbottenstationer - 19 av 23 (83%) mjukbottenstationer och 45 av 57 (79%) hårbottenstationer hade laxfisk.

Förekomst av laxfiskungar på hårbottenstationerna var frekventare på stationer med hög alkalinitet (Chi-square, df=2, $\chi^2=8.65$, skilt på 95%-nivå) (Tabell 5).

Tabell 5. Förekomst av lax- och/eller öringungar (0+, 1+) i förhållande till alkaliniteten (mekv/l) på 57 undersökta hårbottenstationer i Bohuslän och Halland i augusti-oktober 1983.

	Alkalinitetsklass:			TOTALT
	<0.1 mekv/l	0.1-0.25	>0.25	
Antal stationer med förekomst	14	8	23	45
Antal stationer utan förekomst	9	2	1	12
TOTALT	23	10	24	57

Endast på ett fåtal hårbottenstationer uppmättes pH under 6 vid elfisketillfället. Förekomst av lax- och/eller öringungar i förhållande till pH vid undersökningstillfället var frekventare vid pH över 6 (Tabell 6), men dock ej statistiskt signifikant.

Tabell 6. Förekomst av lax- och/eller öringungar (0+, 1+) i förhållande till pH på 43 undersökta hårbottenstationer i Bohuslän och Halland i augusti-oktober 1983.

	pH-KLASS:		TOTALT
	<6.0	>6.0	
Antal stationer med förekomst	4 (57%)	29 (81%)	33
Antal stationer utan förekomst	3 (43%)	7 (19%)	10
TOTALT	7 (100%)	36 (100%)	43

Täthet: Genomgående redovisas beräknad täthet per 100 m² av lax och öringungar sammantaget där inte annat anges.

Tätheten varierade kraftigt mellan olika vattendrag och mellan stationer inom samma vattendrag (bilagor 9 - 10). I Strömsån var tätheterna ungefär lika i övre som i nedre delar. I Taske å, Sennan, Genevadsån och Kungsbackaån förelåg störst tätheter i de nedre delarna av vattendragen.

De högsta tätheterna påträffades i Strömsån, Taske å och i Smedjeån. Samtliga dessa tre vattendrag hade högt pH och hög alkalinitet i de aktuella delarna. I Strömsån inverkade också det faktum att vattenföringen var låg så att fisk ansamlades i befintliga vattensamlingar vilka därigenom fick extra hög täthet per ytenhet.

I medeltal för samtliga undersökta hårbottenstationer var tätheten 43.3 per 100 m² och beräknas tätheten enbart för de hårbottenstationer där laxfiskungar påträffades (Tabell 6) var tätheten 55.9 ungar/100 m² (Tabell 7).

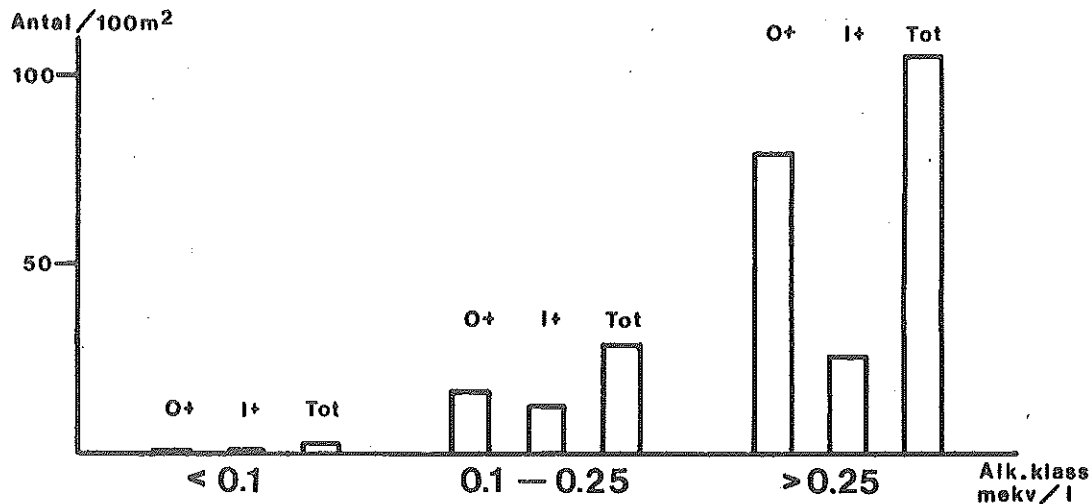
Tabell 7. Beräknad täthet (antal per 100 m²) av lax- och öringungar (0+, 1+) på hårbottenstationer augusti-oktober 1983 i Bohuslän och Halland. Stationer uppströms definitiva vandringshinder ej medräknade.

	Aldersgrupp 0+	Aldersgrupp 1+	TOTALT
	Medel ± S.E.	Medel ± S.E.	Medel
Samtliga undersökta stationer	31.6 ± 9.4	11.7 ± 3.0	43.3
Endast stationer med fisk	40.8 ± 11.8	15.1 ± 3.8	55.9

pH-värdena vid studien var 4.8 - 7.5 på hårbottenstationerna (bilagor 16-18). För de fyra lokaler av dessa som hade pH under 6 och där laxfiskungar förekom var tätheten 0.2 - 4 per 100 m² medan stationerna med pH över 6 hade en medeltäthet av 62 ungar per 100 m².

Alkaliniteten var mellan 0 - 3.74 mekv/l på de undersökta hårbottenstationerna vid elfisketillfället. De högsta värdena, över 1, förelåg på lokaler som var påverkade av saltvattenintrång från havet eller i de fall näringsrika åar hade mycket ringa vattenflöde (Långebybäcken). Av 53 hårbottenstationer där alkalinitet mättes förelåg värden under 0.1 mekv/l i 23 fall, mellan 0.1-0.25 i 10 fall och över 0.25 på 20 stationer. Stationerna i det lägsta av dessa alkalinitetsintervall hade lägst tätheter av laxfiskungar, medan högst tätheter förelåg i det högsta alkalinitetsintervallet (Figur 4, Tabell 8).

Tätheten för hårbottenstationerna där laxfiskungar påträffades jämfördes statistiskt med Mann Whitney U-test varvid alkalinitetsklass >0.25 mekv/l hade statistiskt signifikant högre täthet än de båda övriga klasserna, som ej var statistiskt skilda från varandra.



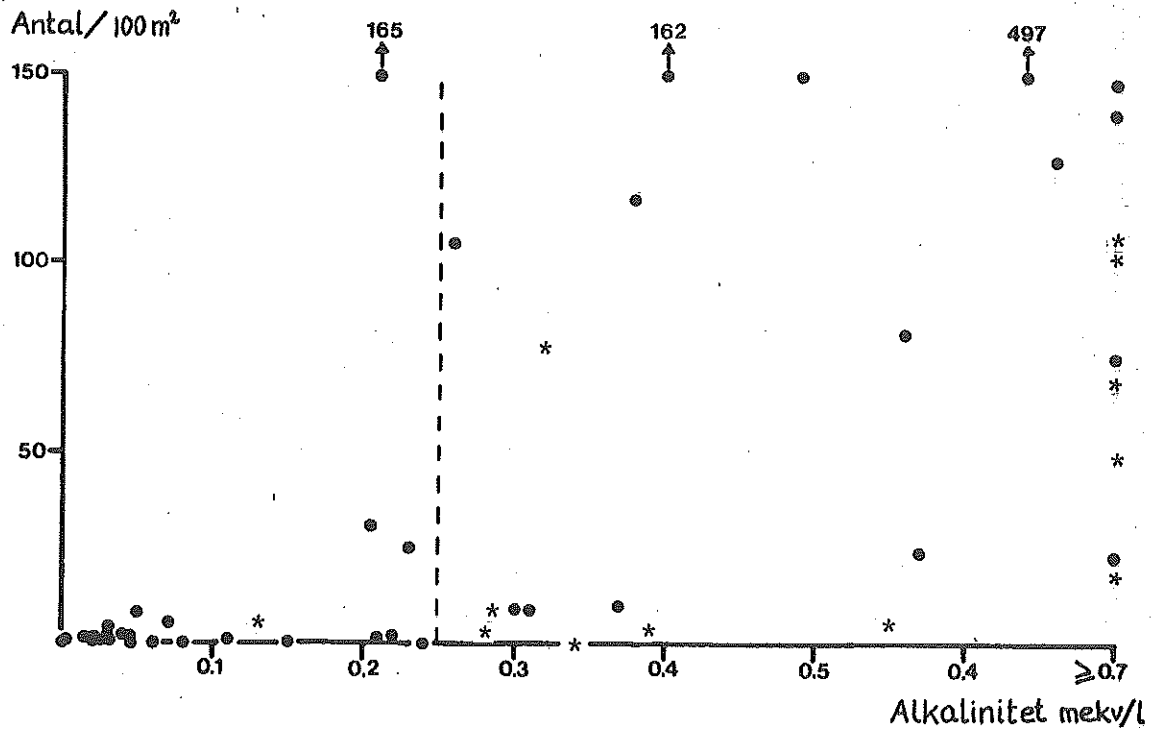
Figur 4. Beräknad täthet av lax- och öringungar sammantaget per 100 m² på hårbottenområden där laxfisk påträffades. Se även Tabell 8.

Tabell 8. Beräknad täthet av lax- och öringungar (0+, 1+) per 100 m² på hårbottenstationer i Bohuslän och Halland augusti-oktober 1983 fördelat på olika alkalinitetsintervall. Tätheten redovisas dels som medelvärde (\pm standard error, S.E.) för samtliga undersökta stationer dels som medelvärde (\pm S.E.) för endast de stationer där laxfiskungar påträffades.

Samtliga stationer:				Antal
ALKALINITETSKLASS	ÅLDER 0+	ÅLDER 1+	TOTALT	stat.
<0.1 mekv/l	0.9 \pm 0.4	1.0 \pm 0.5	1.9	23
0.1 - 0.25	13.3 \pm 9.7	10.2 \pm 7.3	23.5	10
>0.25 mekv/l	76.0 \pm 21	24.8 \pm 6.1	100.8	20

Endast stationer där laxfiskungar påträffades:				Antal
ALKALINITETSKLASS	ÅLDER 0+	ÅLDER 1+	TOTALT	stat.
<0.1 mekv/l	1.5 \pm 0.6	1.6 \pm 0.7	3.1	14
0.1 - 0.25	16.7 \pm 12	12.8 \pm 9.0	29.5	8
>0.25 mekv/l	80.0 \pm 22	26.1 \pm 6.3	106.1	19

Vid en korrelation mellan alkaliniteten och den totala tätheten av öringungar på respektive station (Figur 5) förelåg statistiskt signifikant korrelation (Sperman Rank korrelation, n=51, students t =6.2, dvs signifikant på 99.9% nivå), dvs ju högre alkalinitet desto högre täthet.



Figur 5. Diagram över täthet av öring avsatt mot alkalinitet på de undersökta stationerna vid elfiske sommaren 1983. Stjärna avser mjukbotten, fylld ring avser hårbotten.

Den subjektiva bedömningen av de skilda stationernas potentiella värde som biotop respektive lek område visade att de olika fiskade stationerna fördelade sig likartat på alkalinitetsklasserna - över respektive under 0.25 mekv/l. Med andra ord mängden fiskade bra biotoper var ungefär lika mellan alkalinitetsklasserna (Tabell 9).

Tabell 9. Resultat av den subjektiva bedömningen av de skilda stationernas potentiella värde som biotop respektive lek område för laxfisk. Redovisning sker dels för stationer med alkalinitet under dels över 0.25 mekv/l. Värde 0=dålig, 1=god samt 2=mycket god. Grunddata i bilagor 16-18.

Värde	Värde		Värde	Värde	
	alk.<0.25	>0.25		alk.<0.25	>0.25
Biotop			Lek område		
0	6%	0%	0	3%	30%
1	23%	35%	1	64%	35%
2	71%	65%	2	33%	35%
TOTALT	100%	100%	TOTALT	100%	100%

Materialet medger egentligen inte bearbetning med parametriska metoder men multipel linjär regression utfördes ändå för att få en uppfattning om täthetens variation på grund av olika kemiska parametrar. Tätheten av lax- och öringungar per hårbottenstation avsattes mot vattenhastighet och alkalinitet varvid 32% förklaring av variationen i täthet erhöles ($n=35$, $R^2=0.32$), medan enbart alkalinitet gav en förklaring av 23% ($n=35$, $r=0.478$, $R^2=0.23$). Multipel linjär regression av tätheten mot alkalinitet och färgtal gav obetydligt högre förklarad variation än enbart alkalinitet ($n=34$, $R^2=0.25$). Tätheten tenderade dock att öka med ökad vattenfärg.

Kondition: Konditionsfaktorn, förhållandet vikt-längd, beräknades för tvåsomriga öringar. Medeltalet för stationerna varierade från 0.59 till 1.42 (bilaga 11). De båda extremvärdena förelåg på stationer där endast ett ringa antal individer förekom. I medeltal för samtliga stationer var konditionsfaktorn för tvåsomriga öringar 1.01. Konditionsfaktorn för enskilda stationer var ej statistiskt signifikant skild mellan mjuk- och hårbottenstationer. Konditionsfaktorn var statistiskt signifikant korrelerad med tätheten av öringungar (0+, 1+) på stationerna. Vid ökad täthet avtog generellt konditionsfaktorn. Vid jämförelse mellan alkalinitet och konditionsfaktor förelåg ej statistiskt signifikant korrelation, men stationer med låg alkalinitet (<0.1 mekv/l) hade i medeltal en konditionsfaktor för tvåsomrig öring på 1.16 medan medeltalet för övriga stationer var 0.98 (Tabell 10). Detta torde huvudsakligen vara en effekt av att fisktätheterna var glesa vid låg alkalinitet och detta gav indirekt en hög konditionsfaktor på grund av ringa konkurrens bland de återstående.

Tabell 10. Konditionsfaktorn för tvåsomriga öringar på respektive station fördelat på olika alkalinitetsklasser.

Alkalinitetsklass	Medelkonditionsfaktor (medel \pm S.E.)	Antal stationer
<0.1 mekv/l	1.16 ± 0.05	$n = 6$
$0.1 - 0.25$	0.98 ± 0.06	$n = 8$
>0.25	0.98 ± 0.02	$n = 28$

3.2.2 Al

Förekomst: Al fångades i samtliga vattendrag exklusive Långebybäcken (bilagor 16-18). Av totalt 88 undersökta stationer - såväl hård som mjukbotten - förekom ål på 51 (dvs 58%). Ingen statistiskt signifikant skillnad förelåg mellan förekomst på mjuk- respektive hårdbotten. Al förekom på 50% av undersökta mjukbottenstationer och 63% av undersökta hårdbottenstationer. Ingen skillnad i förekomst förelåg mellan stationer med pH över respektive under 6, men endast ett fåtal stationer av den senare kategorin ingick i studien.

Vid indelning av de undersökta stationerna, såväl hård- som mjukbottenstationer, i tre alkalinitetsklasser förelåg ingen statistiskt signifikant skillnad i fördelning med avseende på förekomst - ej förekomst av ål (Tabell 11).

Tabell 11. Förekomst respektive ej förekomst av ål på undersökta stationer, såväl hård- som mjukbotten, vid elfiske i augusti-oktober 1983 i Bohuslän och Halland fördelat på olika alkalinitetsklasser.

Alkalinitetsklass (mekv/l)	<0.1	0.1-0.25	>0.25	TOTALT
Förekomst av ål på antal stationer	15	7	29	51
Ej förekomst av ål på antal stationer	10	5	22	37
TOTALT	25	12	51	88

Täthet: Medeltätheten för samtliga stationer där ål fångades var 3.4 ålar per 100 m² (Tabell 12). Ingen skillnad förelåg mellan mjuk- och hårdbotten. Tätheten av ål var 1.1 per 100 m² på stationer med pH under 6 och 3.7 på stationer med pH över 6. Statistiskt signifikant mer ål förelåg på

stationer med alkalinitet >0.25 mekv/l jämfört med stationer med lägre alkalinitet (Mann Whitney U-test, $n=45$, skilt på 95%-nivån).

Tabell 12. Relativ täthet av ål (angiven som totala antalet ålar fångade efter två-tre upprepade elfisken per station) på stationer där ål påträffades i Bohuslän och Halland i augusti-oktober 1983. Tätheten anges i antal per 100 m^2 .

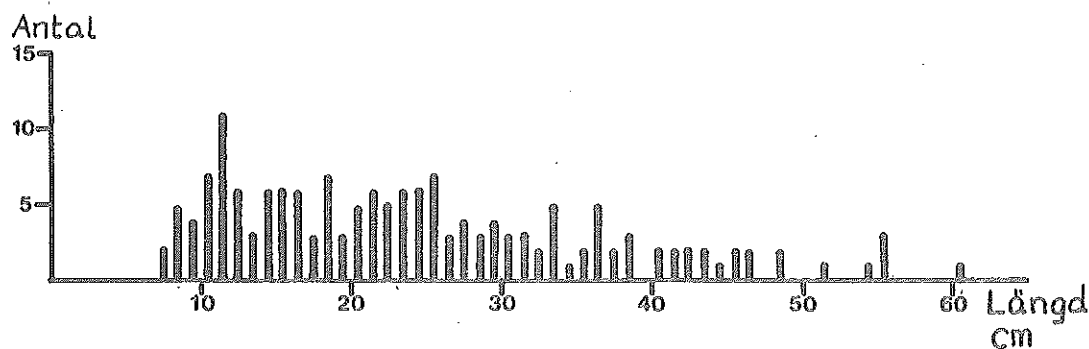
	Medelvärde \pm S.E.	Median	Antal stationer
Samtliga stationer	3.4 \pm 0.6	1.6	n = 45
-hårdbottenstat.	3.5 \pm 0.8	1.4	n = 33
-mjukbottenstat.	3.2 \pm 0.1	1.9	n = 12
-stationer med			
alk. <0.1 mekv/l	1.3 \pm 0.5	0.7	n = 14
alk. 0.1-0.25	2.4 \pm 1.0	1.4	n = 9
alk. >0.25	5.2 \pm 1.1	2.7	n = 22

Vid jämförelse mellan alkalinitet vid elfisketillfället och åltäthet förelåg statistiskt signifikant korrelation (Sperman Rank korrelation, $n=45$, $R_s=0.61$), dvs tätheten var större vid högre alkalinitet.

Tätheten av ål visade också att ål ansamlades nedströms besvärliga vandringshinder. I Strömsån på station 16, i Lärjeån på station 6, i Veån på station 77 samt i Genevadsån på station 51 låg vandringshinder i omedelbar anslutning uppströms stationerna (bilagor 1 - 8).

Längdfördelning: De fångade ålarna var 7 - 60 cm (Figur 6). Längdfördelningen skilde ej mellan de olika substraten - hård- respektive mjukbotten (Mann Whitney U-test). Vid jämförelse av längderna på ål från de två översta stationerna med längder på ål från de två nedersta stationerna i vattendra-

gen förelåg för det samlade materialet ingen signifikant skillnad - medellängden var 26.5 cm för de övre stationerna och för de nedre stationerna 23.3 cm (Tabell 13). Andelen ålar i längdintervallet 7 - 13.9 cm, dvs det intervall som utgjorde den första avskilda längdgruppen bland de fångade ålarna (Figur 6), var 12% på de övre och 18% på de nedre stationerna. Då de yngsta ålarna - kring 8 cm långa - under-representeras i materialet på grund av sin litenhet, då de ibland passerade genom de använda håvarnas maskor, torde resultatet vara behäftat med osäkerhet, men indikerar ändå att de minsta ålarna snabbt sprider sig uppströms i de små vattendrag som här undersökts.



Figur 6. Längdfördelning för ål fångad vid elfiskeundersökningen på samtliga stationer sommaren 1983.

Medellängden för ål fångad på stationer med alkalinitet <0.25 mekv/l var något större än för ål på stationer med alkalinitet >0.25 mekv/l (Tabell 13). Andelen ålar i längd-

Tabell 13. Medellängd och medianlängd i cm för ål fångad dels på de två nedersta stationerna dels de två översta stationerna i vattendragen. Dessutom längder för ål fångad på samtliga stationer med alkalinitet över respektive under 0.25 mekv/l.

	Medellängd	Median	Antal ålar
Ål fångad nedströms	23.3	22	n= 66
Ål fångad uppströms	26.5	24	n= 41
Ål fångad där alk. >0.25	23.0	20	n=117
Ål fångad där alk. <0.25	26.4	24	n= 35

intervallet 7 - 13.9 cm var 14% på den förra och 23% på den senare kategorin. Till inte ringa del överlappade gruppen "ål fångad uppströms" med "ål fångad där alkaliniteten understeg 0.25 mekv/l".

3.3 Historik över beståndsutveckling

STENSÅN

Den undersökta stationen i Stensån är belägen under vägbron mellan Tåssjö och Våxtorp. Stationen har elfiskats vid tio olika tillfällen från år 1951 till 1984. I föreliggande studie används endast data från 1955 och senare på grund av elfiskemetodikens tidigare otillförlitlighet för kvantitativa beräkningar (se metodik). Från år 1972 har vattenkvaliteten studerats av länsstyrelsen i Halland varje månad.

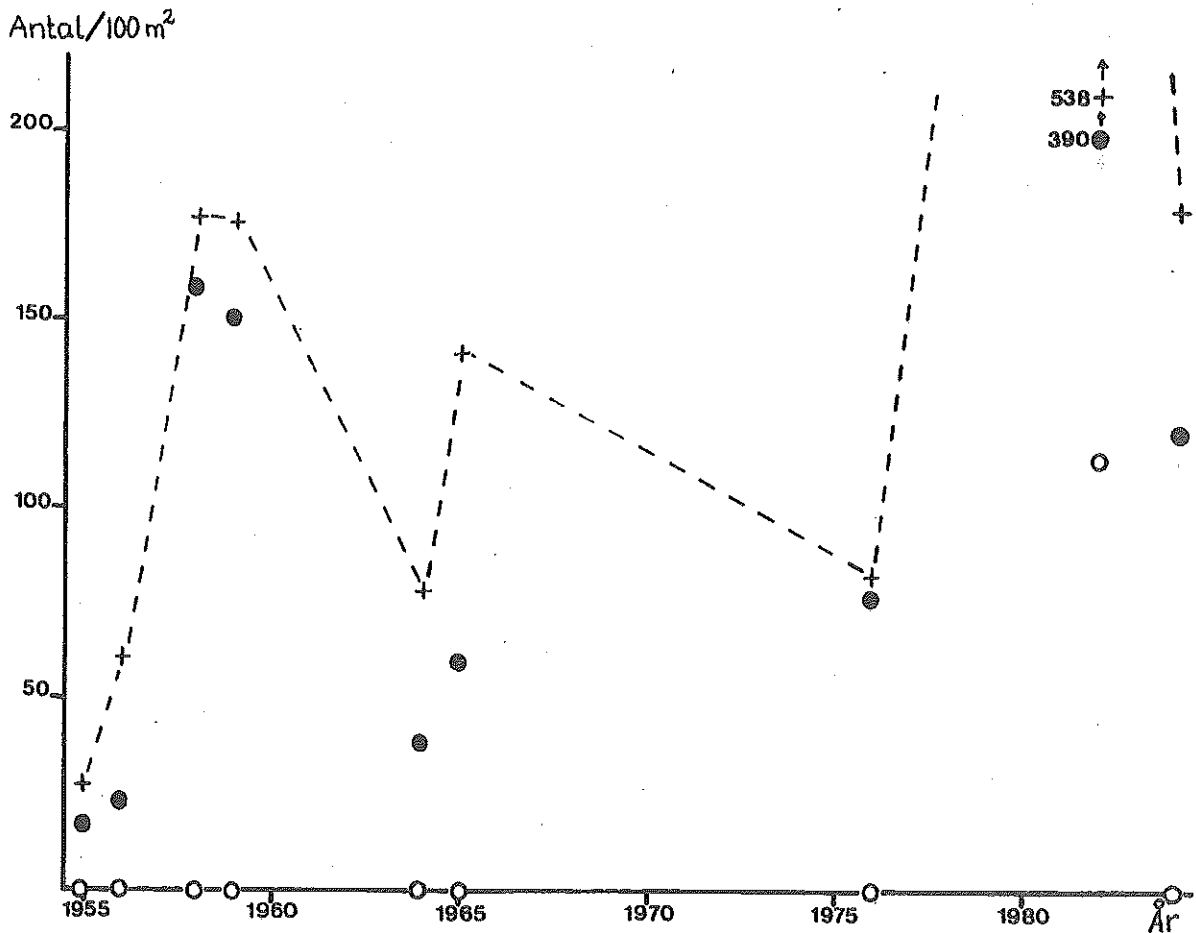
Uppmätt alkalinitet (vid Stackarp) har som högsta uppmätta månadsvärde under perioden varit 0.6 - 1.04 mekv/l och värdet för den "sämsta" månaden under respektive år har varit 0.3 - 0.09 (bilaga 13). I februari 1984 var alkaliniteten 0.03 och pH 5.5. Ån rinner i de nedre delarna genom välbuffrad mark och vattenkvaliteten var god. Kalkningar har planerats för de övre delarna av ån. Inga större föroreningar förekommer eller har förekommit i vattendraget. Nedströms den undersökta stationen finns inga kända vandringshinder för uppstigande laxfisk, medan hinder finns uppströms vid Stackarp och Kärramölla. Ån är rätad i sin nedre del.

Laxungar dominerade under perioden på stationen. I medeltal utgjorde 0+ 78% av antalet laxungar. Den högsta tätheten (0+ och 1+ sammantaget) var 538/100 m² år 1982 (Figur 7). Öring påträffades endast vid ett tillfälle, år 1982 då ensamrig (0+) öring förekom (Figur 7). I medeltal förekom 140 individer av lax och/eller öringungar/100 m² under åren 1955-84.

Tätheten av laxungar fluktuerade mellan åren men var oftast över 50 per 100 m² undantaget år 1976 då antalet 1+ var lågt. Detta var samtidigt som de lägsta alkalinitetsvärdena uppmättes.

År 1982 då tätheten av fisk, framför allt ensamriga, var hög var en torrsommar med mycket ringa nederbörd i juni-juli, varvid fisk ansamlades i höga tätheter på sträckor med vattenföring.

Tätheterna av lax 0+ och 1+ var ej korrelerade (Sperman Rank korrelation, $n=10$, $R_s=-0.11$), dvs det föreföll ej som de båda åldersgrupperna gynnades samtidigt vissa år (positiv korrelation) och inte heller att den ena åldergruppen gynnades de år då den andra åldergruppen var svag (negativ korrelation).



Figur 7. Beräknade tätheter av lax- och öringungar per 100 m² på lokalen Våxtorp i Stensån.

Fylld cirkel avser ensamrig lax (0+) och ofylld cirkel avser ensamrig öring (0+), medan plustecken avser totaltäthet av såväl lax som öring och då både en- och tvåsomrig fisk (0+ samt 1+).

SMEDJEÅN

Smedjeån mynnar i Lagans nedersta del. Stationen Ränneslöv, ca 13 km från mynningen i havet, har undersökts med elfiske vid sju tillfällen åren 1955-84. Länsstyrelsen har utfört mätning av bland annat alkalinitet sedan 1972.

Alkaliniteten, som mätts vid elfiskestationen, har varierat mellan 0.90 (1976) och 0.40 mekv/l (1977) som högsta månadsvärde och 0.07 (1973) och 0.20 (1974) som sämsta månadsvärde under ett år (bilaga 13). Vid elfiskeundersökningen sommaren 1983 var alkaliniteten i hela ån 0.12-0.40 (bilaga 18). I januari 1984 uppmättes alkalinitet 0 och pH 5.4 i ån några km uppströms Ränneslöv (vid Tormarp).

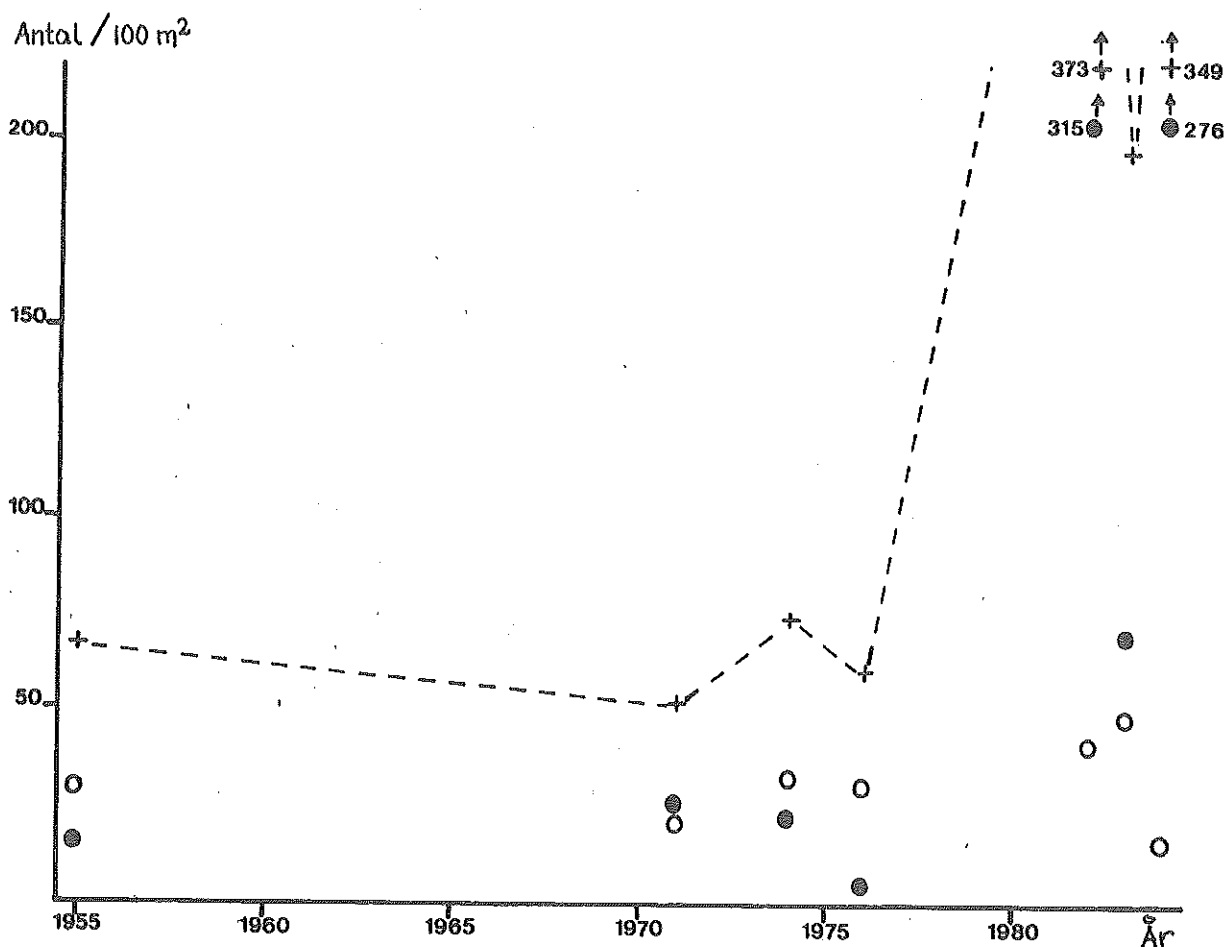
Ingen kalkning har utförts i ån. Föroreningar har tidigare förekommit i form av organisk belastning från mejeriet i Vallberga. Det finns inga vandringshinder nedströms stationen, däremot ett partiellt hinder i Ränneslöv och ett definitivt i Vårestorp, ca 16 km från mynningen. Ån är rätad i sitt nedre lopp.

Laxungar dominerade på stationen och utgjorde ca 70% av antalet laxfiskungar (Figur 8). I medeltal förekom 164 laxfiskungar per 100 m². Tätheten av ensamrig lax och öring var hög torrsommaren 1982. Tätheten av laxfisk har varit störst under 1980-talet. Ingen statistiskt signifikant korrelation förelåg mellan åldersgrupper eller arterna.

SUSEÅN

Den undersökta lokalen, Mostorp, är belägen i grenen Mostorpsån ca 16 km från mynningen i havet. Elfiskeresultat föreligger från 1963-84 vid totalt 14 tillfällen. Vattenkvaliteten har mätts en gång per månad nedströms stationen i bättre buffrade områden sedan år 1972.

Uppmätt alkalinitet har som bästa månadsvärde respektive år ej understigit 0.35 mekv/l, medan sämsta månadsvärde varit kring 0.1 (bilaga 12). År 1984 uppmättes alkalinitet 0 i januari och februari medan pH var 5.1-5.2. Åns nedre delar

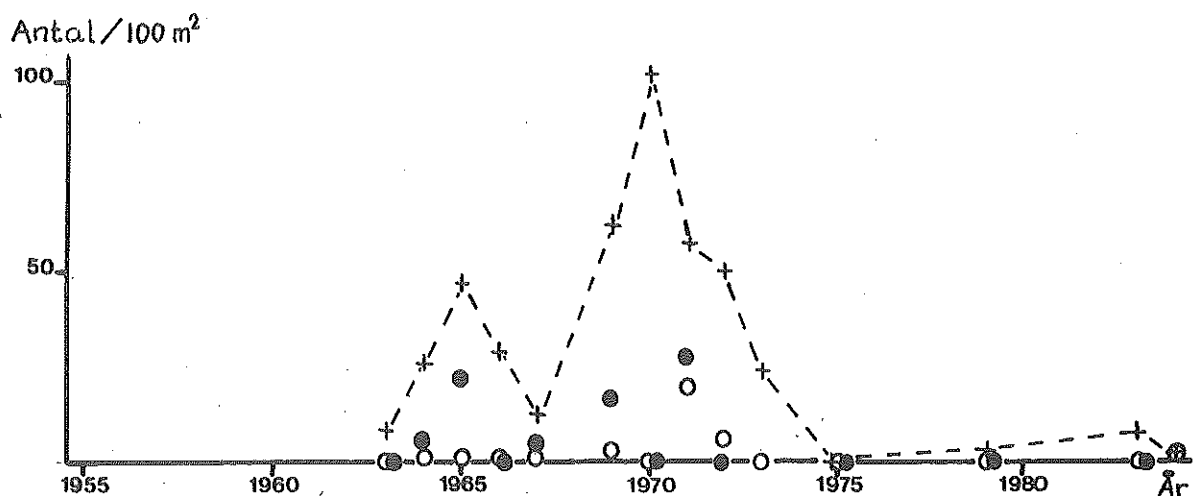


Figur 8. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² på station Ränneslöv i Smedjeån. Symboler enligt Figur 7.

rinner i jordbruksmark medan de övre delarna, som påverkats kraftigt av försurningen och hade alkalinitet 0.02-0.04 sommaren 1983, har de bästa förutsättningar för laxfisk. Källsjön Ramsjön har haft pH-värdet 3.9 (april 1979) och har under 1970-talet varit kraftigt försurad (pH < 5.5). Ån har inte kalkats men kalkning planeras.

Förorening av ån sker, både från kommunala utsläpp och från mejerier, vid Getinge, Slöinge och Kvibille, dock inte i någon större omfattning. Vandringshinder för uppvandrande laxfisk finns nedströms den undersökta stationen, bl a vid Boberg och Berte. Hindren är svårforcerade speciellt för havsöring. Omfattande kulverteringar finns också uppströms Berte. En uträtning av ån genomfördes i början av 1960-talet mellan Kvibille och Slöinge.

Den undersökta stationen är främst en laxbiotop, framför allt då för tvåsomrig fisk. Den högsta tätheten av laxungar (0+ och 1+) förekom år 1970 och var 73 per 100 m², medan inga laxungar påträffats efter år 1972 (Figur 9). Öringungar förekom med en täthet av 1 - 29 per 100 m². Tätheten av såväl lax som öring fluktuerade kraftigt och efter 1972 har endast öring påträffats på stationen. Noterbart är att år 1970 förekom för stationen höga tätheter av tvåsomrig fisk, lax och öring, samtidigt som ensomrig fisk saknades.



Figur 9. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² på stationen Mostorp i Suseån. Symboler enligt Figur 7.

Eventuell korrelation mellan arterna och mellan åldersgrupperna testades med Sperman Rank korrelations test varvid tätheten av lax 0+ visades vara statistiskt signifikant positivt korrelerad med tätheten av öring 0+ (n=11, $R_s=0.72$), dvs de båda arternas yngsta åldersgrupper gynnades respektive missgynnades samma år. Samma tendens förelåg för 1+ av de båda arterna.

FYLLEAN

Elfiskeundersökningar föreligger från stationerna Arnarp och Tolarp, 11 respektive 15 km från mynningen. Båda stationerna elfiskades från år 1959 till 1983, vid totalt 12 respektive 14 tillfällen vardera. Mätning av vattenkemi har skett sedan år 1972.

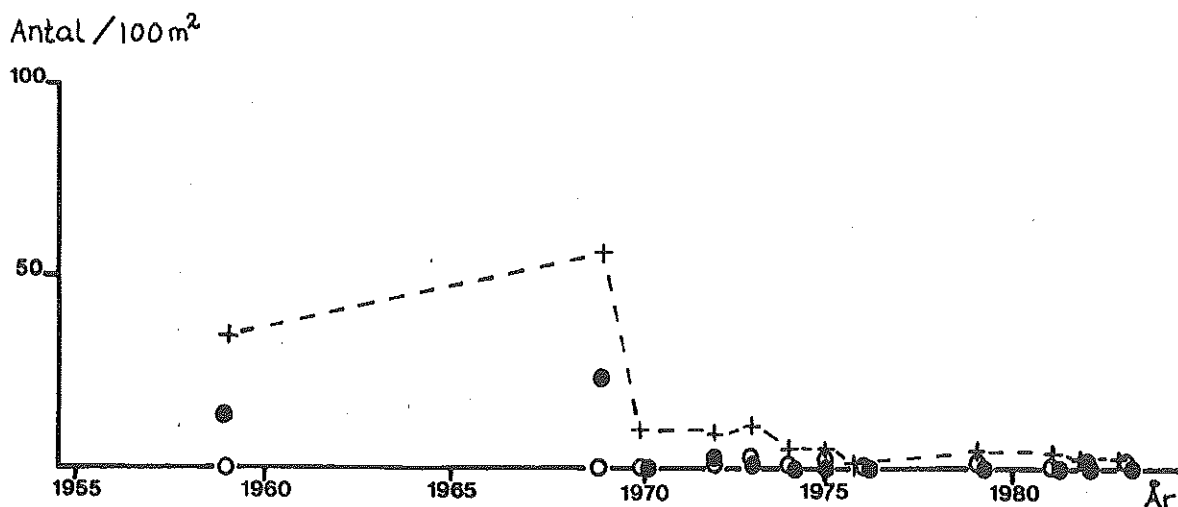
Alkaliniteten i ån har varit låg under perioden 1972-83. Bästa månadsvärde översteg ej 0.33 och sämsta månadsvärde de olika åren var 0.03-0 mekv/l (bilaga 12).

En kalkdoserare installerades i ån vid Ryaberg i september 1982 och samtidigt kalkades några källsjöar. En slurrykalkdoserare finns dessutom sedan 1983 vid Marbäck.

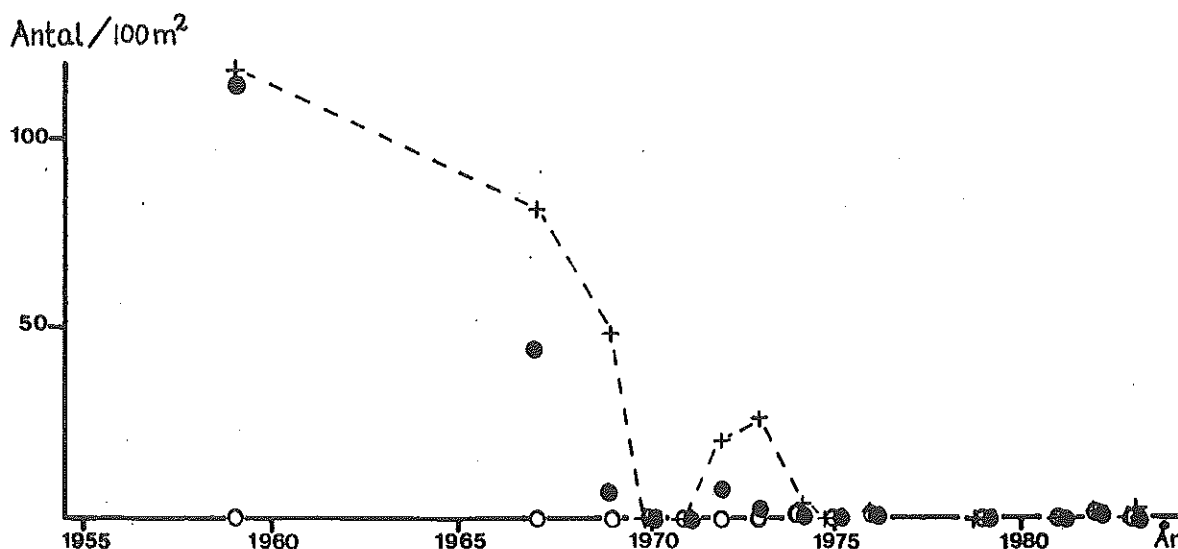
En varmförzinkningsindustri i Marbäck, uppströms, förorenade ån tidigare. Sedan 1982 är fabriken nedlagd. Ett svårt vandringshinder finns vid Snöstorp nedströms, och ett definitivt stopp finns vid Marbäck.

På båda stationerna dominerade lax på 1960-talet, år 1970 minskade antalet laxar (Figur 10-11). Härefter har lax tillsammans med öring uppvisat fortsatt låg förekomst vid Tolarp och Arnarp.

Antalet laxungar (0+ och 1+) i Arnarp uppvisade statistiskt signifikant negativ korrelation med antalet öringungar (Sperman Rank korrelation, $n=12$, $R_s=-0.67$). Samtidigt uppvisade laxungar sinsemellan, 0+ mot 1+, statistiskt signifikant positiv korrelation ($n=12$, $R_s=0.79$). Vid Tolarp var 0+ och 1+ av lax statistiskt signifikant positivt korrelerade ($n=14$, $R_s=0.77$).



Figur 10. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² vid stationen Arnarp i Fylleån. Symboler enligt Figur 7.



Figur 11. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² vid stationen Tolarp i Fylleån. Symboler enligt Figur 7.

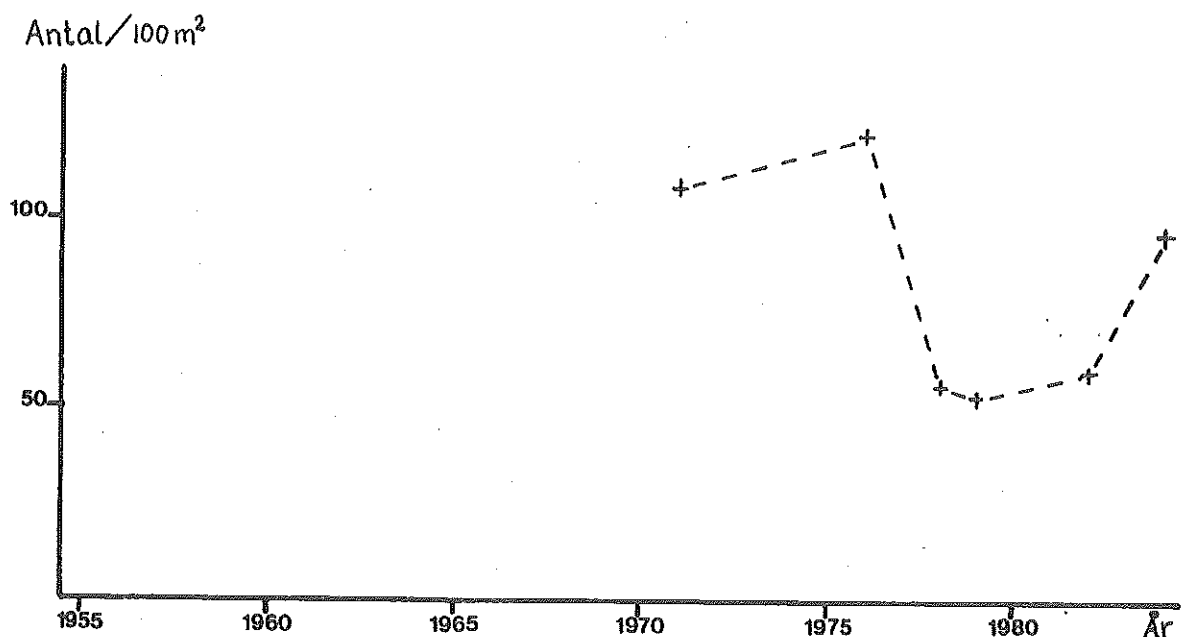
SÄVEÅN

Säveån har elfiskats vid sex tillfällen 1971-84 omedelbart nedströms regleringsdammen vid Aspens utlopp. Ån har ett stort avrinningsområde - 1475 km² - och flera stora sjöar i systemet. Medelvattenföringen i höjd med den undersökta stationen är 20 m³/s. Vattnet leds genom kraftverk vid Jonsered, medan elfiskestationen ligger i en parallell mindre fåra med betydligt lägre vattenföring som är reglerad till lägst 0.5 m³/s.

Den undersökta stationen, belägen på 14 m ö h, var inte märkbart försurad under undersökningsperioden. pH-värdet i ån var här sommaren 1981 kring 7, men vissa tillflöden i Säveåns övre delar är kraftigt försurningspåverkade (Johlander 1983). Sjön Aspen uppströms har också en artrik fauna med bl a relikta kräftdjur. I höjd med stationen och nedströms ligger ett fint laxsportfiskeområde där utsättningar av laxsmolt sker. Längre uppströms i Säveån sker utsättningar av laxungar för att restaurera beståndet (Johlander 1983).

Ån har tidigare varit organiskt belastad men har fått allt bättre vattenkvalitet (Stjerna-Poth 1979).

I medeltal förekom ca 83 öring- och laxungar per 100 m² (Figur 12). Lax dominerade och utgjorde i medeltal 80% av antalet. Tätheten av lax var mer eller mindre konstant, medan öring var frekventare åren 1971 och 1976. År 1982, torrsommaren, manifesterades inte med ökad täthet, troligen på grund av vattenregleringen som medgav vattenflöde. Inga signifikanta korrelationer mellan ålderklasser eller arterna påvisades.



Figur 12. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² på stationen nedströms Aspens utlopp i Säveån. Symboler enligt Figur 7.

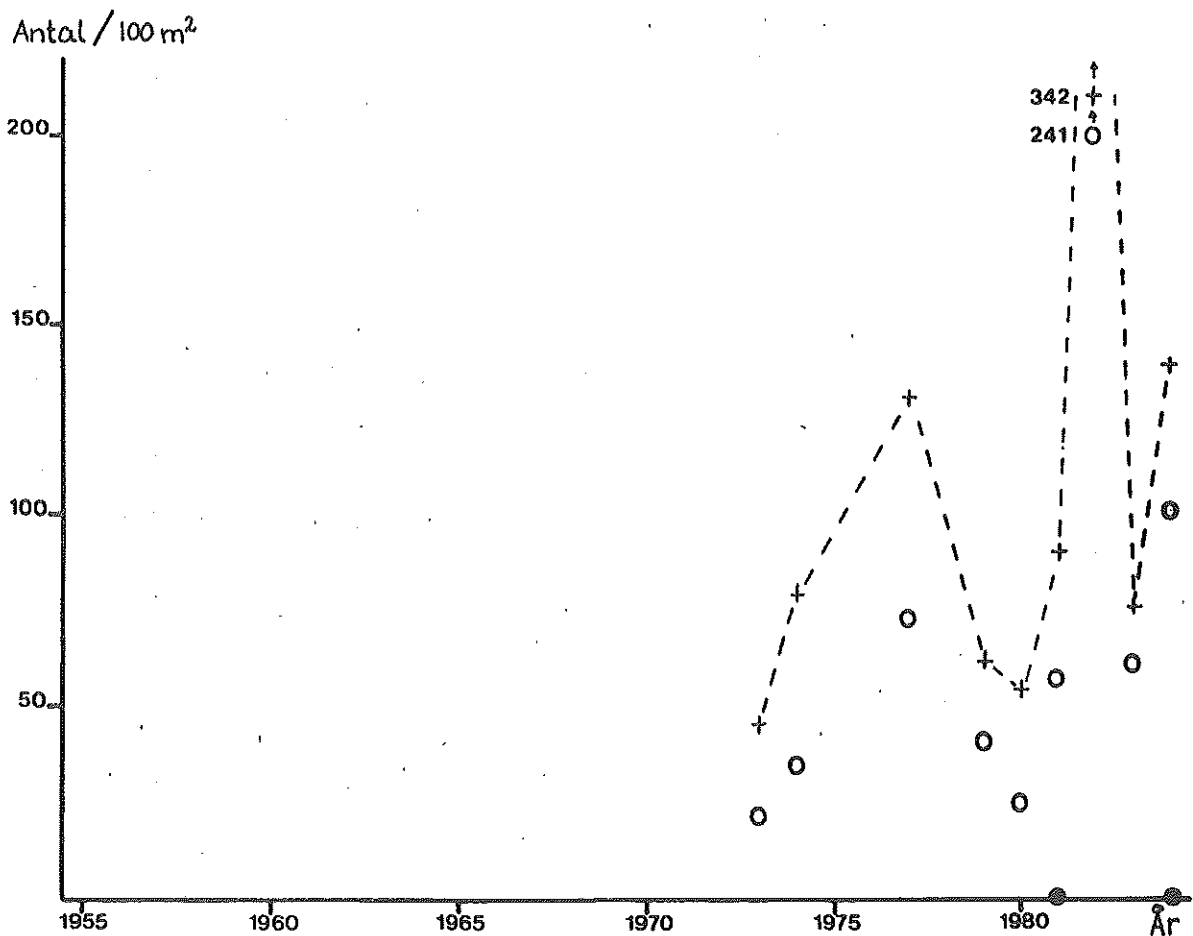
TASKE A

Den undersökta stationen i Taske å är belägen ca 450 m från mynningen i havet. Stationen har elfiskats vid nio tillfällen åren 1973-84. Medelvattenföringen vid stationen är ca 0.4 m³/s. Uppströms finns ett besvärligt vandringshinder strax nedom Europaväg 4.

Ans övre delar var försurade i början av 1970-talet, medan den undersökta stationen troligen påverkats i mindre utsträckning. Vid så gott som dagliga mätningar av pH och alkalinitet 3.2 km uppströms under perioden september 1973 - augusti 1974 var medianvärdet för pH 6.7 och lägsta uppmätta

5.25, samtidigt som alkaliniteten under vinterperioden (nov-feb) var 0.046 mekv/l i median och som lägst 0.006 (Nagell och Lettesjö 1976). Ans källsjöar kalkades 1980. Vid provtagning sommaren 1983 var alkaliniteten utefter ån 0.56-1.46 mekv/l och pH över 7 (bilaga 16).

Öringungar har dominerat på stationen men enstaka laxungar har påträffats. I medeltal förekom 115 lax- och öringungar per 100 m². Torrsummaren 1982 var tätheten mycket hög - 342 (Figur 13). För den undersökta perioden i övrigt har inga större variationer skett och totalantalet öringungar har varit över 45 per 100 m² genomgående. Fram till och med året då kalkning skedde var numerären av 0+ och 1+ likartad, men från 1981 har 0+ dominerat. Hösten 1981 var också första gången laxungar påträffades. Inga signifikanta korrelationer mellan åldersgrupper eller mellan arterna påvisades.



Figur 13. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² på den undersökta stationen nära Taske å's mynning i havet. Symboler enligt Figur 7.

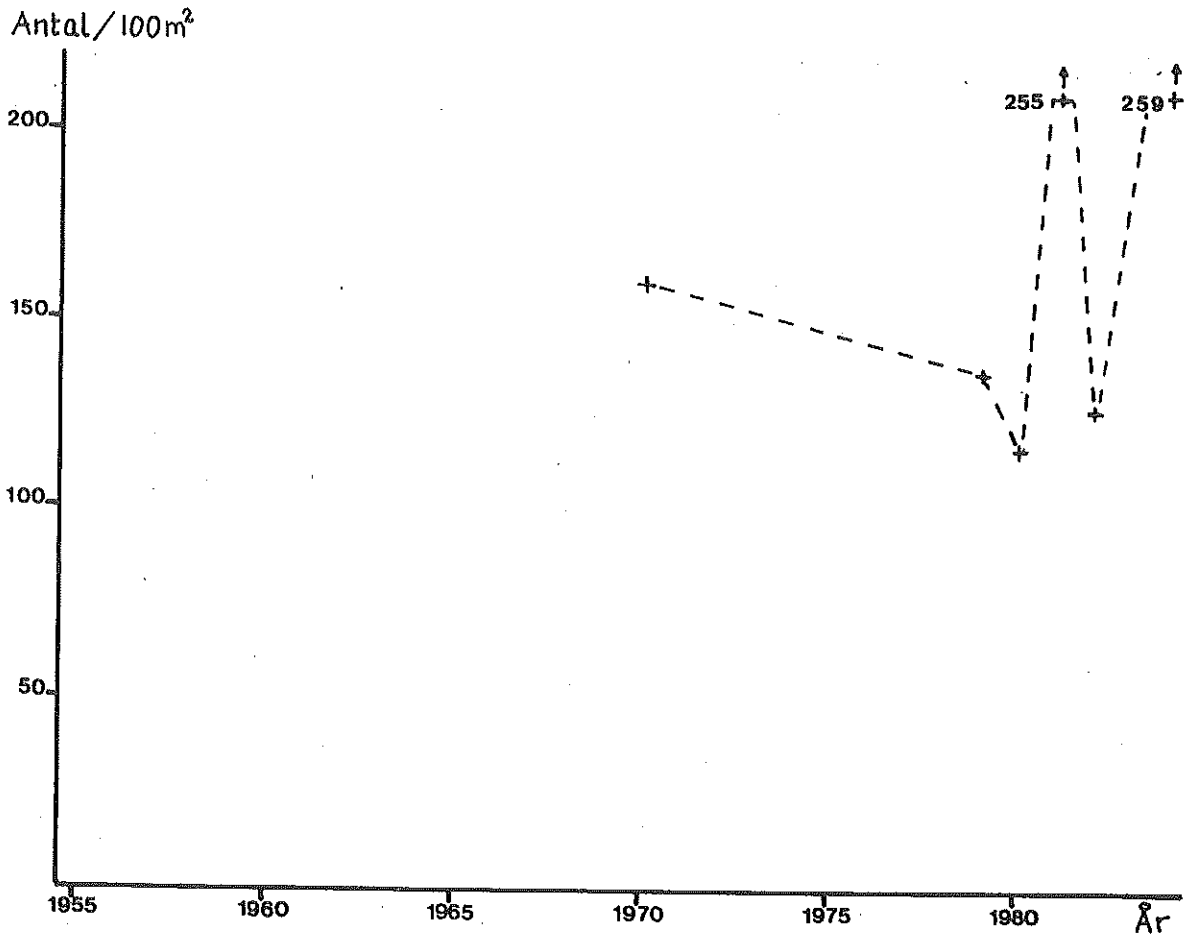
ÖREKILSÄLVEN

Örekilsälven karakteriseras som en av Nordens mest produktiva laxälvar per ytenhet (Karlström 1977). Avrinningsområdet är ca 1300 km². Cirka 9 km från havet ligger Kärnsjön vars reglerade utlopp utgör ett definitivt vandringshinder för laxfisk. Delar av avrinningsområdet uppströms Kärnsjön är försurat, medan den undersökta stationen Skäret knappast påverkats. Naturvårdsverket mäter sedan 1972 varje månad vattenkvaliten i älvens nedersta del. pH har ej understigit 6.0 och alkaliniteten har varit stabil under perioden. År 1983 var alkaliniteten i medeltal 0.13 mekv/l med minimum, 0.06, i januari (Ahl 1983). Tillflödet Munkedalsälven som mynnar nedströms Skäret är förorenat från Munkedals pappersbruk.

Medelvattenföringen på stationen är ca 11 m³/s och reglerad minimitappning från Kärnsjön är 1 m³/s.

Karlström (1977) undersökte Örekilsälven 1969 och 1971 och fann en medeltäthet av lax- och öringungar om 160 per 100 m² (Figur 14). Undersökningar åren 1979-82 gav i medeltal 156 lax- och öringungar per 100 m² (Thörnelöf 1983). Liksom i den reglerade Säveån förelåg ingen markant hög täthet av 0+ torrsommaren 1982. Höga tätheter förelåg även 1984. Andelen öringungar har genomgående varit låg - 1.1-8.6 per 100 m².

Sammanfattningsvis kan konstateras att historiken över beståndsutvecklingen visat att förekomst och täthet av laxfiskbestånden varit relativt opåverkade i stora vattendrag nedströms större sjöar (Örekilsälven, Säveån) samt i nedre delar av små vattendrag med hög alkalinitet (Stensån, Smedjeån). I små alkalinitetssvaga vattendrag har laxbestånden minskat kraftigt medan öringen ibland minskat i samma utsträckning (Suseån) och ibland bibehållit sin numerär (Fylleån). I nedre delarna av den kalkade Taske å har öringförekomsten varit god under 1980-talet.



Figur 14. Beräknad täthet av lax- och öringungar per 100 m² på station Skäret i Örekilsälven. Symboler enligt Figur 7.

Torrsummarens 1982 förelåg höga tätheter av ensamrig fisk som trängts ihop i områden med bättre vattentillgång. Konditionen på denna fisk var i regel dålig. I reglerade vattendrag med minimitappning påverkades inte fisken i lika stor utsträckning.

Vid test av korrelation mellan arterna lax och havsöring samt mellan de olika åldersgrupperna (0+ och 1+) förelåg ingen statistisk signifikant korrelation i vattendrag med hög eller stabil alkalinitet - Stensån, Smedjeån, Örekilsälven, Taske å, Säveån. I Suseån och Fylleån där laxfiskbestånden minskat förelåg korrelationer. I Suseån förekom flest 0+ av lax samma år som 0+ av öring och i Fylleån förelåg samma samband mellan totalantalet laxungar med totalantalet öringungar.

4. DISKUSSION

A. Normaltäthet av lax- och öringungar på lämpliga hårdbot- tenområden

Historiken som sammanställts visar på stora variationer i beståndstäthet hos laxfiskungar mellan åren och framför allt en generell minskning av beståndstätheten i mindre vattendrags övre delar. Stora skillnader i täthet förelåg också mellan stationer med hög alkalinitet respektive låg alkalinitet. Att ange ett enda medelvärde för hur mycket laxfisk en given yta kan härbärgera är svårt då ett flertal faktorer såsom substrat, näringstillgång, vattenflöde, konkurrerande åldersgrupper och arter m.m. spelar in. Exempelvis för Stensån där en station hade en medeltäthet perioden 1954-84 på 140 laxfiskungar per 100 m² var variationen stor och minvärdet var 26 och maxvärdet 538. En enstaka undersökning kan därför vara svår att dra slutsatser från. Tar man dock värdet på beståndstäthet från 1950-60-talen och värden från vattendrag med stabilt hög alkalinitet eller som nyligen kalkats finner man oftast en medeltäthet överstigande 100 ungar (lax och öring sammantaget) per 100 m² på för laxfisk lämpliga hårdbottenlokaler (Tabell 14).

Observeras bör att detta är medelvärden och inte optimalvärdet. Få vattendrag är utan negativ påverkan, t.ex. begränsas troligen produktionen av laxfisk i Sävån av minimitappningen.

Efter omfattande studier i danska vattendrag angav Larsen (1972) att goda hårdbottenstationer bör ha en täthet av öringungar (0+ och 1+) över 100 per 100 m² och underskreds detta värde borde extra utsättningar övervägas. Lundh (1981) påpekar att tätheten av öringungar i bohuslänska vattendrag inte sällan uppgår till 100 per 100 m².

Tabell 14. Beräknad medeltäthet av lax- och/eller öringungar (0+ och 1+) per 100 m² på för arterna lämpliga hårbottenlokaler i olika vattendrag från svenska väst- och sydkusten under perioden augusti-november. Som jämförelse ges data för några danska vattendrag.

Tabellen avser bestånd som bedömts inte allvarligt ha påverkats av försurning eller andra större negativa miljöingrepp. Stationerna är valda så att i huvudsak endast havsvandrande populationer medräknats. * anger att data efter kalkning ingår.

VATTENDRAG	STATION (-ER)	ÅRTAL	ANTAL PROV	MEDELTÄTHET PER 100 m ²	REFERENS
Viskan	Kullagård	1983	2	317	
Högvadsån	Ullared	1964-66	3	177	
Örekilsälven	4 olika	1969	4	160	Karlström 1977
Örekilsälven	Skäret	1979-84	4	179	
Tjöstelrödsån	Stat. II	1977-80	4	*135	Lundh 1981
Stensån	Vägbron	1954-84	10	140	
Smedjeån	Ränneslöv	1955-84	7	164	
Jörlandaån	Flera olika	1974-76		131	Bohlin 1979
Gartarveån (Gotland)	Två	1981	2	129	Gydemo pers. komm.
Taske å	Mynningen	1973-84	9	*115	
Skredsviksån	Stat. III	1980-82	3	115	Thörnelöf 1983
Mörrumsån	Mynn.-Marieberg	1966-67	4	107	Karlström 1977
Mörrumsån	Vittskövle	1978-83	6	182	Johlander pers.komm.
Fylleån	Ånarp	1959-67	2	100	
Säveån	Nedstr. Aspen	1971-84	6	83	
Örredbaek	Olika	1972	5	205	Mortensen 1977
Sex olika vattendrag		1949-51	8	161	Larsen 1955

I vissa fall förekommer extremt höga tätheter på grund av låg vattenföring. Thörnelöf (1983) visade hur medellängden av skilda åldersgrupper av lax- och öringungar berodde på populationstätheten. I de undersökta vattendragen, Taske å och Örekilsälven, förelåg ett linjärt samband mellan täthet av laxfiskungar och deras medellängd vid tätheter upp till ca 200 individer per 100 m². Vid de enstaka tillfällena då

högre tätheter förekom förelåg inte detta samband och populationen uppvisade ej den vanliga bimodala längdfördelningen utan var mycket heterogen. Detta sammanföll med extrem lågvattenföring och resultaten tolkades som att laxfiskungar ansamlats till sträckor med vattentillgång och att tätheter överstigande 200 normalt ej kunde varaktigt härbärgeras på stationerna.

På samma sätt torde den extremt höga tätheten som förelåg på en station (14) i Strömsån - 479 laxfiskungar per 100 m² - ej vara representativ. Johlander (muntl.komm. 1984) har i samband med låg vattenföring sommaren 1984 noterat höga tätheter - ex 415 lax- och öringungar i Forsån (Göta älv) - och konstaterat att dessa individer varit ovanligt småvuxna.

Tätheterna av lax och havsöring går ej direkt att jämföra med tätheterna för stationära bestånd där ju flera åldersgrupper konkurrerar. Insjööring torde däremot leva under likartade förhållanden, men jämförelsedata är svårt att hitta på grund av att försurningen kraftigt decimerat de fåtal bestånd som finns på västkusten. Efter kalkningar i Vamm-sjöarna, norra Bohuslän, konstaterades tätheter på som mest 91 öringungar (0+ och 1+) per 100 m² (Dickson et al. 1980).

Således är det funna medelvärdet för hårdbottenstationer på västkusten som elfiskades sommaren 1983 endast hälften av det teoretiskt förväntade - 56 istället för över 100 per 100 m². För elfiskade stationer med alkalinitet under 0.25 mekv/l var tätheten i medel endast 12, dvs en åttondel av vad som borde föreligga på en god hårdbotten utan miljöstörningar.

Sammanfattningsvis bör en god hårdbottenlokal på västkusten kunna hysa över 100 laxfiskungar per 100 m². Täthet över 2-300 är ovanligt och tätheter över 400 förekommer troligen endast under perioder med lågvattenföring och medför dålig tillväxt hos individerna. Tätheterna av laxfisk var vid undersökningen år 1983 i genomsnitt betydligt under förväntade tätheter.

B. Är försurningen orsak till låg täthet av lax- och öringungar?

Tätheten av lax- och öringungar var i föreliggande studie klart korrelerad med alkaliniteten, vilken i sin tur är ett mått på vattnets försurningskänslighet. Data pekar således på försurningen som orsak till låg förekomst av lax och öring på de undersökta stationerna, men även andra faktorer kan vara betydelsefulla. Tillgång på lekfisk och lämpliga lek- och uppväxtområden är viktiga.

Tillgången på lekfisk kan minska på grund av vandringshinder och överfiske m.m. Vandringshinder konstaterades i vattendragen men data har endast använts från stationer som bedömts ligga nedom definitiva hinder. Mängden vandringshinder har ej heller ökat i samma takt som lax och öring minskat i vattendragen. Överfiske i hav och kust är sedan länge ett problem för vandringsfisk. Speciellt sedan husbehovsfiske med nylongarn ökat har havsöringbeståndet skattats hårt. Tyvärr sker fisket på fisk som ännu ej hunnit leka. Minimimåttet för havsöring i Bohuslän är 35 cm, medan medelstorleken på lekfisk i Anråse å år 1977 var 40-44 cm och i Brodalsbäcken i slutet av 1970-talet 41-45 cm. I Torne och Kalix älvar har man konstaterat att överfiske av lax i havet medför att de övre lekområdena blir dåligt besatta med ungar (Jordbruksdepartementet 1984). I detta fall rör det sig om lekområden belägna tiotals mil från havet medan de nedre områdena varit besatta i "normal" utsträckning. I de korta vattendragen, 550 km, som ingår i denna studie är någon liknande effekt mindre trolig. Dessutom ingår i studien genomgående de nedersta lämpliga lekbottarna, som alltså i vissa fall även de haft låg täthet av ungar.

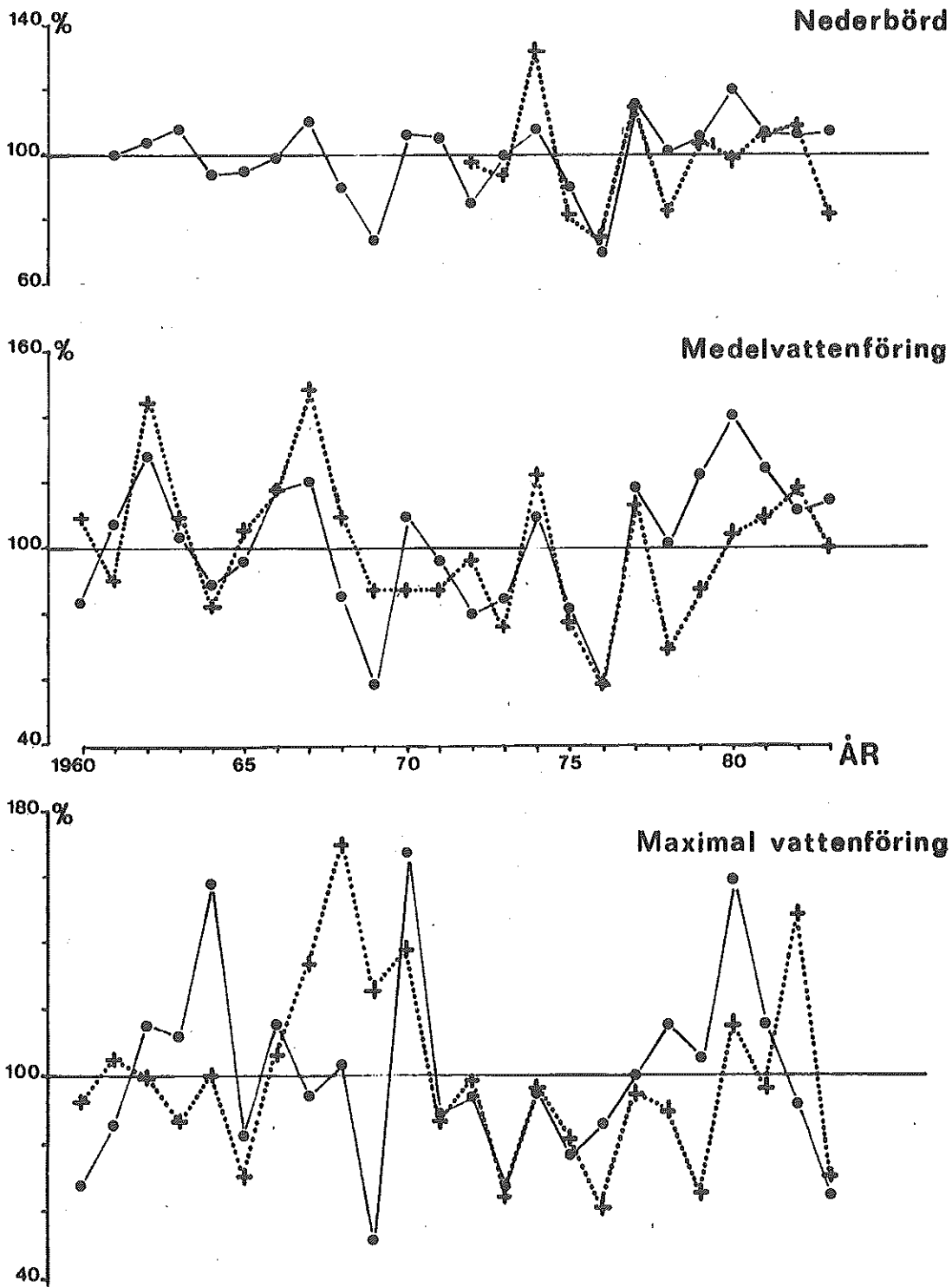
Lämpliga lek- och uppväxtområden minskar ständigt genom rensningar, omgrävningar, kulverteringar och indämningar. Dessa ingrepp förklarar dock inte de låga tätheterna på nedströms belägna fysiskt intakta områden. Föroreningar i västkuståarna har generellt sett minskat, framför allt i de stora vattendragen såsom Viskan, Säveån och Örekilsälven

(Stjerna-Poth 1979). Kungsbackaån tillhör kategorin vattendrag som mer eller mindre årligen utsätts för giftiga punktsläpp som decimerar bestånden, men tätheten av fisk är låg även uppströms de kända utsläppspunkterna (Johlander 1981).

Klimatfluktuationer kan tillfälligt inverka på förekomsten av vuxen fisk i havet (Scarnecchia 1984) och i vattendragen kan låg vattenföring vara en viktig reglerande faktor (Kraft 1972, Nyman och Westin 1978, Bohlin 1979, Thörnelöf 1983). Detta torde dock ej ge bestående skador utan bestånden borde hämta sig inom något/några år.

Inga extremt nederbördsrika år förelåg på 1970-talet då merparten av minskningen av laxfiskbestånden skedde i de mindre vattendragen (Figur 15). Torrår förelåg 1974-76 samt 1982-83, men vid försök att korrelera tätheterna av fisk i de olika vattendragen med minimivattenföringen sommartid har ingen korrelation erhållits. Dessutom torde större klimatförändringar ha drabbat samtliga vattendrag, vilket också framgår av data (Figur 15), på ett likartat sätt och inte som nu lämnat vissa relativt opåverkade. För Fylleån föreligger dock drastiskt minskade tätheter år 1970 medan påföljande år inneburit en viss återhämtning men populationerna minskade sedan åter. Detta sammanfaller med stort vårflöde år 1970 och ovanligt ringa vårflöden de påföljande åren (Figur 15). Således kan kraftiga flöden ha något att göra med fluktuationer i beståndstätheter.

Förekomsten av laxfisk kan också styras av predatorer och konkurrerande arter. På de undersökta hårbottenstationerna har lax och öring varit klart dominerande arter och därefter ål och elritsa. Gädda förekom i huvudsak på mjukbottenstationer och inget har framkommit som tyder på att gädda ökat i numerär på senare tid. Bogelius (1983) fann heller inget samband mellan förekomst av gädda och täthet av öring i Lärjeån. Predatorer som gädda och lake torde snarare reglera smoltutvandringen (Larsson och Larsson 1975, Jacobson och Järvi 1976, Hammarlund 1979) och i mindre grad påverka tätheten av ungar.



Figur 15. Årsnederbörd (överst), årsmedelvattenföring (mitten) samt maximalt vattenflöde (nederst) resp år i förhållande till medelvärdet för tidsserien. Helledragen linje avser SMHI nederbördsstation Simlångsdalen och pegel i Simlången, Fylleån. Prickad linje avser nederbördsstation Sanne vid Örekilsälven samt pegel Munkedal 2 i Örekilsälven. Data från SMHI.

Konkurrens mellan lax och öring torde föreligga men arterna har något olika biotopkrav (Karlström 1977). Konkurrens mellan ensomrig och tvåsomrig öring har påvisats (Bohlin 1979) och den tvåårs-cykel som uppkommer med omväxlande dominerande ensomriga eller tvåsomriga ungar har också noterats för lax i Örekilsälven (Thörnelöf 1983). I föreliggande sammanställning av elfiskestudier sedan 1955 förelåg inga vare sig positiva eller negativa korrelationer mellan arterna eller de skilda åldersgrupperna på stationer i vattendrag med hög alkalinitet (Stensån, Smedjeån m fl). I alkalinitetssvaga vatten där bestånden minskat förelåg dock korrelationer mellan arter och åldersgrupper. I Suseån gynnades öring samma år som lax vilket tyder på att yttre faktorer varit viktigare för tätheter av de båda arterna än konkurrens mellan arterna. I Fylleån försvann laxen men detta medförde endast en liten ökning av antalet öring på en av stationerna och ingen ökning på en annan, således tycks på de undersökta stationerna öringen inte ha kunnat expandera efter att laxen försvunnit. Antingen är åter yttre faktorer viktigare för att reglera bestånden eller är stationerna i Fylleån ej lämpad för öring.

Att fysikaliska parametrar reglerar bestånden är känt. Vattenföring och bottenstrukturer är viktiga reglerande faktorer för förekomst av laxfiskungar i stora vattendrag (Karlström 1977) samt i mindre vattendrag med hög alkalinitet (Hermansen och Krog 1984). I föreliggande studie utgjordes hårdbottenstationer av stationer med lämpligt substrat för laxfiskungar och som substrat och vattenföring är intimt kopplade innebar detta att även vattenföringen normalt är tillfyllest. Andersson och Andersson (1984) fann också vid elfisken i små vattendrag i Delsboområdet att tätheten av öring var korrelerad med vattnets pH men inte med vattendragets bredd, djup eller vattenföring.

En förklaring till resultaten i föreliggande studie skulle kunna vara att man systematiskt fiskat på bra stationer i områden med hög alkalinitet och vice versa - så var dock inte fallet (Tabell 9).

Förutom fysiska faktorer torde näringstillgången vara viktig för att reglera populationstätheten under normala förhållanden. Försurning medför ofta att vattnen blir näringsfattiga, exempelvis fälls fosfor troligen ut av aluminium, omsättningen av organiskt material kan minska om fragmenterande bottendjur minskar (Johansson och Nyberg 1981), fosfor kan bindas hårdare i omgivande mark och få svårare att läcka ut till ytvattnen (Gårdsjöprojektet). Vattendragens näringsstatus har inte mätts direkt i fält men ledningsförmågan kan användas som ett indirekt mått på förekomsten av fosfor och kväve. Exempelvis förelåg ett starkt linjärt samband mellan fosfat och ledningsförmåga i Fyrisån (Lindell och Kvarnäs 1973). Vid jämförelse av ledningsförmåga och totalfosfor respektive totalkväve i några av de vattendrag som ingår i Naturvårdsverkets basdatanät (Ahl 1983) påvisades ett linjärt samband mellan ledningsförmåga och totalfosfor:

$$\text{tot-P (mg/l)} = 0.0097 + 0.0015 * \text{ledningsförmågan (mS/m)},$$

n=18, r=0.90, dvs signifikant på 99.9% nivå.

På samma sätt förelåg ett linjärt samband för totalkväve:

$$\text{tot-N (mg/l)} = -0.055 + 0.105 * \text{ledningsförmågan (mS/m)},$$

n= 18, r=0.96, dvs signifikant på 99.9% nivå.

Kennedy et al. (1983) ansåg att det i en å i England förelåg ett samband mellan ökad närsalttillförsel från jordbrukets konstgödning och förbättrad tillväxt hos lax i vattendraget. Hynes (1970) anser totalfosfor vara ett bra mått på produktiviteten i rinnande vatten och ledningsförmåga kan således användas som ett indirekt mått på vattnets näringsstatus. Vid jämförelse kan påpekas att skillnader i ledningsförmåga mellan de olika vattendragen i denna studie var relativt ringa och att ledningsförmåga tillsammans med alkalinitet inte gav mer förklarad variation i beståndstäthet än enbart alkalinitet. Vattendragens näringsstatus, mätt som ledningsförmåga, skiljer således inte signifikant mellan stationer med låg respektive hög täthet av fisk. Gydemo (pers.komm.)

fann dock korrelation mellan förekomsten av lax i isländska älvar och ledningsförmågan i vattnet. I detta fall var dock ledningsförmågan i flertalet älvar lägre än de värden som förelåg på svenska västkusten.

Korrelationen mellan ledningsförmåga och näringsämnen gäller under förutsättning att vattendragen ej är alltför saltvat-
tenpåverkade varför ledningsförmåga i västkustälvar kan vara ett dåligt mått på mängden näringsämnen.

Ett bättre mått på vattendragets produktionsförmåga vad avser laxfisk är förekomst av driftfauna eller tillförsel av alloktont material. I vatten med låg alkalinitet kan produktionsförmågan vara låg, trots hög halt av organiskt material och oorganiska näringsämnen. Engblom och Lingdell (1983) har visat hur antalet arter av dagsländor och andra bottendjur minskar med minskat pH i vattendrag. I västkustregionen förelåg flera fynd av försurningskänsliga arter i större vattendrag, vilket belyser dessas stabilitet. Arten *Baetis rhodani* är vår vanligaste dagslända i oligotrofa vattendrag. I delar av Norge svarar den för 60-80% av dagsländornas biomassa (Overrein et al. 1980). Engblom och Lingdell (op. cit.) anger att arten i sig är försurningstålig men troligen känslig för aluminiumförgiftning och har sin största förekomst i vattendrag med pH kring 6.5-6.9. Det individrikaste beståndet av denna dagslända påträffades i Viskan som också har mycket höga tätheter av laxfiskungar (Tabell 14). Johansson och Nyberg (1981) påpekar att det sker en ackumulering av organiskt material i försurade vatten på grund av minskad mängd detritusätare, vilket även påpekats av andra (Friberg et al. 1980). Således kan låg alkalinitet indirekt medföra att vattnen får sämre näringsstatus för laxfisk. Men låg förekomst av lax i Fylleån förelåg år 1982 trots att bottenfaunaundersökningar innan kalkningarna startades visade att "överhuvudtaget har Fylleån en art- och individrik bottenfauna" (Diaz et al. 1983).

Alkaliniteten tycks vara en dominerande faktor för förekomst av laxfisk i de mindre vattendragen på västkusten. Kopp-

lingen mellan alkalinitet och pH är som bekant intim, vilket innebär att vattendrag med låg alkalinitet riskerar få lågt pH-värde. Andersson och Andersson (1984) elfiskade i Delsboområdet och fann också beståndsskador i vattendrag trots att pH sommartid översteg 6.

Skadade bestånd kan vara svåra att identifiera då de kan ha relativt goda beståndstätheter. Lundh (1981) noterade att vid kalkning av Tjöstelrödsån så fördubblades öringtätheten på en lokal som antagits vara relativt opåverkad. Hultberg och Alenäs (1981) skriver om Lerån i Anråseåns vattensystem att den hade ett bra bestånd av självreproducerande öring i de nedre delarna samt "Anmärkningsvärt är att här har skett en fördubbling av öringtätheten under åren efter kalkningarna". Således har i flera fall vattendragsavsnitt med synbarligen opåverkade laxfiskbestånd haft skadade bestånd.

pH-värden som i sig är direkt letala för den unga fisken föreligger ej ens under vintern-våren på flertalet av de i föreliggande studie undersökta stationer som hade reducerad täthet av laxfisk (ex. Figur 3). Exempelvis redovisar Edwards och Hjeldnes (1977) hur öring kan överleva exponering för pH ned till strax under 3 i någon-några timmar. När fjolårsungar av öring (medellängd 14.5 cm) vid samma försöksserie utsattes för pH 4.77 ± 0.33 under 3.5 månader var dödligheten låg - 6%. Ett konstant lågt pH medför dock osmotisk stress och vid ca pH 4.5 dör 50% av laxungar och gulsäcksyngel vid experiment under 40 dagar (Grande och Andersen 1981). Så låga pH-värden utsätts dock inte etablerade årsyngel för under lång tid. På dessa måste istället andra negativa effekter eller effekter på tidigare stadier som rom och kläckning vara viktigare. Att reproduktionen hos lax och öring störs vid ca pH 5 har påvisats av flera författare (Johansson et al. 1977, Grande et al. 1978, Wright och Snekvik 1978, Freeman et al. 1983). Peterson et al. (1980) påvisade att kläckning av laxyngel successivt minskade med sänkt pH. Vid pH 6.8 var mortaliteten 0, vid pH 5.5 ca 30% och vid pH 4.0 hela 97%. Detta kan förklara att det successivt förekommer mer årsyngel vid högre alkalinitet. Fjolårsungar som

utstått en vinter-vår kan dels ha exponerats för lågt pH dels ha utsatts för höga aluminiumhalter i vattnet (Dickson 1978, 1983) och även järn samt mangan (Andersson och Nyberg 1984, Bjärnberg 1983). På västkusten är troligen aluminium den viktigaste toxiska agenten vid pH kring 5-5.5 (Dickson op.cit., Overrein et al. 1980). Dickson (1983) fann inga höga halter av järn, mangan med flera andra metaller i samband med fiskdöd som orsakats av aluminium på västkusten.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att försurningen är den troligaste orsaken till låga tätheter av laxfisk i vattendrag med sommaralkalinitet understigande 0.25 mekv/l. Beståndsskadorna uppkommer troligen huvudsakligen genom aluminiumförgiftningar samt till en del direkt på grund av lågt pH som medför försämrade överlevnad för rom och yngel.

C. Är försurningen orsak till låg täthet av ål?

Ål förekom på 58% av undersökta stationer vilket kan jämföras med danska inventeringar där Larsen (1961) fann ål på 71% av undersökta stationer vid elfiske i öringvattendrag. Ål förekom i föreliggande studie på såväl stationer med såväl låg som hög alkalinitet, men med störst täthet i det senare fallet - täthet 5.2 individer per 100 m². Denna täthet är jämförbar med vad Larsen (1955,1961) fann i olika danska vattendrag - medeltäthet 8.5 per 100 m². Betydligt högre tätheter kan föreligga på enskilda stationer, exempelvis förekom 86 respektive 110 ålar per 100 m² på två stationer nedströms respektive uppströms ett vandringshinder i Strömsån år 1980.

I de refererade danska vattendragen, där öring dominerade fiskbiomassan, förelåg indikationer på att täta populationer av gulål tvingade individer att vandra längre uppströms för att minska konkurrensen (Larsen op.cit.). En tendens till lägre tätheter längre uppströms, dvs på långt vandringsavstånd från havet, borde gälla för stora vattendrag, medan Moriarty (1976) påpekar att för små vattendrag utan sjöar

föreligger höga tätheter i hela systemet. Materialet från föreliggande elfiskestudie visar heller ingen skillnad i täthet av ål mellan stationer längst upp jämfört med stationer längst ned, vilket även visats tidigare för Fylleån där nystigna ålyngel påträffades i hela systemet (Ahl 1976). Vattendrag med låg alkalinitet i hela systemet hade också färre ålar i hela systemet, vilket understryker att skillnaderna i täthet beror av egenskaper hos vattnet, ex. alkalinitet och näringsämnen, och ej av läge i vattendragen.

Det ökade fångstuttaget i kustfisket (Kustfiskeutredningen 1983) och den försämrade ålyngelinvandringen till svenska vattendrag (Svärdson 1976) skulle kunna medföra lägre tätheter av ål i kustvattnen och i vattendragens nedre delar och därmed att färre ålar kommer upp i vattendragens övre delar eller att färre ålar förekommer i oattraktiva avsnitt. Westerberg (1979) visade exempelvis att glasål lockades till varmvattenutsläpp från kärnkraftverk på grund av den högre temperaturen. Vid försök med olika vattens attraktivitet på ålyngel fann Ask et al. (1971) att attraktionen var starkt reducerad till vatten med pH 3.9 jämfört med 7.5. Med samma metodik visade man också att olika vattendrags vatten utövade olika attraktion på ål, vilket även visats av Nilsson (1980). Fjellheim et al. (1983) citerar Kardel (1978) och fastslår att invandrande glasål helt undviker vattendrag med pH under 4.7 och att pH-intervallet 7-8.4 föredras. På liknande sätt visade Miles (1968) experimentellt att sötvatten som var mer produktiva, egentligen där vattnet innehöll mer organiskt material, föredrogs framför fattigare vatten. Således finns möjligheten att försurningen inverkar genom att vattnet blir oattraktivt för ål.

Larsen (1972) visade att åltätheten i danska vattendrag följde temperaturen - med störst täthet sommartid. Data tolkades som att ål vintertid uppsökte övervintringsbiotoper i vattendragens nedre delar och årligen sökte sig uppströms igen (Larsen op.cit.), vilket konfirmerats för andra danska vattendrag där en ålyngeluppvandring av äldre individer som övervintrat nedströms sker på våren medan en åluppvandring i

juli-augusti huvudsakligen utgöres av nypigmenterad gulål (8-13 cm) (Rasmussen 1983, Dahl 1983). Gäller samma förhållande i de mindre vattendragen på svenska västkusten skulle detta innebära att ål övervintrar i regioner med bättre pH och att de årligen utsätts för ett val av det vattendragsavsnitt som de skall tillbringa sommaren i. Unga ålar som stiger upp i sötvatten för första gången stiger under en period med i regel bra pH. För dessa skulle det första valet av uppehållsvatten snarare styras av vattnets näringsämnesinnehåll än dess pH.

Andra möjliga förklaringar kan finnas till de låga tätheterna, exempelvis kan ålen också vara utsatt för aluminiumförgiftningar. Norska experiment har visat att uppvandrande glasålar, liksom laxfisk, är känsliga för de aluminiumhalter som kan uppträda i försurade vattendrag. Glasålarna blev inaktiva, fick ökad slembildning och dödligheten ökade signifikant (Fjellheim et al. 1983). Direkt letala pH-värden uppträder troligen ej i vattendragen. Almer et al. (1978) räknar ål till de minst pH-känsliga fiskarterna. Exempelvis redovisar Edman (1982) att utvandrande blankål efter kontinuerliga inplanteringar produceras i Tjärnesjön, Högvadsåns vattensystem, trots att vattnet har pH 4.5-5.1. Inverkan av låg alkalinitet kan liksom för laxfisk manifesteras i försämrad näringstillgång, men ålen är känd som allätare (Tesch 1977) och konkurrensen med andra fiskarter torde vara ringa i de försurade vattendragsavsnitten. Wickström (1979) menar att försurningen genom att minska konkurrens och predation på ål i sjöar borde kunna gynna ålens tillväxt och överlevnad. Wickström (op. cit.) och Svärdson (1972) redovisar också många lyckade utsättningar av ål i näringsfattiga vatten, även om utsättningsresultaten blev bäst i eutrofa och varma vatten.

Undersökningar av åltätheten i grunda kustvatten visar också att det finns gulål, 8 - 30 cm, i höga tätheter i vegetationsområdena i Bohuslän - i medeltal 56 ålar per 100 m² för 14 undersökta lokaler (Kustfiskeutredningen 1983). Således finns det en potentiell population som kan vandra upp i sötvattnen.

Sammanfattningsvis tyder föreliggande studie samt litteraturuppgifter på att ål har låg populationstäthet i försurade vattendrag, eventuellt på grund av att ål ej attraheras till sura och lågproduktiva vatten, samt på grund av att höga aluminiumhalter medför stress och ökad dödlighet.

D. Försurningens omfattning i förhållande till avrinningssområdets karaktär.

I flera av de undersökta vattendragen förelåg vid undersökningstillfället acceptabelt pH (>6) och acceptabel alkalinitet (>0.1 mekv/l). Intensivstudien under vintern visade dock att alkaliniteten och pH sjönk i takt med ökat vattenflöde vid regn och snösmältning, vilket även visades åren 1973/74 i Taske å och Hogarälven (Nagell och Lettesjö 1976). Surstöten var störst i övre delar av svagt buffrade vattendrag utan sjöar.

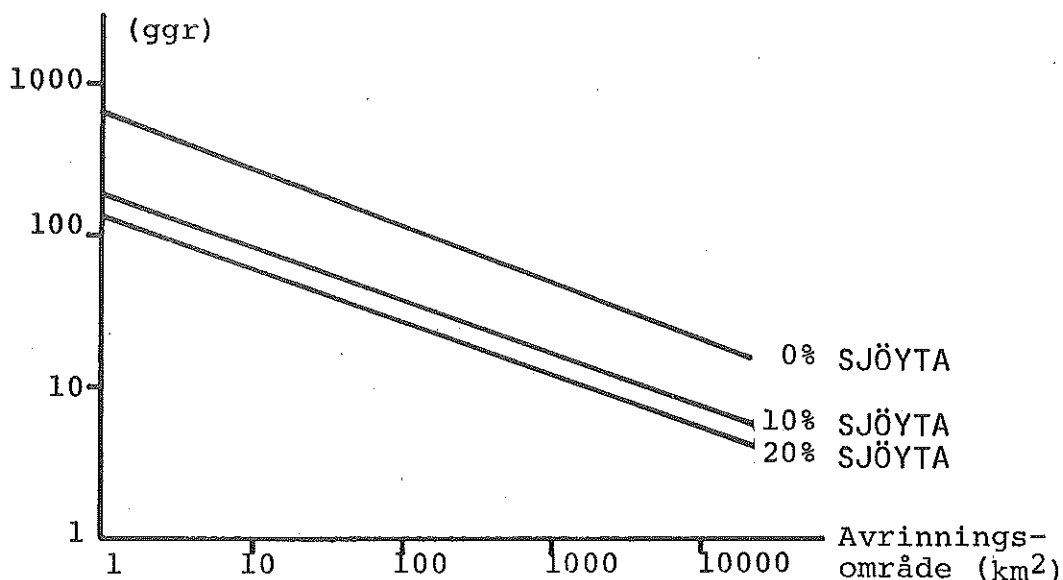
I föreliggande studie minskade alkaliniteten på en station i Jörlandaån från 0.17 sommartid till 0 mekv/l vintertid. Nagell och Lettesjö (1976) fann på samma sätt en sommaralkalinitet på 0.51 i Taske å som blev 0.006 som lägst vintertid och en sommaralkalinitet i Hogarälven på 0.956 som sjönk till 0.022 mekv/l vintertid. Bjärnberg (1983) visade att snösmältning i fjällbäckar i Umeälvs källflöden orsakade flödesökningar av approximativt 100 gånger och att detta medförde att alkaliniteten minskade i en bäck från 0.4 till 0.02 mekv/l trots att omgivande mark var kalkrik. Undersökningar på norska Sörlandet visade att en tredjedel av nederbörden under året passerade avrinningsområdena utan att ha ändrats kemiskt, med andra ord påverkade till stor del regnvattnet direkt vattendragen (Braekke 1981a, b). Smith och Stopp (1978) menar att varken ytavrinning eller grundvattentillförsel dominerar vid flödestoppar utan att den största tillrinningen då, i tempererat klimat, sker kanaliserat i markskikt, exempelvis mellan tunna jordlager och berggrunden. Avrinningen blir därmed relativt snabb och kontakten med buffrande ämnen i marken relativt liten.

Vattenflödesvariationen under året är således av betydelse eftersom det under vintern tillrinnande vattnet i stort sett saknar alkalinitet och därmed verkar försurande, speciellt om marken är tjälad. Storleken på vattenflödesvariationerna skiljer mellan olika vattendrag beroende på avrinningsområdets storlek, andel sjöar m.m.. Sjöars dämpande effekt på vattenföringsvariationer medför att alkaliniteten och pH kan vara stabilare nedströms en sjö än längre ned i vattendraget. Risk föreligger dock alltid att smältvatten som anrikat sura ämnen transporteras ut skiktat på sjöns yta från den övriga vattenmassan och därmed påverkar nedströms belägna stationer extra mycket (Hultberg 1977). Exempelvis var pH i bottenvattnet i den nykalkade Hällsjön, Kungsbackaåns vattensystem, i mars 1984 7.4 medan ytvattnet i utloppet var 4.7 och hade höga aluminiumhalter (Hasselrot 1984). Kvoten mellan medelhögvattenföring och medellågvattenföring, flödesvariationsfaktorn, kan användas som ett mått på flödesvariationerna ett normalår. Denna kvot har beräknats ur data från SMHI för vattendrag på väst- och sydkusten (bilagor 14 - 15). Flödesvariationskvoten i mycket stora vattendrag - Göta älv, Lagan, Mörrumsån - uppgick till under 10, medan flödesvariationskvoten för små vattendrag (avrinningsområde <1 000 km²) är större. Vid multipel linjär regression av flödesvariationskvoten mot avrinningsområdets storlek och andelen sjöyta erhöles 72% förklarad variation($\log(\text{flödesvariationskvot}) = 2.78 - 0.36 \cdot \log(\text{avrinningsområdesareal i km}^2) - 0.53 \cdot \log(\text{sjöandel i } \%)$, n=33, R²=0.72).

Detta innebär att flödesvariationskvoten i ett vattendrag med 10 km² avrinningsområde och utan sjöar teoretiskt skulle uppgå till 260 (Figur 16). Sjöars dämpande effekt på flödesvariationer är känd (Sundborg 1956, Melin 1970) medan myrar snarare tenderar att öka flödesvariationerna (Jansson 1982) och således skulle uppfattning om myrandelen i avrinningsområdena troligen bidra till att öka den förklarade variationen i data. Beräkning av avrinningsområdenas "drainage density", förhållandet mellan längden av vattendrag och avrinningsområdets storlek (Smith och Stopp 1978), skulle

troligen ytterligare bidragit till att reducera osäkerheten i data. Vattensystem med hög "drainage density" får större flödestoppar vid nederbörd - snösmältning.

Flödesvariationskvot



Figur 16. Empiriskt samband mellan flödesvariationskvot, beräknad som kvot mellan medelhögvattenföring och medellågvattenföring, avrinningsområdets storlek och andelen sjöar. Beräknat med multipel linjär regression (se ovan). Grunddata från SMHI (1979) avseende södra och västra Sverige.

Man bör beakta att de redovisade flödesvariationskvoterna hänför sig till medelvärden för längre perioder. Extremvärdena kan uppträda - exempelvis beräknades för stationen Gård-silt i Fylleåsystemet en flödesvariationskvot om 59. Ur data för perioden 1928-75 (SMHI 1979) kan man skatta att teoretiskt kommer vart 12:e år maximalflödet under året att överstiga en flödesvariationskvot 100.

Den alkalinitet som uppmättes sommartid i vattendragen kan vintertid spädas ut 100-600 gånger ett normalår i ett litet vattendrag utan sjöar. Således kan en sommaralkalinitet av 0.1 förvandlas till 0.001 - 0 mekv/l på grund av utspädning med vatten som saknar alkalinitet. Därtill kommer smältvatt-nets/regnets innehåll av vätejoner, dvs stor risk föreligger att pH understiger 5 och att höga halter aluminium uppträ-

der. Då huvuddelen av de havsöringförande vattendragen på västkusten är små (<1000 km²) och med ringa andel sjöar (omkring 5%) innebär detta att surstötter decimerar laxfiskförekomsten - framför allt i de övre delarna. Detta förklarar att en sommaralkalinitet på under 0.25 mekv/l befanns medföra signifikant lägre täthet av laxfisk. Endast vattendragsavsnitt med alkalinitet överstigande 0.25 hade "normala" tätheter - i snitt 106/100 m², men även i dessa vattendragsavsnitt varierade tätheten (Figur 3). Slutsatsen blir att när alkaliniteten överstiger ca 0.25 mekv/l är den inte den begränsande faktorn utan andra faktorer styr. Exempelvis kunde Hermansen och Krog (1984) påvisa fysiska faktorer övergripande inverkan på tätheten av öringungar - i vattendrag vars alkalinitet ej understeg 0.28 mekv/l.

Föreliggande studie visade också att vid perioder med låg sommarvattenföring påverkades öringbestånden - de trängs ihop och kan få försämrad tillväxt. Fagerström och Svärdson (1978) skriver efter undersökningar i Jämtland "Av sexton årsklasser av öring i Bustatjärn hade de fattigaste uppstått under år med lågt månatligt medelvattenstånd under sommaren. De sämsta årsklasserna har dessutom upplevt kraftiga vårflooder som kan ha sköljt bort yngel och bottenfauna, samt möjligen också medfört sänkning av pH.". Sommartorka kan också bidra till försurningen av vattendragen. Sulfat bundet i mark och myrar oxideras när markvattennivån sjunker. Tillammans med sulfat kommer sedan vätejoner ut i vattendragen vid höstflod (Braekke 1981a, c).

Föreliggande studie indikerar också att vattendragsavsnitt nedom magasin där fastställd minimitappning fanns var mindre utsatta för sommartorkan, däremot framgår inte hur produktionen av laxfisk är jämfört med opåverkade förhållanden.

Avrinningsområdets karaktär är till stora delar påverkade av mänsklig aktivitet - sjösänkning, jordbruksbevattning och andra ingrepp ökar risken för låg sommarvattenföring och extrema högvattenflöden (Wolf 1954, Hjort et al. 1979).

Således skapar människan flera av de faktorer - surt regn, låg sommarvattenföring och extrema högvattenföringar - som nu reglerar lax och örings utbredning och täthet i de mindre vattendragen på västkusten.

Sammanfattningsvis bör sommaralkaliniteten, dvs alkaliniteten vid minimivattenföring, i de mindre vattendragen (<1000 km²) på västkusten ej understiga ca 0.25 mekv/l eftersom alkaliniteten vid högvattenföring kan spädas 100-600 gånger under ett normalår.

LITTERATUR

- Ahl, E. 1976.
PM Fylleån, ålyngeluppvandring, elfiskeundersökningar sommaren 1976 (VA 21/72).
Fiskeriintendenten Nedre Södra Distr. 24 p. (Stencil).
- Ahl, T. 1983.
Water quality data. Basdatanätet.
Naturvårdsverkets laboratorium för Miljökontroll, Uppsala. 131 p.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström. 1978.
Sulphur pollution in the aquatic ecosystem. p. 271-311.
In: Sulphur in the environment. Part II: Ecological impacts. Ed: J.O. Nriagu. John Wiley & Sons, New York.
- Andersson, B. & P. Andersson. 1984.
The distribution of trout (Salmo trutta) in relation to pH - an inventory of small streams in Delsbo, central Sweden.
Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm. 61. (In the press.)
- Andersson, P. & P. Nyberg. 1984.
Experiments with brown trout (Salmo trutta) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium.
Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 61. (In the press.)
- Ask, L., K.-E. Berntsson & B. Holmberg. 1971.
Olika vattens attraktivitet på ålyngel.
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (14). 11 p.
- Björnberg, B. 1983.
Dilution and acidification effects during the spring flood of four Swedish mountain brooks.
Hydrobiologia 101:19-26.

- Bogelius, A. 1983.
Öringen i Lärjeån mellan Gunsered och Hjällbo.
20-poängsarbete i ekologisk zoologi, Göteborgs Univ. 19
p. + bil.
- Bohlin, T. 1979.
Havsöringar i Jörlandaån - en populationsstudie.
(English abstract: Sea-trout (*Salmo trutta*) juveniles
in a small Swedish stream - a population study.)
Thesis, Göteborgs Univ. 77 p.
- Braekke, F.H. 1981a.
Hydrochemistry of high altitude catchments in south Nor-
way. 3. Dynamics in waterflow, and in release - fixation
of sulphate, nitrate and hydronium.
Medd.Nor.Inst.Skogsforsk. 36(10). 22 P.
- Braekke, F.H. 1981b.
Hydrochemistry of low-pH-soils in south Norway.
2. Seasonal variation in some peatland sites.
Medd.Nor.Inst.Skogsforsk. 36(12). 22 p.
- Braekke, F.H. 1981c.
Hydrochemistry of high altitude catchments in south Nor-
way. 1. Effects of summer droughts and soil-vegetation
characteristics.
Medd.Nor.Inst.Skogsforsk. 36(8). 26 p.
- Dahl, J. 1983.
Some observations on the ascent of young eels at the
Tange power dam, River Gudenå.
Inland Fish.Lab., Silkeborg. 11 p. (Stencil.)
- Degerman, E. & R. Rosenberg. 1982.
Effekter på fiske, fisk och skaldjur som kan ha samband
med eutrofiering i Skagerrak, Kattegatt och Öresund.
Rapport till eutrofieringsutvärderingen - naturvårdsver-
ket. 53 p.
- Díaz, C., A. Fritzon, A. Kullberg, U. Persson, L. Petersen &
R.C. Petersen. 1983.
Biological investigation on the effect of lime treatment
in the River Fylleån, Halland.
I. Preimpact study, fall 1982.
Limnol.Inst., Lunds Univ. 45 p.
- Dickson, W. 1978.
Some effects of the acidification on Swedish lakes.
Verh.Internat.Verein.Limnol. 20:851-856.
- Dickson, W. 1983.
Liming toxicity of aluminium to fish.
Vatten 39:400-404.
- Dickson, W., L. Lettesjö, I. Lundh & E. Thörnelöf. 1980.
Preliminär redovisning av resultat från kalkning av sju
sjöar i norra Bohuslän.
Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län. 24 p. + bil.

- Edman, G. 1982.
Kalkningsprojekt Högvadsån.
PM från Falkenbergs kommun. 65 p.
- Edwards, D.J. & S. Hjeldnes. 1977.
Growth and survival of salmonids in water of different
pH.
SNSF-project, FR 16/79. 28 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell 1983.
Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator.
Statens Naturvårdsverk PM 1741. 181 p.
- Fagerström, A. & G. Svärdson. 1978.
Öringen och torrår i fjällvärlden.
(English summary: The effects of water level fluctuations
on brown trout (*Salmo trutta*) in the mountain region.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
20 p.
- Fisk, E. & R. Gydemo. 1979.
pH-mätning i snö och smältvatten i Västerbottens läns
fjälltrakter våren 1979.
Fiskenämnden i Västerbottens län. 17 p. (Stencil.)
- Fjellheim, A., G.G. Raddum & T. Sagen. 1983.
Effect of aluminium at low pH on the mortality of elvers
(*Anguilla anguilla* L.).
PM Dept. Anim. Ecol., Zool. Mus., Univ. Bergen. 10 p.
- Freeman, H.C., G.B. Sangalang, M. McMenemy, G. Burns & T.
Goff. 1983.
Studies of the effects of a low pH river on weight gain,
sexual maturation, androgen production and reproduction
in the Atlantic salmon (*Salmo salar*).
Int. Council. Explor. Sea C.M. 1983/M19. 8 p.
- Friberg, O., C. Otto & B.S. Svensson. 1980.
Effects of acidification on the dynamics of allochthonous
leaf material and benthic invertebrate communities in
running waters. p. 304-305.
In: Ecological impact of acid precipitation.
Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norge.
Eds: D. Drablös and A. Tollan. SNSF project, Oslo-As.
- Grande, M. & S. Andersen. 1981.
Lethal levels of pH for Atlantic salmon.
Vatten 37:109-114.
- Grande, M., I. Muniz & S. Andersen. 1978.
Relative tolerance of some salmonids to acid waters.
Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:2076-2084.
- Hammarlund, C.-G. 1979.
Gäddan fortsätter ta smolten.
Svenskt Fiske 3:10.

Hasselrot, B. 1984.

Surt vattenflöde genom en isbelagd kalkad sjö i samband med stor vattenföring.
Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. EM 1464.
14 p.

Hermansen, H. & C. Krogh. 1984.

Influence of physical factors on density of stocked brown trout (Salmo trutta fario L.) in a Danish lowland stream.
Fish Mgmt 15:107-115.

Hjort, P., L. Martins, A. Robertsson & A.L. Thelander. 1979.

Vattenresursplanering för Kävlingeåns avrinnings- och influensområde. Del 1. Inledande inventering.
Lunds Tekn.Högskola. Rapp. 3021. 80 p.

Hultberg, H. 1977.

Thermally stratified acid water in late winter - a key factor inducing self-accelerating processes which increase acidification.
Wat., Air, Soil Poll. 7:279-294.

Hultberg, H. & I. Alenäs. 1981.

Projekt Anråseån. Sammanfattning av uppföljande undersökningar efter utförda kalkningar.
PM. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. 66 p.

Hynes, H.B.N. 1970.

The ecology of running waters.
Liverpool University Press. 555 p.

Jacobson, S., & T. Järvi. 1976.

Antipredator beteende hos tvåårig lax - Salmo salar.
Zool. Revy 38:57-70.

Jansson, B.-O. 1982.

Myrar, svampar och statistik.
Vatten 38:50-58.

Johansson, K. & P. Nyberg. 1981.

Försurning av svenska ytvatten - effekter och omfattning 1980.
(English summary: Acidification of surface waters in Sweden - effects and extent 1980.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 118 p.

Johansson, N., P. Runn & G. Milbrink. 1977.

Early development of three salmonid species in acidified water.
Zoon 5:127-132.

Jordbruksdepartementet. 1984.

Lax - en utredning om förutsättningarna för det svenska laxfisket.
Ds Jo 1984:5. 225 p. + bil.

- Johlander, A. 1981.
Fiskeriundersökningar vid Landvetter flygplats 1981.
PM Fiskeriintendenten i västra distr., Göteborg.
4 p. + bil.
- Johlander, A. 1983.
Säveån - som lax- och öringvatten.
PM Fiskeriintendenten i nedre södra distr., Jönköping.
23 p.
- Kardel, K. 1978.
The water preference of elvers (Anguilla anguilla L.).
Thesis. Univ. Oslo. 44 p.
(Citerad genom Fjellheim et al. 1983.)
- Karlström, Ö. 1977.
Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag.
(English summary: Habitat selection and population densities of salmon and trout parr in Swedish waters.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 72 p.
- Kennedy, G.J.A., D. Cragg-Hine, C.D. Strange & D.A. Stewart. 1983.
The effect of a land drainage system on the salmon populations of the river Camowen, Co. Tyrone.
Fish Mgmt 14:1-16.
- Kraft, M.E. 1972.
Effects of controlled flow reduction on a trout stream.
J.Fish.Res.Bd Canada 29:1405-1411.
- Kustfiskeutredningen. 1983.
Kustfisket i Göteborgs och Bohus län. Rapport 2 - Fiske-
riologiska förutsättningar.
Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 136 p.
- Larsen, K. 1955.
Fish population analyses in some small Danish trout streams by means of D.C. electrofishing.
Medd.Danm.Fisk.Havsundersögelse, N.S., Bind 1. 10. 38 p.
- Larsen, K. 1961.
Fish populations in small Danish streams.
Verh.Internat.Verein.Limnol. 16:769-772.
- Larsen, K. 1972.
Studies on the biology of Danish stream fishes.
III. On seasonal fluctuations in the stock density of yellow eel in shallow stream biotopes, and their causes.
Medd.Danm.Fisk.Havsundersögelse, N.S., Bind 7. 2:23-46.
- Larsson, H.-O. & P.-O. Larsson. 1975.
Predation på nyutsatt smolt i Luleälven 1974.
Laxforskningsinstitutet Medd. 9. 7 p.

- Lennartsson, T. & B. Thuren. 1983.
Inventering av fiskfaunan i två bohuslänska kuståar.
Projektarbete på fiskevårdslinjen. Göteborgs Univ. 20 p.
- Lindell, T. & H. Kvarnäs. 1973.
A study of the interaction between lake water and river
water. Naturvårdsverkets Limnol.Undersökn. Rapp. 60.
32 p.
- Lundh, I. 1981.
Kalkningseffekter på öringbestånd i Tjöstelrödsån.
(English summary: Effects of liming on the sea trout
population in River Tjöstelrödsån.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
(7). 24 p.
- Melin, R. 1970.
Hydrologi i Norden. Utbildningsförlaget, Stockholm. 207p.
Miles, S.G. 1968.
Rheotaxis of elvers of the American eel (Anguilla rost-
rata) in the laboratory to water from different streams
in Nova Scotia.
J.Fish.Res.Bd Canada 25:1591-1602.
- Moriarty, C. 1976.
Biological studies of yellow eel in Ireland.
In: Eel research and management.
Rapp.Cons.Explor.Mer. 174:41-44.
- Mortensen, E. 1977.
The population dynamics of young trout (Salmo trutta
L.) in a Danish brook.
J.Fish Biol. 10:23-33.
- Nagell, B. & L. Lettesjö. 1976.
Variationer i pH, alkalinitet och vattenstånd under en
årscykel i två bohusländska vattendrag.
Vatten 32:295-300.
- Nilsson, L. 1980.
Glasål - Varmvatten.
Föredrag vid seminariet om forskningen inom nämnden för
värmekraftens miljöfrågor. Forsmarksverket 25-26 septem-
ber 1980. 5 p. Nyman, L. & L. Westin. 1978.
Havsöringen på Gotland - en inventering.
(English summary: The sea trout of Gotland - an investi-
gation.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm
(10). 21 p.
- Overrein, L.N., H.M. Seip & A. Tollan. 1980.
Acid precipitation - effects on forests and fish.
Final report of the SNSF-project 1972-1980.
SNSF Res.Rep. FR 19. 175 p.
- Rasmussen, G. 1983.
Recent investigations on the population dynamics of eels
(Anguilla anguilla L.) in some Danish waters.
Proc.3rd.Brit.Freshw.Fish.Conf. 1983:71-77.

- Peterson, R.H., P.G. Daye & J.L. Metcalfe. 1980.
Inhibition of Atlantic salmon (Salmo salar) hatching at low pH.
Can.J.Fish.Aquat.Sci. 37:770-774.
- SMHI. 1979.
Vattenförling i Sverige. Streamflow records of Sweden.
Liber förlag. 403 p.
- Scarneccia, D.L. 1984.
Climatic and oceanic variations affecting yield of Icelandic stocks of Atlantic salmon.
Can.J.Fish.Aquat.Sci. 41:917-935.
- Smith, D.I. & P. Stopp. 1978.
The river basin - an introduction to the study of hydrology.
Cambridge Univ. Press. 123 p.
- Stjerna-Poth, I. 1979.
Några vattendragskarteringar i södra och mellersta Sverige 1968-1978.
Rapp. Statens Naturvårdsverk. Liber förlag. 42 p.
- Sundborg, A. 1956.
The River Klarälven. A study of fluvial processes.
Geografiska Annaler. 38:127-316.
- Svärdson, G. 1972.
The predatory impact of eel (Anguilla anguilla L.) on populations of crayfish (Astacus astacus L.).
Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 52:149-191.
- Svärdson, G. 1976.
The decline of the Baltic eel population.
Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 55:136-143.
- Tesch, F.-W. 1977.
The eel. Biology and management of anguillid eels.
Chapman and Hall, London. 434 p.
- Thörnelöf, E. 1983.
Elfiske i fyra vattendrag i Gullmarens avrinningsområde.
PM Fiskeriintendenten i västra distr., Göteborg.
18 p + bil.
- Westerberg, H. 1979.
Observationer av glasål i varmvattenutsläpp från kärnkraftverk.
(English summary: Elvers in the thermal discharge of a nuclear power plant.)
Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
(5). 24 p.

Wickström, H. 1979.

Preliminära riktlinjer för ålutsättningar.

(English summary: Preliminary recommendations for stocking with eels.)

Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. (5). 24 p.

Wolf, Ph. 1954.

Utdikad civilisation.

Gleerups, Malmö. 104 p.

Wright, R. & E. Snekvik. 1978.

Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway.

Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:765-775.

Zipin, C. 1956.

An evaluation of the removal method of estimating animal populations.

Biometrics 12:163-189.

ENGLISH SUMMARY: OCCURRENCE OF BROWN TROUT, ATLANTIC SALMON
AND EEL IN SMALL ACIDIFIED WATERCOURSES ON
THE WEST COAST OF SWEDEN

The present investigation is divided into three parts.

A - In the summer of 1983 twelve different small watercourses (with a total of 88 stations) in the counties of Bohuslän and Halland on the Swedish west coast were investigated by electrofishing in order to quantify the abundance of eel (Anguilla anguilla) and salmonid parr - brown trout (Salmo trutta) and Atlantic salmon (Salmo salar).

During the investigation the pH was above 6 on most of the stations, while the alkalinity differed from station to station. The abundance of the youngest age groups of salmonids (0+ and 1+) and the abundance of eel were significantly greater at stations with an alkalinity above 0.25 mekv/l compared to stations with a lower alkalinity. It was concluded that the water chemistry was the single most important density-regulating factor when the alkalinity was below 0.25 mekv/l. At stations with a pH below 6.0 the total abundance

of Atlantic salmon and Brown trout parr (0+ and 1+) was 0.2-4.0 per 100 m², while the abundance averaged 62 per 100 m² at stations with a pH above 6.0. The abundance of eel was 1.1 per 100 m² on stations with a pH below 6 and 3.7 on stations with a pH above 6, respectively.

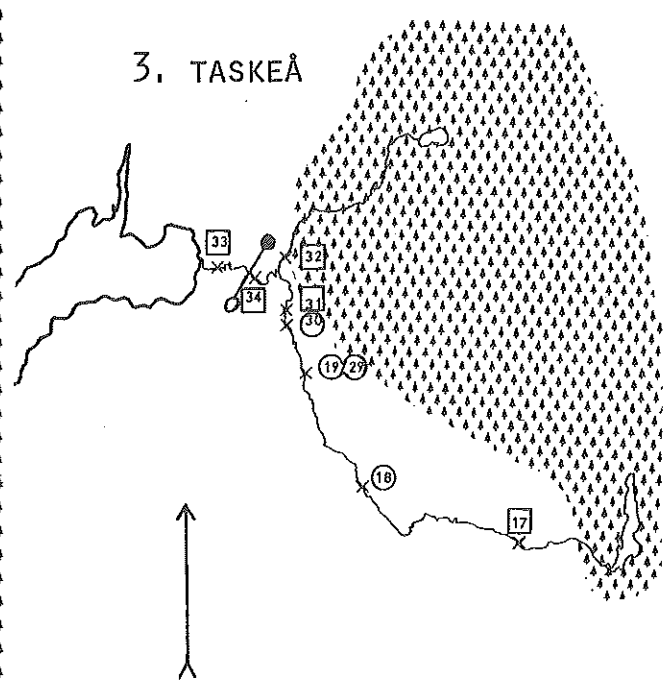
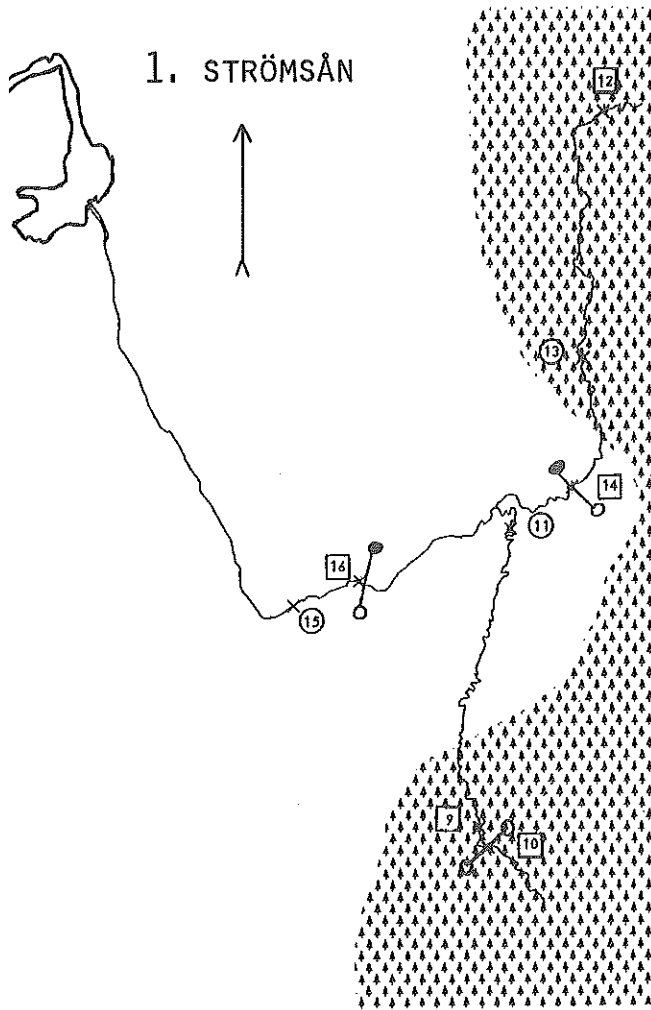
B - In an intensive sampling programme in the winter of 1983/84, the water quality (pH, alkalinity, conductivity and colour) was studied in relation to the water flow in three small rivers on the west coast of Sweden. In the two unlimed rivers there was a distinct drop in pH and alkalinity during periods of high water flow. The alkalinity showed a significantly negative linear correlation with the water flow. In the limed river the alkalinity was more or less independent of the water flow and showed a tendency to increase with increased water flow.

C - Electrofishing data from 1955 to 1984 were compared with information on pH and alkalinity for seven rivers on the west coast of Sweden. In the lower reaches of small rivers (catchment areas less than 1000 km²) and in larger rivers the alkalinity had remained more or less unchanged and the abundance of Atlantic salmon and Brown trout parr (0+ and 1+) was also unchanged during the same period. In the middle and upper reaches of small rivers the alkalinity and the abundance of salmonid parrs were significantly lower and salmon in particular had decreased in abundance or vanished.

In the discussion, data is presented which indicates that the total abundance of Atlantic salmon and Brown trout (0+ and 1+) should be above 100/100 m² in unaffected water-courses with suitable substrates. The main reason for the lowered abundances of salmonids and eel in many rivers is the acid rain. The water flow may vary in the rivers 100-600 times in amplitude from the minimum value during a year. The dilution of the river water lowers the pH and probably toxic aluminium concentrations occur. It is also proposed that eels may not be attracted to the acid and nutrient-poor reaches of rivers.

BILAGEFÖRTECKNING

- Bilaga 1. Karta över vattendrag med stationer och vandringshinder - Strömsån, Taske å, Hogarälv, Långebybäck.
- Bilaga 2. -som ovan - Lärjeån, Krogabäcken, Veån, Kungsbackaån.
- Bilaga 3. -som ovan - Suseån.
- Bilaga 4. -som ovan - Genevadsån.
- Bilaga 5. -som ovan - Sennan, Smedjeån.
- Bilaga 6. Höjdprofilkarta över vattendragen - Strömsån, Taske å, Hogarälv, Långebybäck.
- Bilaga 7. -som ovan - Lärjeån, Kungsbackaån, Veån, Krogabäcken.
- Bilaga 8. -som ovan - Suseån, Genevadsån, Sennan, Smedjeån.
- Bilaga 9. Beräknad totalpopulation av lax och öring per station - Strömsån till Krogabäcken.
- Bilaga 10. -som ovan - Veån till Smedjeån.
- Bilaga 11. Konditionsfaktor hos tvåsomrig öring.
- Bilaga 12. Alkalinitet i Suseån och Fylleån åren 1972-83.
- Bilaga 13. Alkalinitet i Smedjeån och Stensån åren 1972-83.
- Bilaga 14. Plot av flödesvariationskvot mot avrinningsområdet.
- Bilaga 15. Bakgrundsdata till Bilaga 14.
- Bilaga 16. Resultat från elfiskeundersökningen 1983-rådata.
- Bilaga 17. -som ovan.
- Bilaga 18. -som ovan.
- Bilaga 19. Resultat från intensivstudie av vattenkemi-rådata.
- Bilaga 20. Korrelation vattenflöde - alkalinitet i Jörlandaån och Kungsbackaån vid vinterstudien 1983/84.



TECKENFÖRKLARING

17 hårbotten, stationsnr

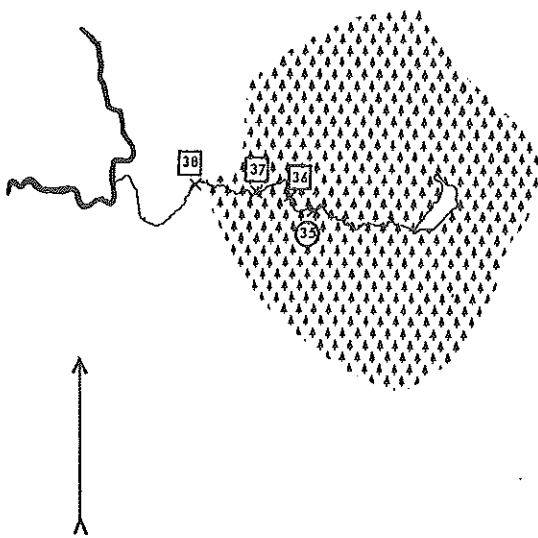
18 mjukbotten, "

●—● definitivt vandringshinder

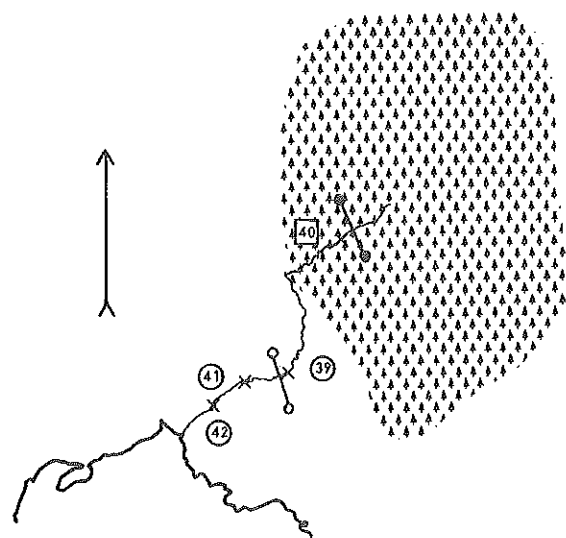
○—○ partiellt vandringshinder

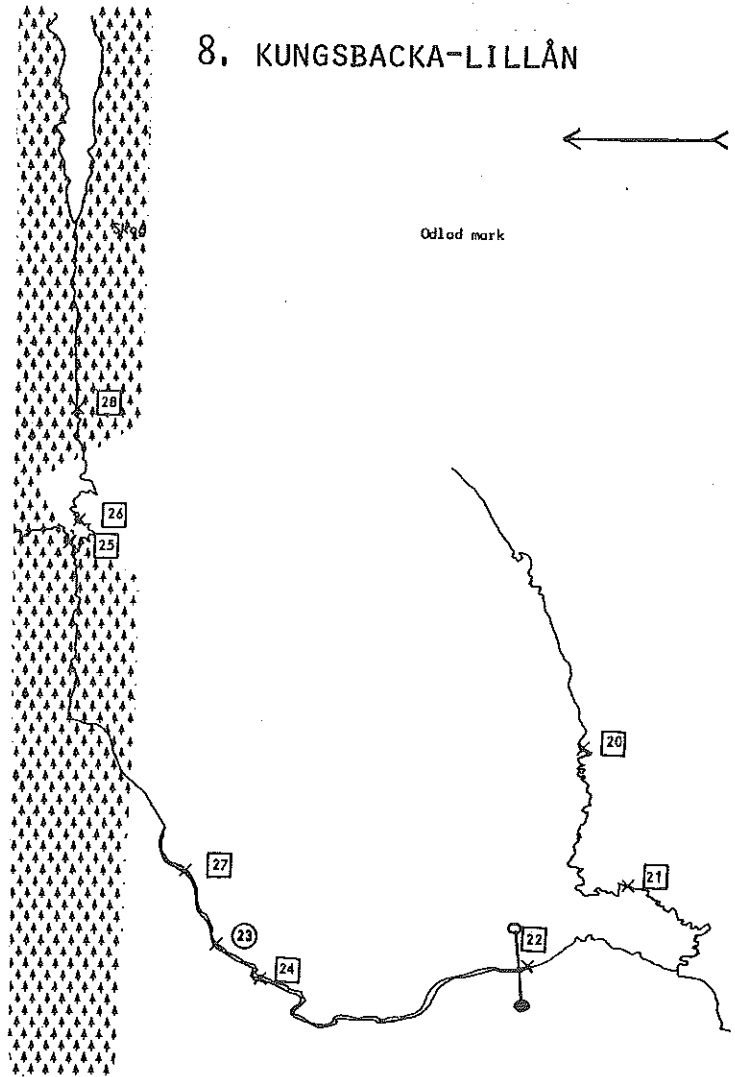
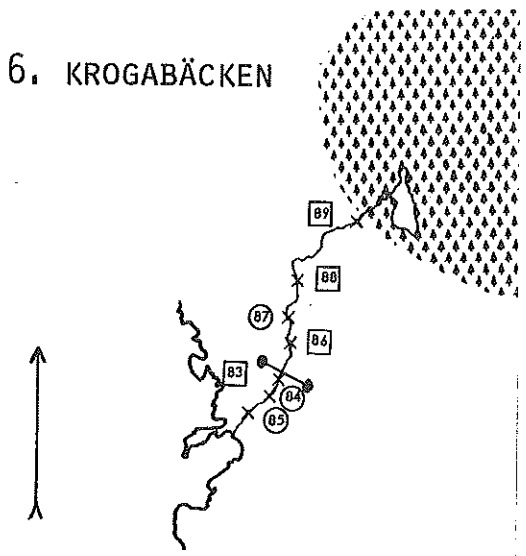
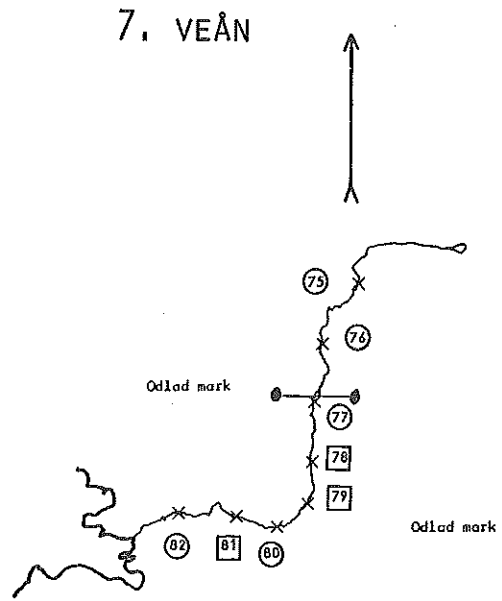
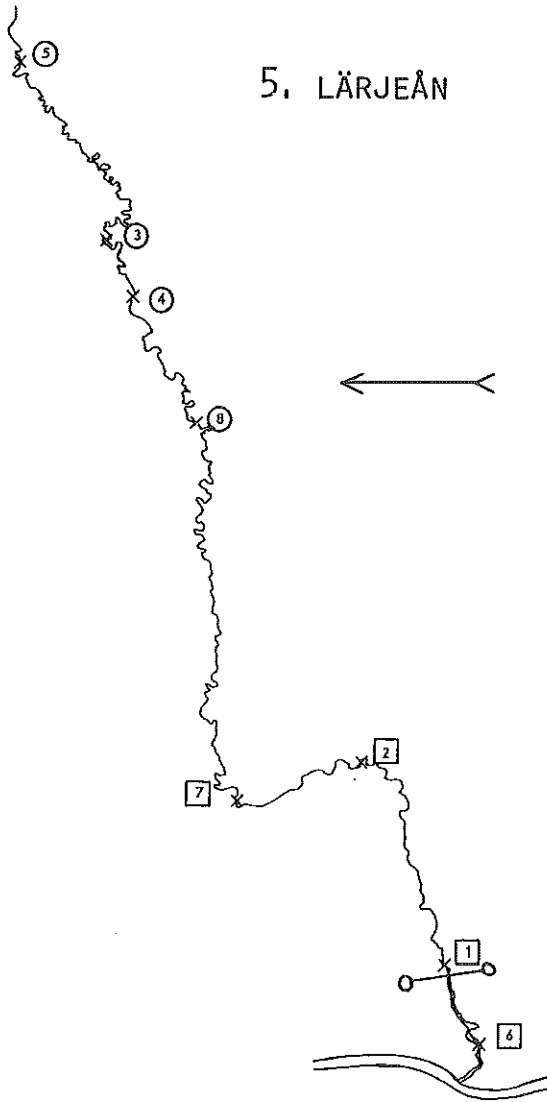
●—○ osäkert vandringshinder

2. HOGARÄLVEN

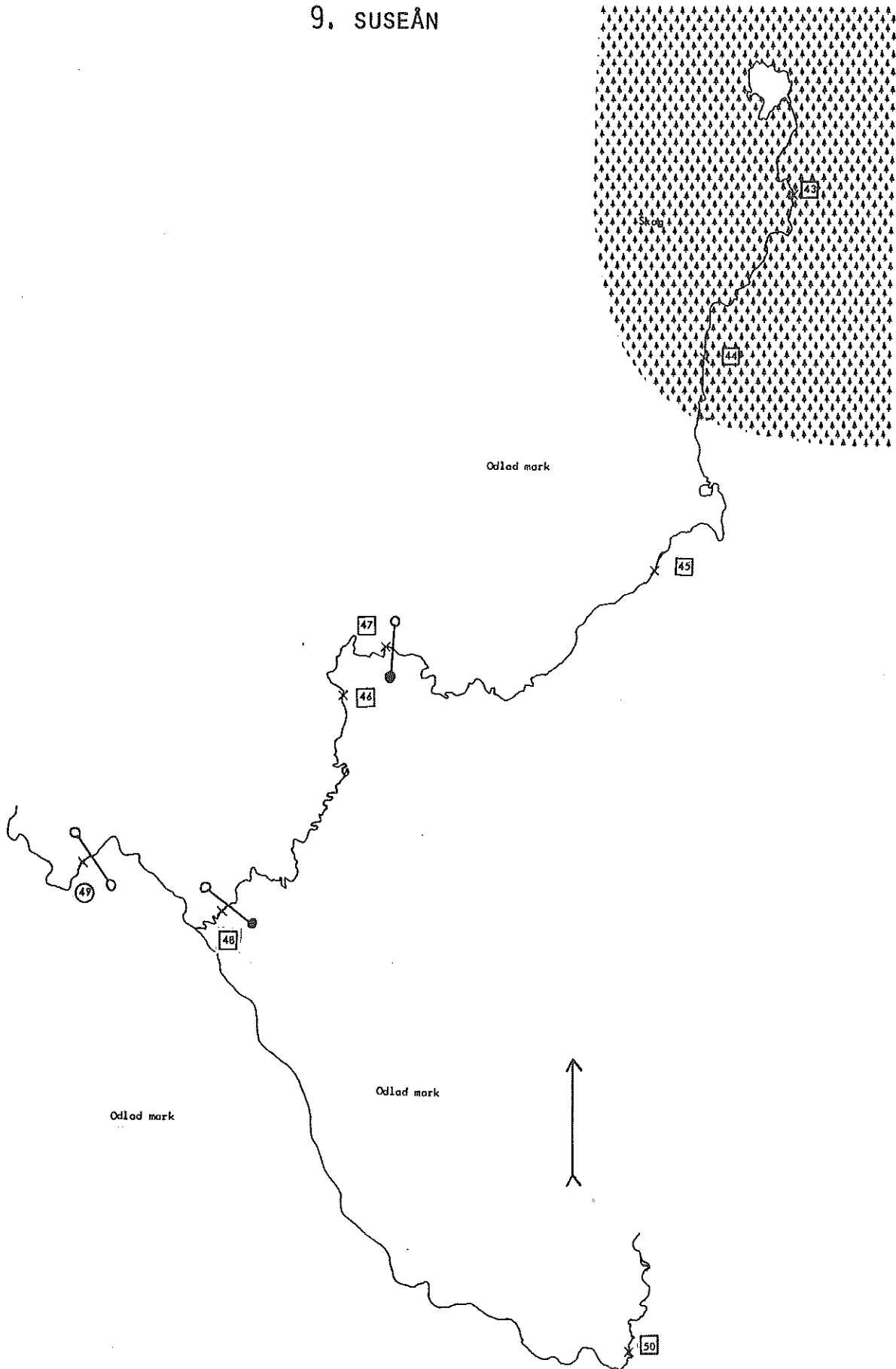


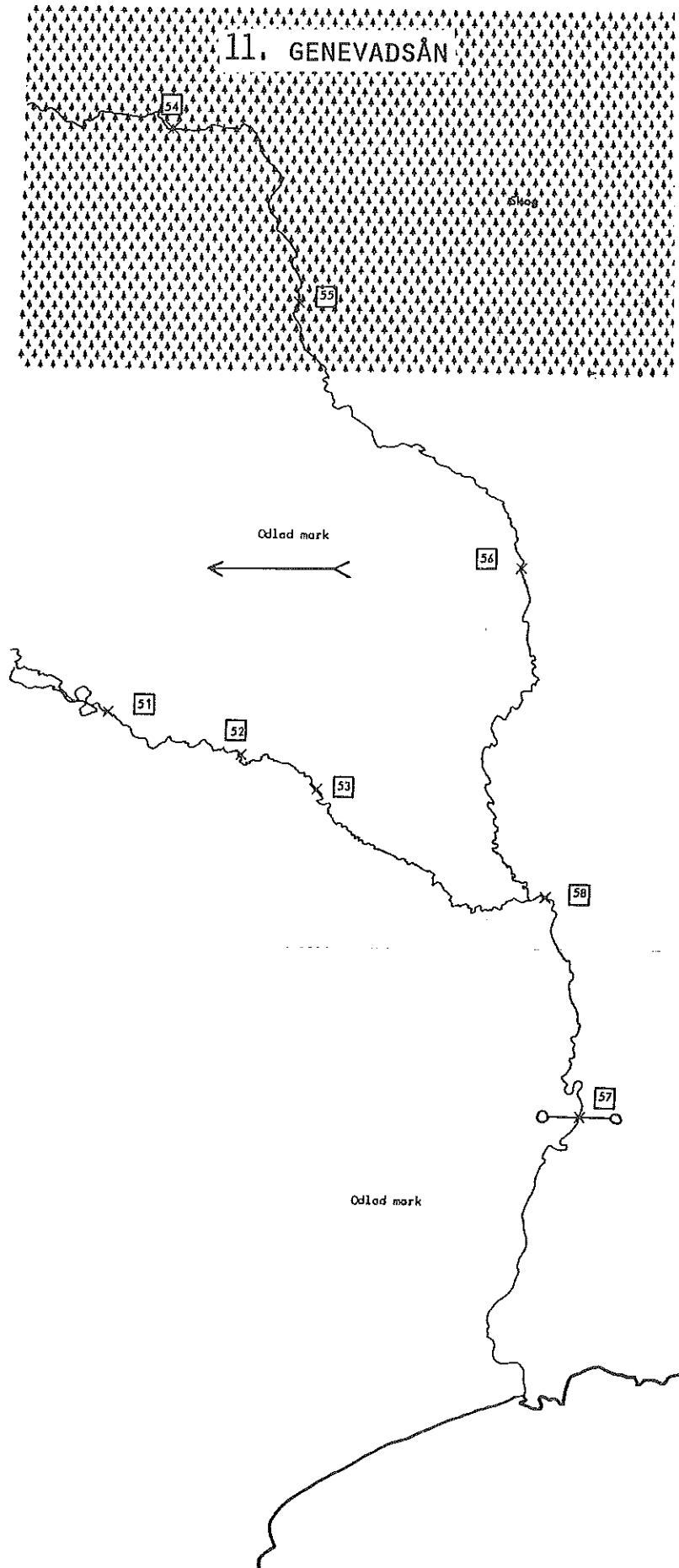
4. LÅNGEBYBÄCKEN

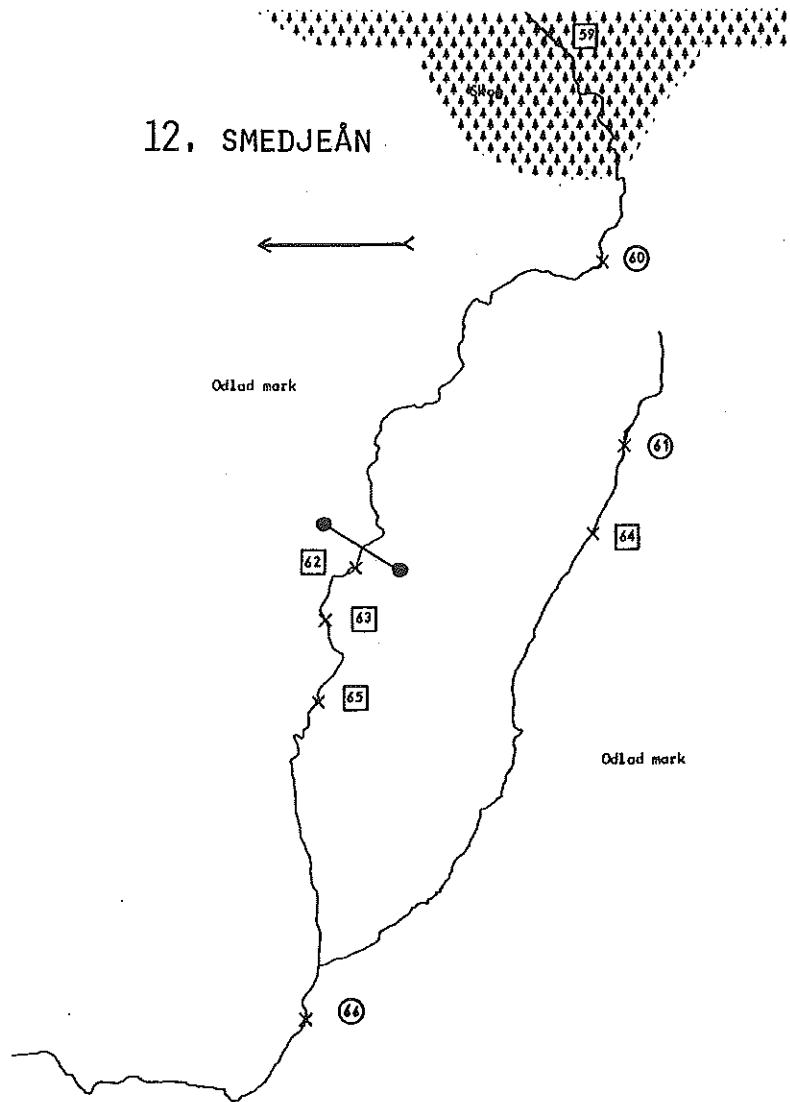
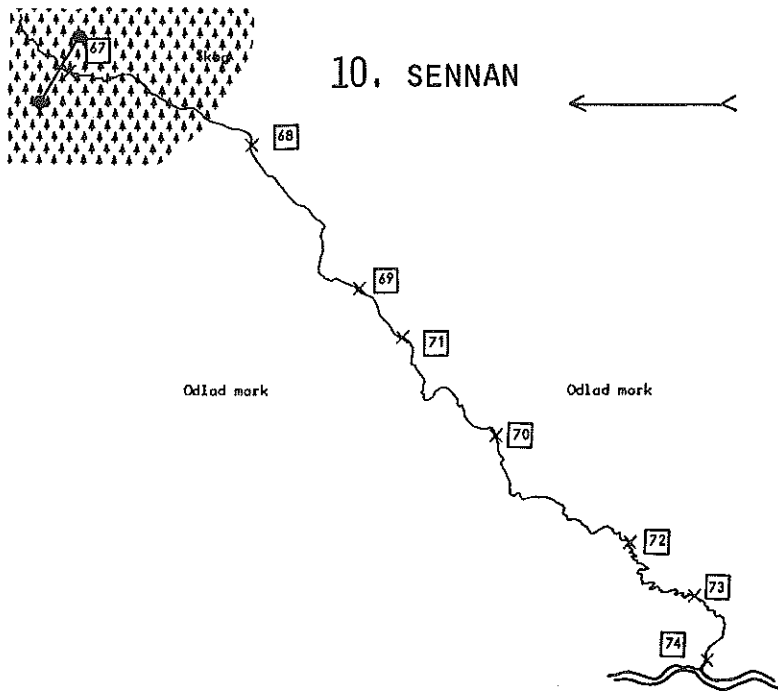




9. SUSEÅN



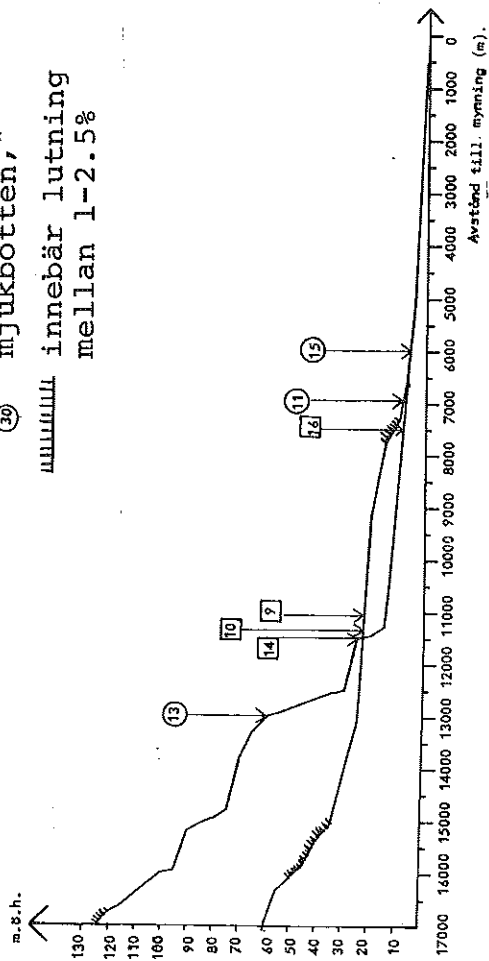




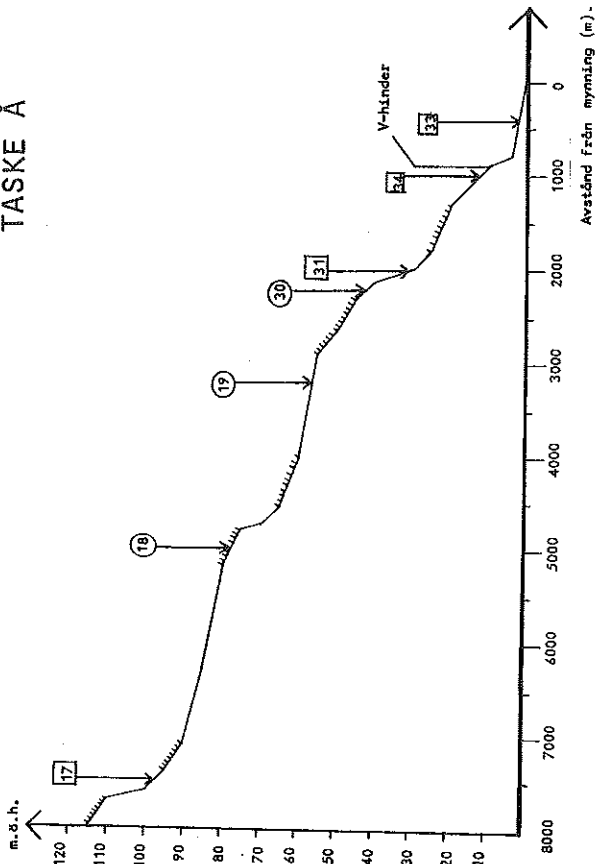
STRÖMSÅN
(MED HEMMENSÅN)

TECKENFÖRKLARING

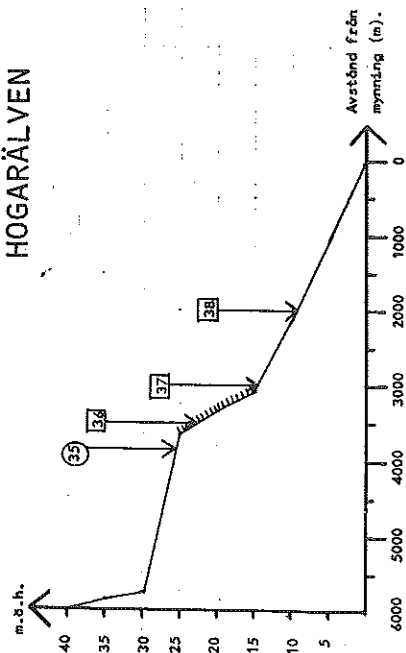
- ☐ 31 hårdbotten, stn nr
- ⊙ 30 mjukbotten, "
- ||||| innebär lutning mellan 1-2.5%



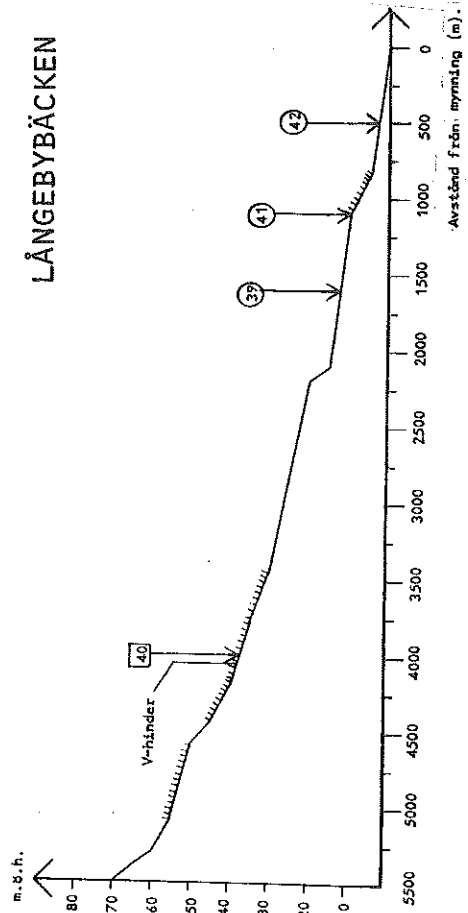
TASKE Å



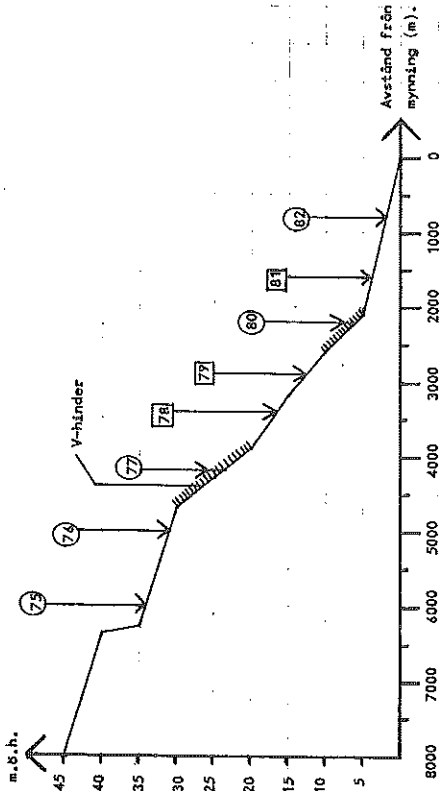
HOGARÄLVEN



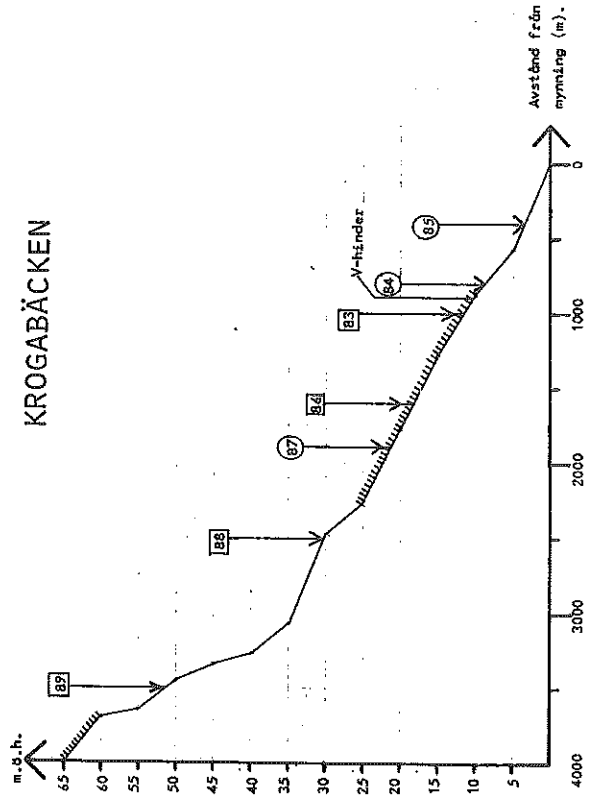
LÅNGEBYBÄCKEN



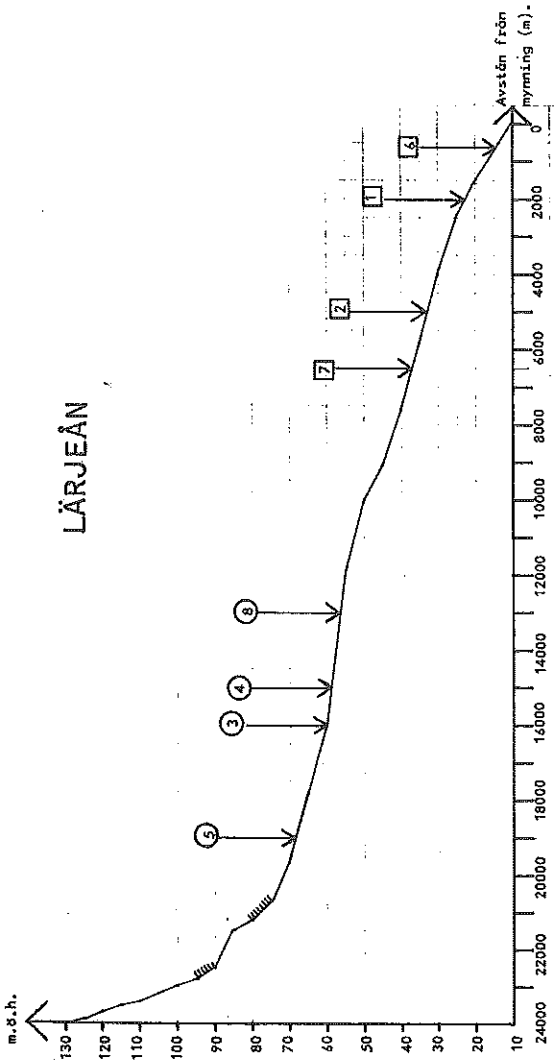
VEÅN



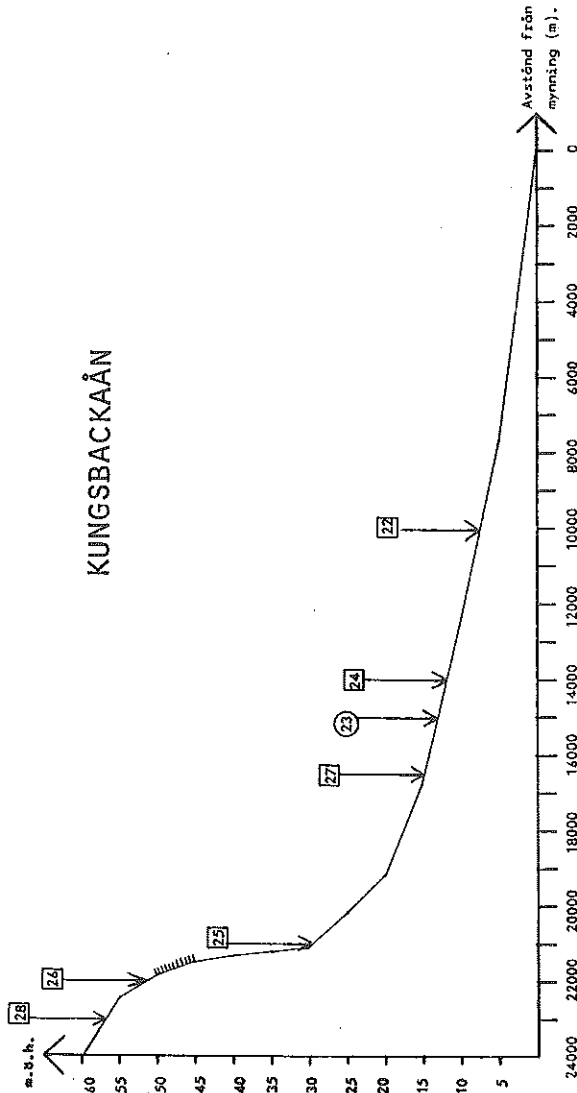
KROGABÄCKEN



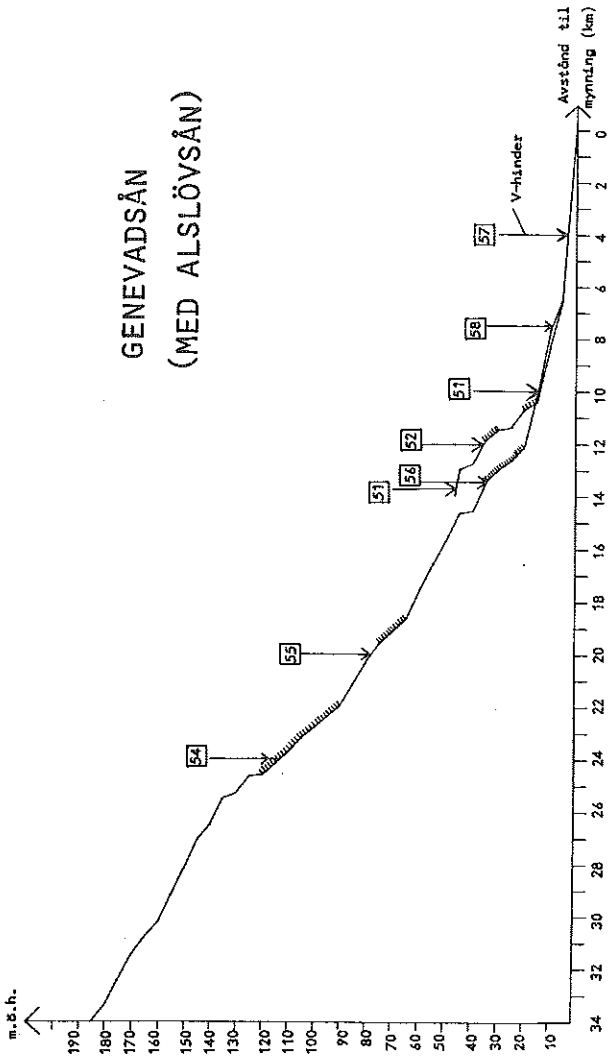
LÄRJEÅN



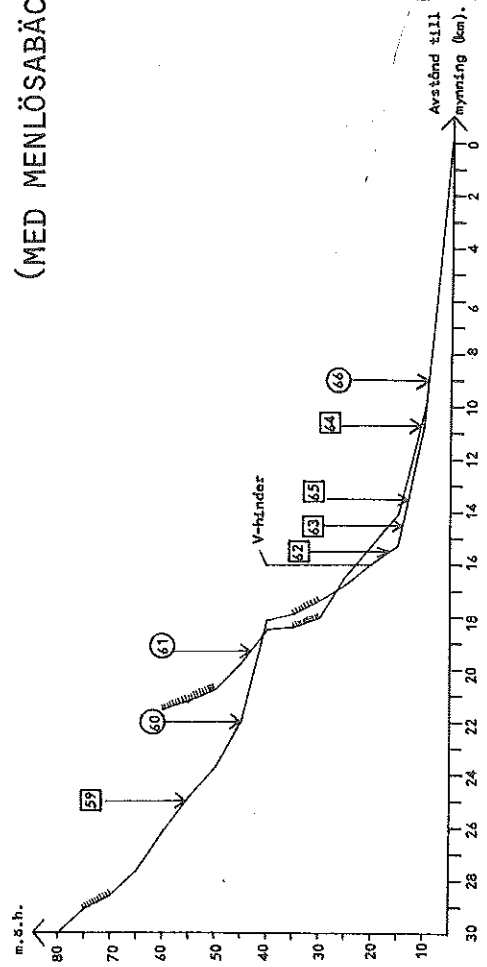
KUNGSBACKÅN



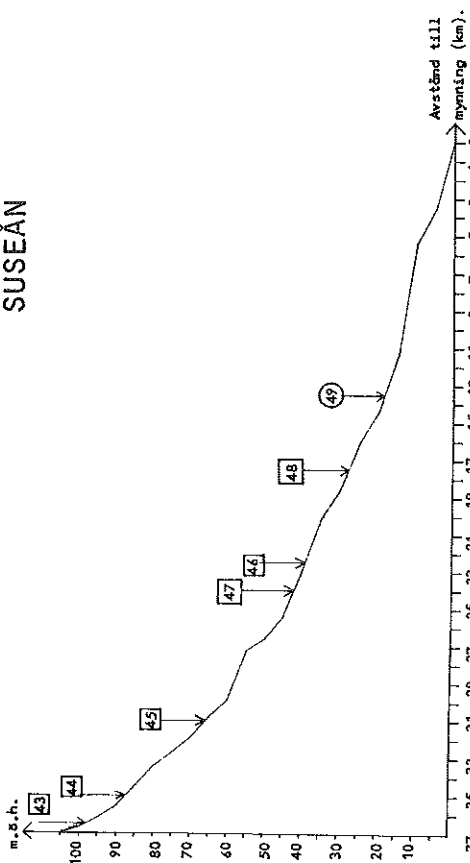
GENEVADSÅN (MED ALSLÖVSÅN)



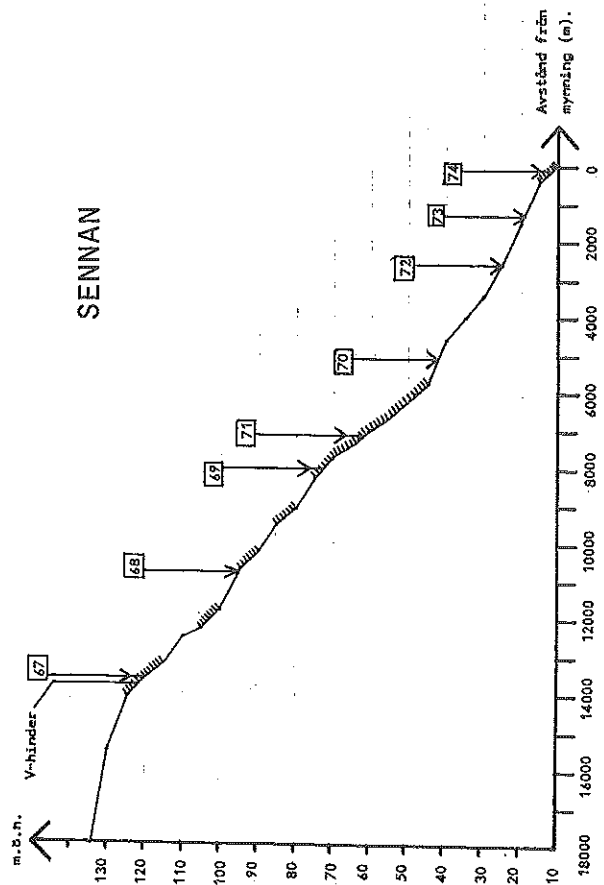
SMEDJEÅN (MED MENLÖSABÄCKEN)



SUSEÅN

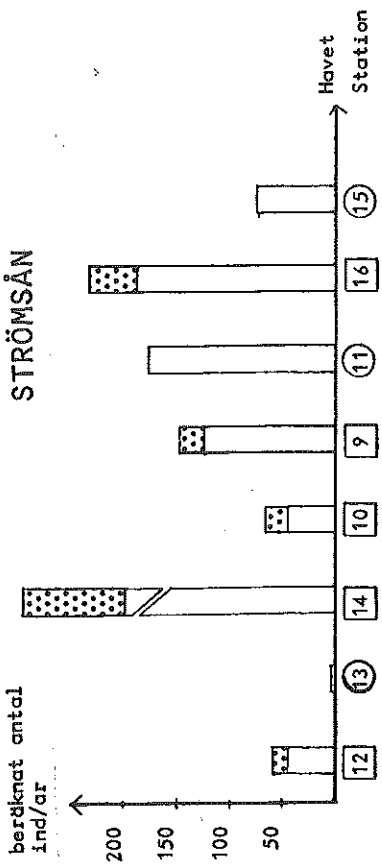


SENNAN

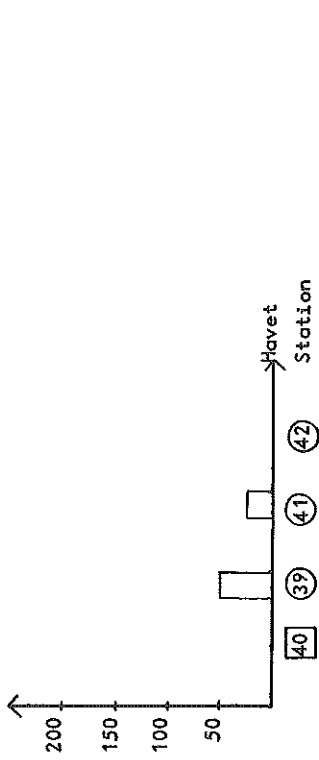


Beräknat antal öring (med hjälp av Zippins formel) 0+ och 1+ per ar i åarna på respektive station.

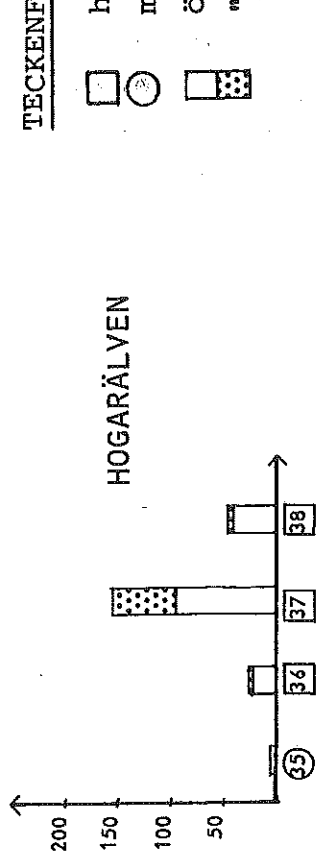
beräknat antal
ind/ar



beräknat antal
ind/ar



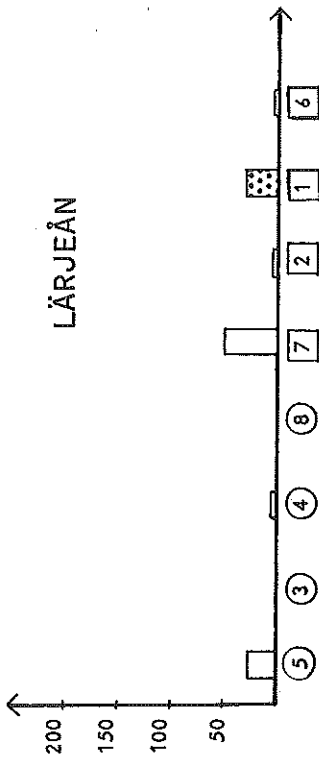
beräknat antal
ind/ar



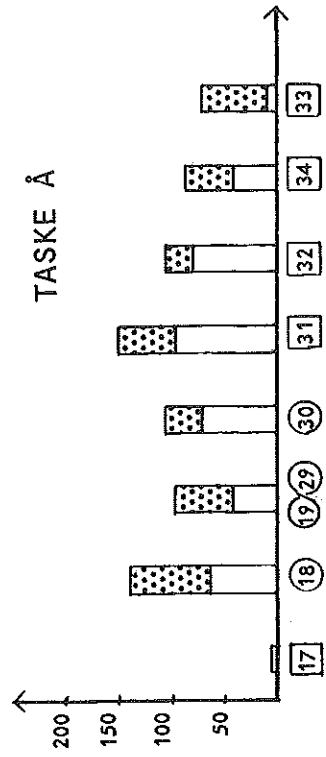
TECKENFÖRKLARING

- hårdbotten
- mjukbotten
- ▒ öring 0+
- ▒ " 1+

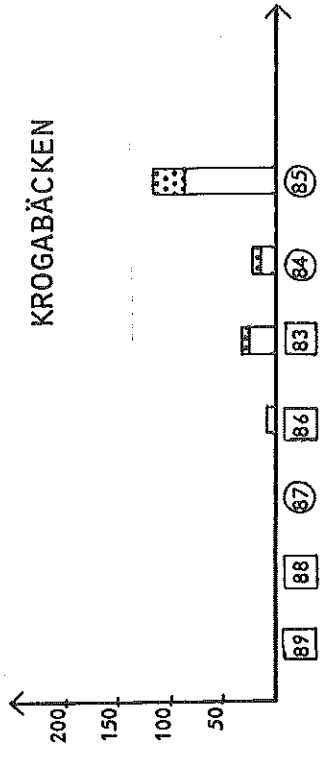
LÄRJEÅN



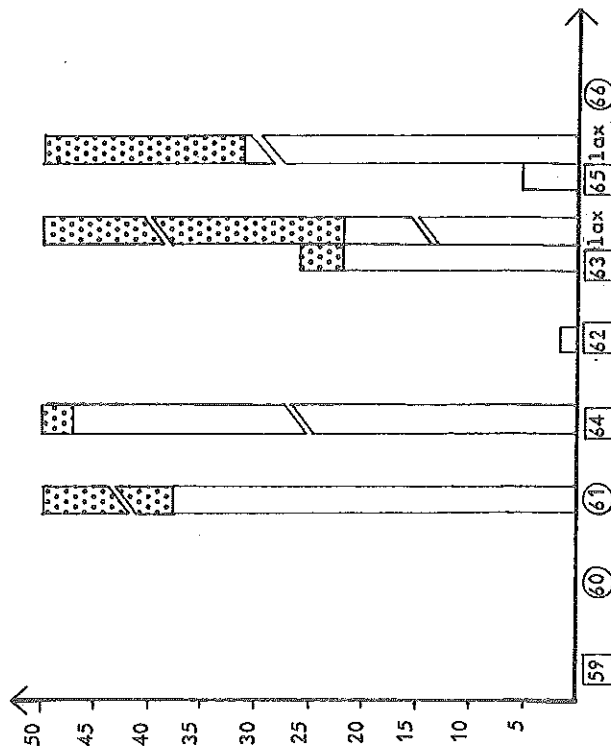
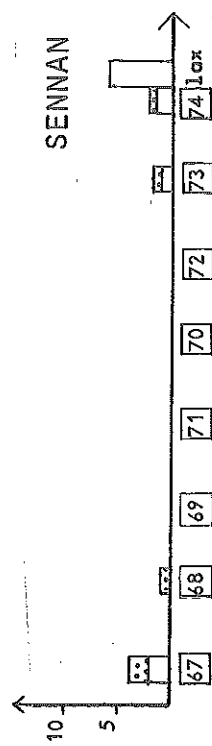
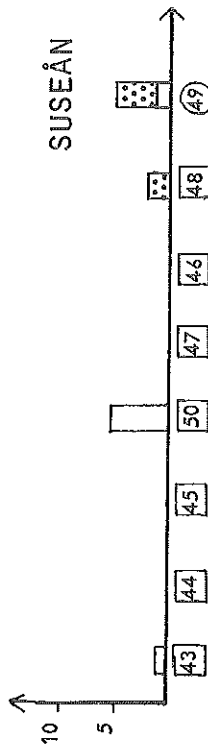
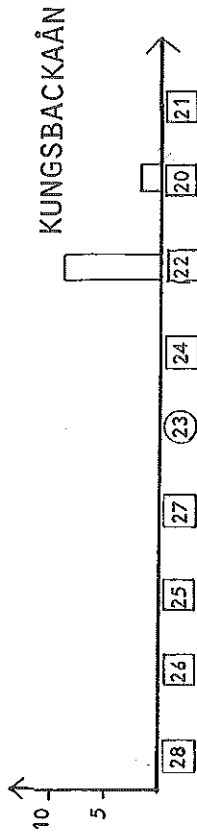
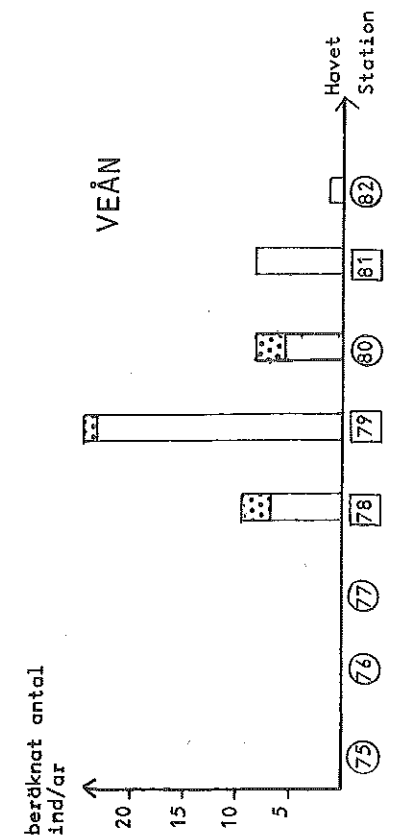
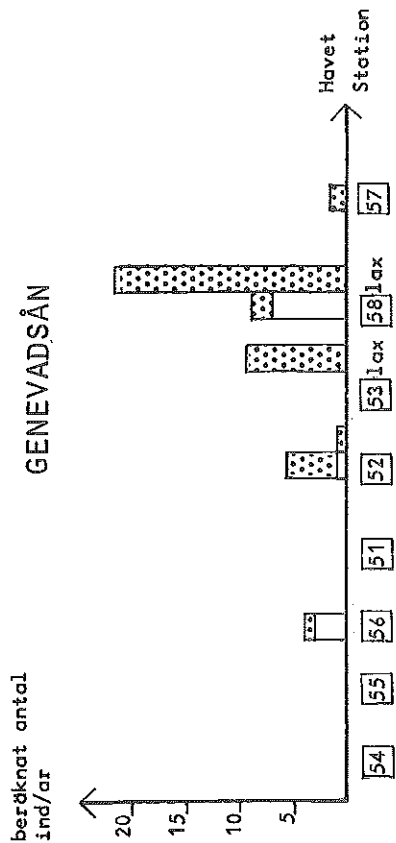
TASKE Å



KROGABÄCKEN



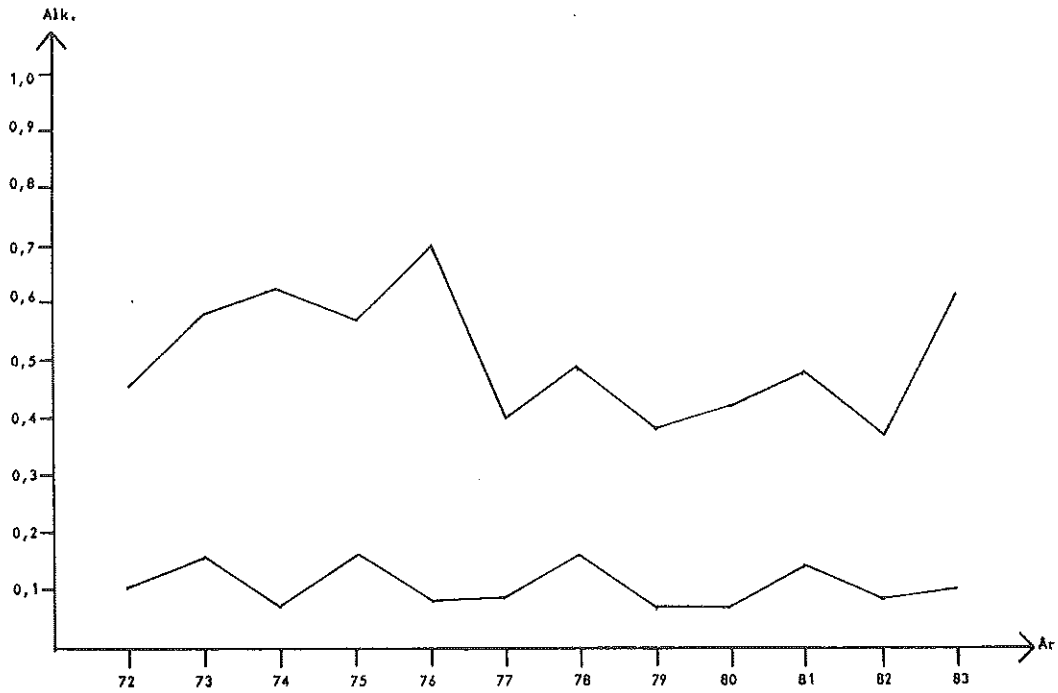
Beräknat antal öring och lax (med hjälp av Zippins formel) 0+ och 1+ per ar i åarna på resp station.



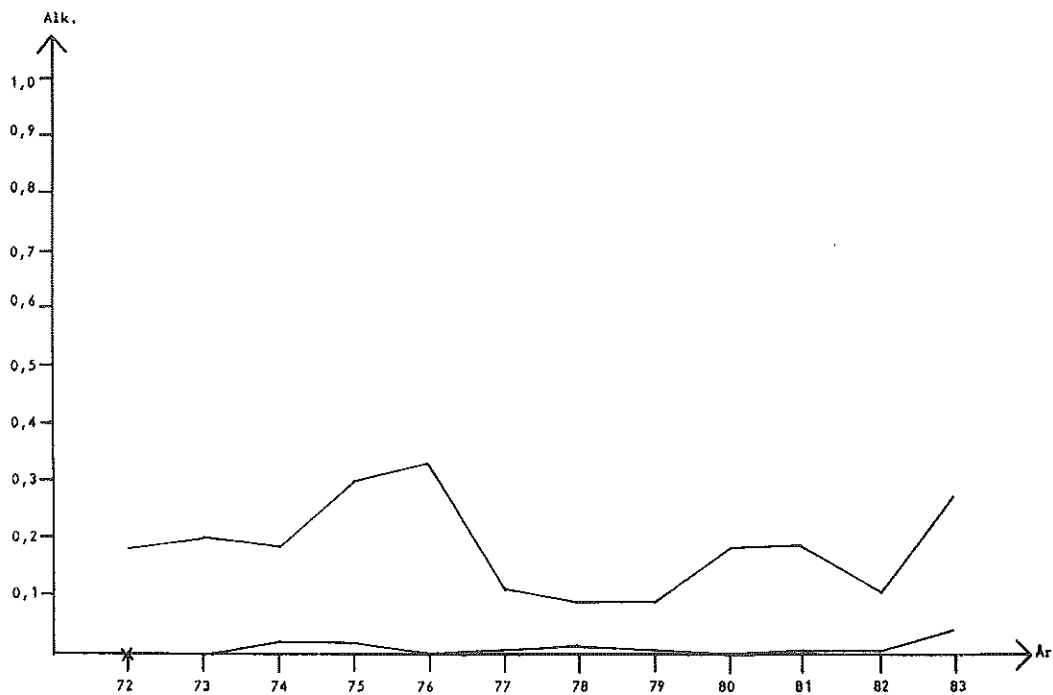
Kondition på l+. Tätheten utgörs av 0+ och l+ tillsammans. hårdbotten, mjukbotten.

	Station nr	Kondition	Täthet	Alk		Station nr	Kondition	Täthet	Alk	
Strömsån	12	0,93	105,8	0,25-	Veån	26	1,09	8,8	0,25-	
	13	0,76	5,6	0,25-		27	0,92	24,7	0,1-0,25	
	14	1,14	497,1	0,25-		30	1,03	8,6	0,25-	
	15	0,83	37,9	0,25-		31	1,18	8,7	0,25-	
	16	0,88	140,5	0,25-						
		0,89	228,6	0,25-						
Hogarälven	36	1,10	24,2	0,25-	Kungsbackaån	28	0,80	0,7	0,1-0,25	
	37	0,92	150,2	0,25-		29	1,14	0,8	0,1-0,25	
	38	1,00	41,9	0,25-		22	0,6	9,5	0,25-	
Taske å	48	0,83	136,3	0,25-	Suseån	50	1,01	5,5	0-0,1	
	49	1,02	92,4	0,25-		48	0,98	2,4	0,01	
	50	0,94	102,3	0,25-		49	1,00	5,1	0,1-0,25	
	51	0,99	146,9	0,25-	Sennan	67	1,20	4,1	0-0,1	
	52	1,09	127,7	0,25-		69	1,29	0,6	0-0,1	
	54	1,19	82,3	0,25-		73	1,12	1,7	0-0,1	
	53	0,95	75,5	0,25-		74	1,14	1,8	0-0,1	
	Lärjeån	7	0,75	49,2	0,25	Genevadsån	56	1,12	3,4	0-0,1
							52	1,42	6,3	0,1-0,25
							57	1,14	1,5	0,25-
Krogabäcken	82	1,05	5,9	0,25-	Smedjeån	61	0,97	77,4	0,25-	
	83	1,04	24,2	0,25-		64	1,19	162,5	0,25-	
	84	0,96	17,9	0,25-		63	0,92	26,5	0,1-0,25	
	85	0,96	107,3	0,25-						

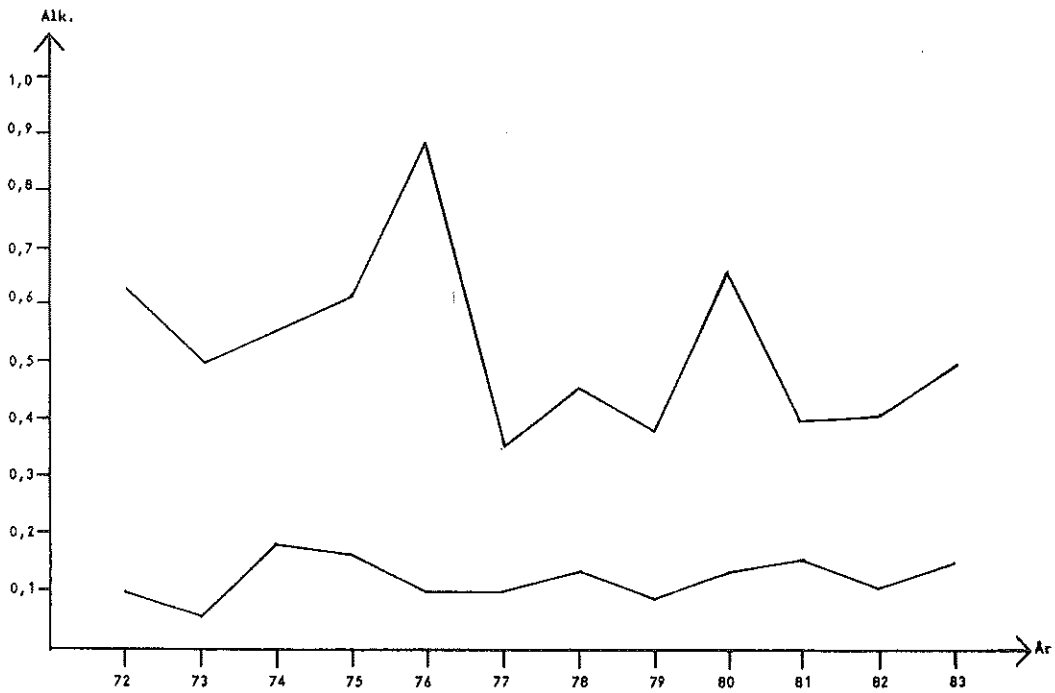
Alkalinitet i Suseån under åren 1972-83. Övre kurvan visar högsta alk., den undre lägsta.



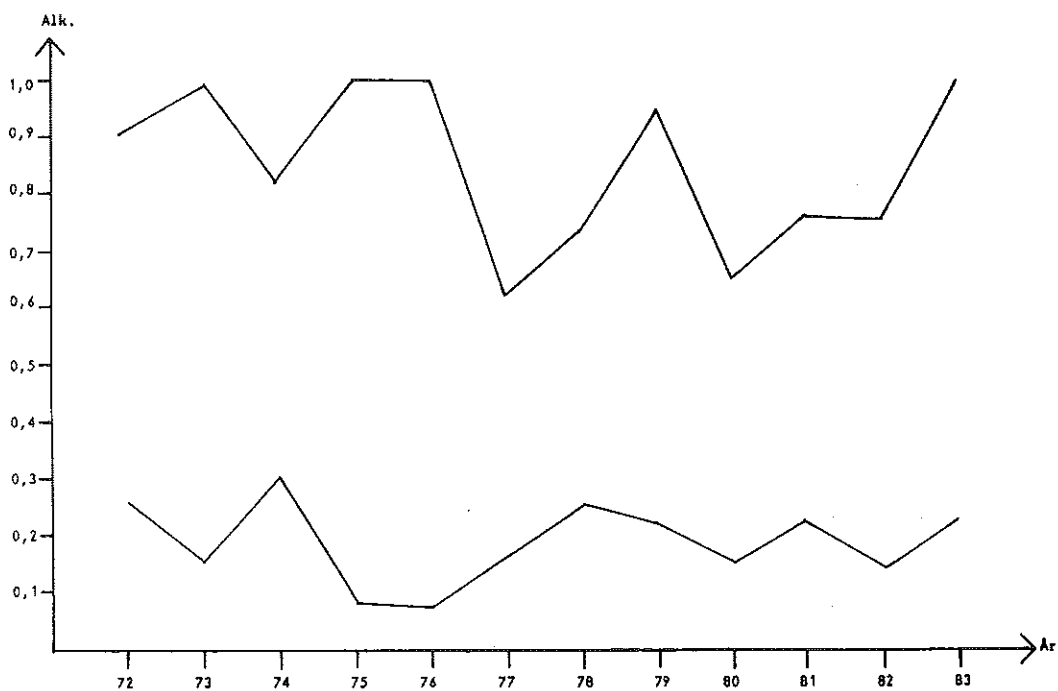
Alkalinitet i Fylleån under åren 1972-83. Övre kurvan visar högsta alk., den undre lägsta.

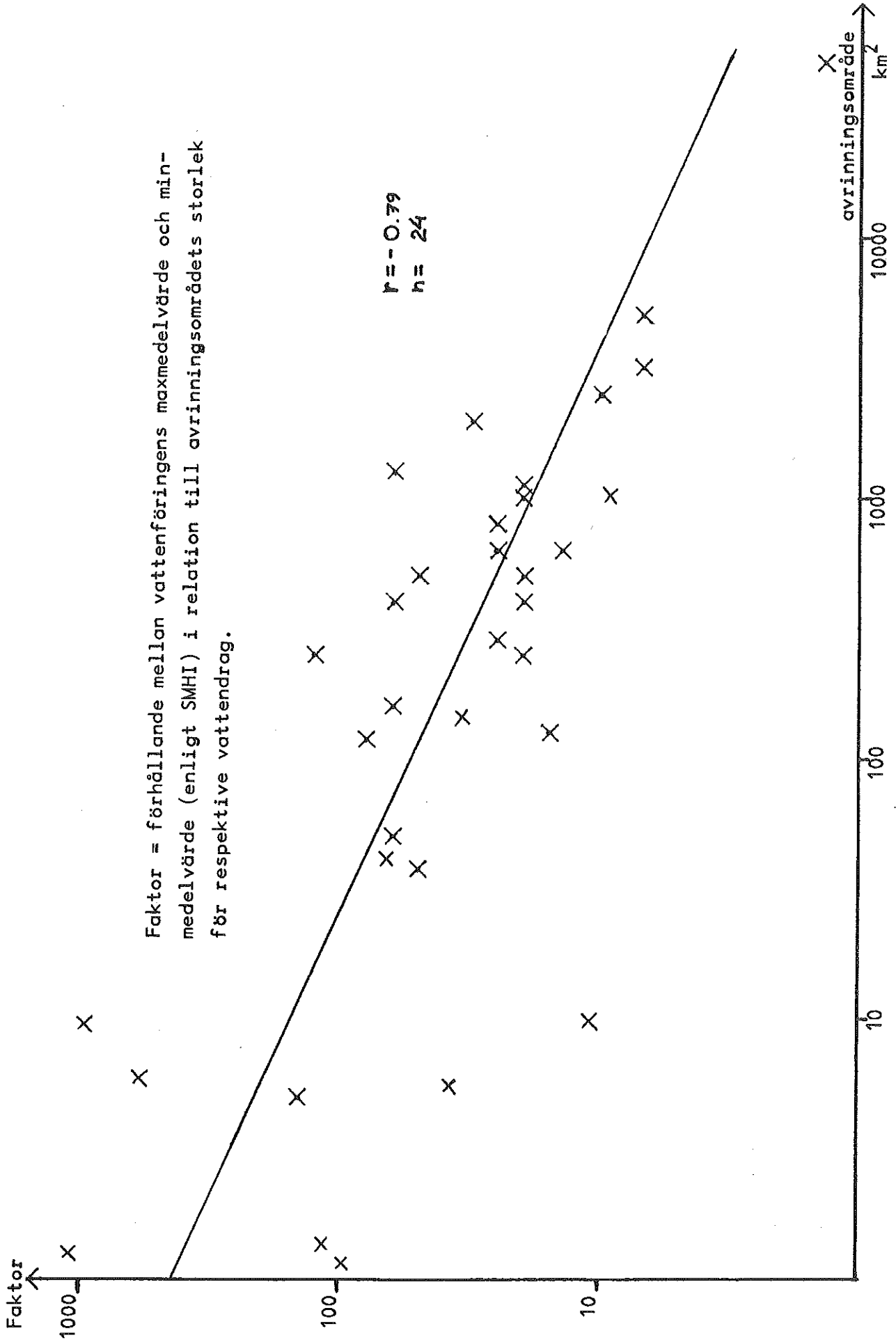


Alkalinitet i Smedjeån under åren 1972-83. Övre kurvan visar högsta alk., den undre lägsta.



Alkalinitet i Stensån under åren 1972-83. Övre kurvan visar högsta alk., den undre lägsta.





Flödesvariationskvot (förhållande mellan maxmedelvattenföring och minmedelvattenföring) i relation till avrinningsområdets storlek och andel sjöar av arealen. Data från SMHI.

STATION I VATTENDRAG	FLÖDESVARIA- TIONSKVOT	AVR.OMR (km ²)	SJÖ (%)
Sätrarödsbäcken	1026	1.6	0
Hattabäcken	937	9.0	0
Grötelsbäcken	574	5.2	5.4
Vesanån	146	5.0	2.2
Hultesjöån	130	1.2	20
Slumpån	126	275	4.4
Köpingebäcken	107	1.7	0
Lärjeån	80	119	
Sege å	68	52	11.5
Örekilsälven	67	1320	4.1
Fylleån	63	54	1.5
Silletorpsån	60	149	3.5
Vrängsälven	59	361	4.3
Glommen	47	37	11.6
Nättrabyån	46	456	7.7
Lensjöån	42	5.4	20.3
ösan	34	174	0.1
Viskan	32	2160	6.2
Enningdalsälven	27	621	10.8
Mieån	26	285	12.3
Lykkebyån	26	847	5.4
Kynne älv	21	232	15.6
Rönne å	21	952	5.3
Ronnebyån	20	1112	8.5
St Petriån	20	428	0
Bräkneån	19	458	7.3
Holjeån	15	137	13.3
Rolfsån	14	655	9.5
Svartån	12	12	35.8
Ätran	11	2290	6.6
Säveån	7.6	1109	10.6
Lagan	7	5480	10.2
Mörrumsån	7	3382	13.3
Göta älv	1.4	46830	18.6

RÅDATATABELL

Strömmån Fältkarta 9A Strömstad NV. o NO.

stationsnr	12	13	14	10	9	11	16	15
datum	25/8	25/8	25/8	24/8	24/8	24/8	26/8	26/8
förekomst öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring
lox ål	Ål	Ål	Ål	Ål	Ål	Ål	Ål	Ål
beräknad 0+	91,11	3,74	403,67	38,98	123,47	138,51	184,51	69,23
antal/or 1+	14,73	1,07	93,45	10,97	17,05	10,26	44,10	-
prod/or smolt	39,31	2,12	173,39	21,91	51,92	54,91	85,46	25,31
antal fisken	2	2	3	3	3	2	3	2
tid på dagen	0930	1100	1300	1430	1030	1700	1200	
sträckans längd	30,0	34,5	32,6	26,6	21,4	30,0	21,1	31,0
medelbredd m	1,8	3,1	0,8	6,3	4,1	2,6	2,1	3,35
medeldjup cm	16,6	16,0	8,0	22,9	11,0	13,0	16,0	14,6
yta m ²	54,3	106,9	26,1	166,7	87,8	78,0	44,3	104,0
värde biotop	1	0	2	2	1	1	2	1
lek	2	0	0	1	2	0	2	0
odlad mark/skog	skog	skog	odlad	skog	skog	odlad	odlad	odlad
botten	hård	mjuk	hård	hård	hård	mjuk	hård	mjuk
vattenhast m/s	0,1	0,05	0,25	0,05	0,05	0,05	0,3	0,1
temp C	12	13	15	14	13	16	14	15
pH	7,35	6,7	6,7		7,1	7,4		6,9
alk mekv/l	0,26	0,55	0,64		0,77	0,74		0,83
ledn.f µS/m	7,08	13,63	15,28		17,26	19,46		18,03
färg mg Pt/l	25	300	140		80	50		125
grumlighet	ingen	stark	lite	ingen	ingen	stark	ingen	något
spänning V	300	300	300	500	500	300	300	300
tidigare fisken								
vandringshinder			raseras	foraer-			såg	
övrig fisk		elrit.	elrit.	elrit.	vitf.	elrit.		elrit.
foto	3	1	3	2	3	1	3	1
detaljkartu	x	x	x	x	x	x	x	x
kartkoordinat x	3625	3637	3630	3365	3555	3555	3360	3272
y	3780	3840	3260	2780	2815	3205	3115	3070
övrigt				flod-	flod-			
				pörl-	pörl-			
				muslor	muslor			

Hogördalven Fältkarta 9A Strömstad NV o NO

stationsnr	35	36	37	38
datum	12/9	13/9	13/9	13/9
förekomst öring	öring	öring	öring	öring
lox ål	Ål	Ål	Ål	Ål
beräknad 0+	5,60	18,00	90,18	39,94
antal/or 1+	-	6,18	60,02	2,00
prod/or smolt	2,20	9,07	57,09	15,47
antal fisken	3	3	3	3
tid på dagen	1800	0815	1100	1400
sträckans längd	57,0	42,7	27,5	27,0
medelbredd m	3,6	3,4	4,5	1,9
medeldjup cm	28,3	9,6	28,6	14,0
yta m ²	206	145,7	123,2	50,3
värde biotop	0	2	2	2
lek	0	0	1	2
odlad mark/skog	skog	skog	skog	odlad
botten	mjuk	hård	hård	hård
vattenhast m/s	0	0,1	0,15	0,1
temp C	13	12	13	13
pH		6,7	7,0	
alk mekv/l		0,57	0,48	
ledn.f µS/m		16,64	14,15	
färg mg Pt/l		200	130	
grumlighet	svart	grumlig	mörkt	lite
spänning V	400	400	400	400
tidigare fisken				
vandringshinder				
övrig fisk				
foto	1	1	2	1
detaljkartu	x	x	x	x
kartkoordinat x	3236	3224	3162	3085
y	2085	2096	2098	2108
övrigt	uppst-	röms är	det igen-	växt.
				ned-
				oträna
				var det
				saltvat-
				ten.

Taeko Å Fältkarta 8B Vänersborg NV.

stationsnr	17	18	19/29	30	31	32	34	33
datum	31/8	31/8	8/9	8/9	8/9	8/9	9/9	9/9
förekomst öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring	öring
lox ål					ål		ål	
beräknad 0+	6,43	62,57	40,14	66,92	93,38	80,33	35,87	13,74
antal/or 1+	-	73,76	52,27	35,35	53,52	47,37	46,41	61,74
prod/or smolt	2,36	52,45	35,63	38,69	55,31	48,14	31,60	29,94
antal fisken	2	2	2	3	2	2	3	3
tid på dagen	1415	1700	1030	1500	1700	1830	1430	0800
sträckans längd	82,5	41,3	36,1	32,3	31,0	46,6	43,1	50,0
medelbredd m	0,85	1,6	3,3	3,4	2,9	1,3	3,3	3,8
medeldjup cm	8,5	13,1	21,0	32,0	12,0	8,0	14,0	13,0
yta m ²	70,0	65,3		111,0	90,0	61,0	142,0	190,0
värde biotop	1	2	2	0	1	2	2	1
lek	1	1	2	0	1	1	1	1
odlad mark/skog	odlad	odlad	odlad	odlad	odlad	skog	skog	skog
botten	hård	mjuk	mjuk	mjuk	hård	hård	hård	hård
vattenhast m/s	0,15	0,2	0,1	0,05		0,15	0,25	0
temp C	16	17	12	15	14	13	14	12
pH				7,4	7,4	7,5	7,2	7,5
alk mekv/l				0,74	0,74	0,66	0,56	1,46
ledn.f µS/m				24,51	24,51	10,10	15,79	22,23
färg mg Pt/l				75	75	45	90	40
grumlighet	ingen	ingen	ingen	ringa	lite	lite	svårik	ingen
spänning V	300	300	400	400	400	400	400	400
tidigare fisken								
vandringshinder							kulvert	nedst.
övrig fisk	nejonö.	nejonö.	nejonö.	nejonö.	nejonö.	nejonö.	nejonö.	skudda
foto	2	2	1	2	2		3	
detaljkartu	x	x	x	x	x	x	x	x
kartkoordinat x	6255	6030	5945	5915	5910	5895	5875	5815
y	7605	7755	7895	7965	7970	8055	8020	8025
övrigt				häger				strand-
								krabbar

Långebybücken Karta 8B Vänersborg SV.

stationsnr	40	39	41	42
datum	14/9	14/9	15/9	15/9
förekomst öring	öring	öring	öring	öring
lox ål				
beräknad 0+	-	48,74	23,68	1,49
antal/or 1+	-	-	-	-
prod/or smolt	-	17,80	0,69	0,55
antal fisken	1	3	3	2
tid på dagen	1330	1030	1000	1400
sträckans längd	36,7	36,5	38,0	26,8
medelbredd m	1,0	2,8	1,9	2,5
medeldjup cm	13,0	17,0	19,0	24,0
yta m ²	36,7	102,0	72,0	67,0
värde biotop	1	1	2	0
lek	1	1	1	0
odlad mark/skog	skog	odlad	odlad	odlad
botten	hård	mjuk	mjuk	mjuk
vattenhast m/s	0,1	0,1	0,05	0,05
temp C	13	14	12	12
pH	7,0	7,2		7,3
alk mekv/l	0,52	1,46		3,79
ledn.f µS/m	28,34	33,50		228,4
färg mg Pt/l	90	240		300
grumlighet	brunt	brunt	brunt	brunt
spänning V	400	400	400	200
tidigare fisken				
vandringshinder	kulvert	grem-		
övrig fisk	uppstr.	brüte	spigg	spigg
foto	1	1	1	2
detaljkartu	x	x	x	x
kartkoordinat x	5665	5605	5555	5510
y	4960	4775	4760	4720
övrigt				

Alkalinitet	29/11	5/12	9/12	14/12	18/12	22/12	28/12	30/12	4/1	10/1	12/1	17/1	20/1	26/1	31/1	6/2	10/2	16/2	19/2	24/2	27/2	28/2	28/2	4/3	9/3	
Jörlandaån	1	0,035	0,054	0,031	0,050	0,068	0,042	0	0,022	0,009	0	0	0	0,019	0,037	0	0,017	0,039	0,053	0,051	0,061	0,066	0,076	0,078	0,092	
	2	0,078	0,144	0,083	0,116	0,141	0,106	0,039	0,084	0,047	0,047	0,048	0,048	0,133	0,112	0,048	0,060	0,142	0,134	0,128	0,137	0,139	0,139	0,155	0,172	
	3	0,089	0,155	0,099	0,127	0,152	0,123	0,046	0,087	0,056	0,051	0,014	0,062	0,050	0,095	0,131	0,063	0,072	0,150	0,144	0,153	0,155	0,155	0,172	0,208	
Kungsbackån																										
Algårdsbacka		0,226	0,233	0,196	0,223	0,228	0,199	0,140	0,159	0,202	0,183	0,150	0,155	0,162	0,224	0,140	0,120	0,136	0,137	0,137	0,134	0,132		0,134	0,134	
Alafors kvarn		0,194	0,192	0,171	0,212	0,216	0,172	0,121	0,155	0,155	0,156	0,095	0,133	0,126	0,191	0,149	0,127	0,133	0,151	0,149	0,156	0,158		0,171	0,192	
Lillån		0,035	0,094	0,045	0,067	0,108	0,050	0	0,024	0	0,005	0	0,038	0,022	0,036	0,106	0,019	0,022	0,055	0,063	0,089	0,110		0,106	0,076	
Krogabäcken																										
Bilidals park		0,600	0,615	0,728	0,633	0,643	0,504	0,503	0,531	0,591	0,583	0,533	0,396	0,319	0,366	0,546	0,647	0,394	0,545	0,503	0,612	0,662		0,661	0,691	
Lyckhem		0	0	0,009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	
pH																										
Jörlandaån	1	5,88	6,36	5,89	6,13	6,31	5,98	5,13	5,44	5,16	5,08	4,90	5,12	5,12	5,51	6,06	5,26	5,48	6,01	5,95	6,16	6,35	6,37	6,44	6,47	
	2	6,35	6,84	6,45	6,66	6,74	6,55	5,90	6,32	5,94	6,08	5,50	6,24	6,12	6,33	6,60	6,12	6,28	6,70	6,65	6,66	6,74	6,77	6,83	6,80	
	3	6,50	7,05	6,75	6,93	6,87	6,75	6,17	6,55	6,18	6,33	5,69	6,50	6,32	6,54	6,85	6,36	6,50	6,93	6,88	6,88	6,91	6,88	6,94	7,00	
Kungsbackån																										
Algårdsbacka		7,11	7,38	7,16	7,12	7,12	7,04	6,78	6,85	6,97	7,02	6,83	6,96	7,00	6,85	6,85	6,71	6,81	6,80	6,81	6,78	6,77		6,85	6,81	
Alafors kvarn		6,75	7,07	6,74	7,10	6,92	6,68	6,54	6,70	6,68	6,81	6,55	6,80	6,71	6,71	6,70	6,41	6,62	6,72	6,76	6,80	6,80		6,97	6,80	
Lillån		5,86	6,44	6,00	6,30	6,49	5,93	5,02	5,47	5,09	5,25	5,02	5,98	5,63	5,95	6,51	5,52	5,56	6,07	6,21	6,42	6,56		6,57	6,39	
Krogabäcken																										
Bilidals park		7,40	7,60	7,63	7,59	7,39	7,23	7,32	7,34	7,29	7,34	7,30	7,22	7,13	7,17	7,34	7,32	7,17	7,33	7,26	7,39	7,45		7,47	7,56	
Lyckhem		4,94	5,05	5,14	4,93	4,90	5,07	4,61	4,64	4,71	4,76	4,86	4,83	4,74	4,70	4,75	4,74	4,50	4,50	4,59	4,62	4,64		4,73	4,74	
µS/cm																										
Konduktivitet	29/11	5/12	9/12	14/12	18/12	22/12	28/12	30/12	4/1	10/1	12/1	17/1	20/1	26/1	31/1	6/2	10/2	16/2	19/2	24/2	27/2	28/2	28/2	4/3	9/3	
Jörlandaån	1	114	128	118	129	132	118	115	125	139	128	135	139	133	139	125	132	135	145	140	138	138	142	136	136	
	2	121	140	128	131	135	127	121	132	137	123	135	139	136	138	128	137	144	150	143	143	142	142	143	146	
	3	122	148	129	132	135	129	122	134	138	124	134	139	138	142	132	140	148	154	142	147	144	145	147	151	
Kungsbackån																										
Algårdsbacka		104	120	105	118	110	113	107	106	107	104	106	107	108	111	108	109	110	110	110	110	110		109	109	
Alafors kvarn		134	137	150	130	133	148	132	123	118	112	126	116	125	153	152	132	132	129	129	129	129		137	143	
Lillån		98	113	114	107	114	117	104	109	112	101	129	109	126	153	123	124	125	126	130	128		133	124	124	
Krogabäcken																										
Bilidals park		230	253	317	234	234	300	253	258	246	235	418	214	223	705	349	261	282	264	279	288		348	332	348	
Lyckhem		110	116	117	117	128	122	121	119	128	112	134	125	137	141	133	142	149	152	150	149		148	142	142	
mg Pt/l																										
Jörlandaån	1	45	25	60	35	30	35	45	40	25	45	30	25	30	25	40	30	35	25	30	25	30	25	30	45	
	2	45	35	60	35	20	40	45	35	25	60	25	25	25	25	40	25	25	25	25	20	20	20	25	30	
	3	40	30	60	35	10	50	45	40	20	60	35	25	20	20	40	30	25	25	25	15	15	20	25	35	
Kungsbackån																										
Algårdsbacka		30	35	40	40	25	25	45	45	40	45	40	40	40	35	35	35	40	35	40	35	40		40	35	
Alafors kvarn		35	35	70	40	30	70	50	40	35	60	40	35	35	30	40	35	35	35	35	30	30		30	35	
Lillån		30	40	45	40	30	45	45	35	40	50	50	35	30	30	30	30	30	30	30	25	20		30	30	
Krogabäcken																										
Bilidals park		25	50	25	20	15	70	55	40	35	60	70	30	25	25	45	30	25	25	20	10	10		15	25	
Lyckhem		20	25	35	20	15	40	35	25	25	25	30	20	15	20	20	25	20	10	15	10		20	20	20	

