

VESIHALLITUS—NATIONAL BOARD OF WATERS, FINLAND

**Tiedotus
Report**

242 B

**RICHARD HUDD
MIKAEL HILDÉN
LAURI URHO
MAJ-BRITT AXELL
LILI-ANN JÄFS**

FISKERIUNDERSÖKNING AV KYRO ÄLVS MYNNINGS- OCH INFLUENSOMRÅDE 1980—1982

English summary: Fishery investigations (in 1980—1982) of the Kyrönjoki River estuary and its influence area in the northern Quark of the Baltic Sea

HELSINKI 1984

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

VESIHALLITUKSEN TIEDOTUKSIA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki,
puh. 90-539011/julkaisutilaukset

FISKERIUNDERSÖKNING AV KYRO ÄLVS MYNNINGS- OCH INFLUENSOMRÅDE

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
2	UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	3
2.1	Allmän beskrivning av undersökningsområdet	3
2.2	Antropogena förändringar i vattenmiljön	7
2.21	Förändringar i Kyro älv och dess tillrinningsområde	7
2.22	Övriga större miljöförändringar i undersökningsområdet och dess närhet	9
2.3	Vattenkvaliteten och vattentemperaturen i undersökningsområdet	11
2.31	Surhetsgrad	11
2.32	Organiskt material och syrehalt	14
2.33	Metaller	14
2.34	Mynningsområdets salthalt	16
2.35	Temperatur	16
2.4	Nederbörd, vattnets kvalitet och temperaturutveckling 1980 - 82	18
2.41	Nederbörd	18
2.42	Temperatur	18
2.43	Surhetsgrad	18
3	MATERIAL OCH METODER	25
3.1	Yngelundersökningar och kartläggning av förökningsområden	25
3.11	Romobservationer och intervjuuppgifter om lekplatser	25
3.12	Yngelundersökningar	26
3.2	Överlevnadsförsök med rom och yngel samt undersökningar av spermiers rörelsetid	35
3.21	Laborariestudier av yngels överlevnad	36
3.22	Spermiers rörelsetid	36
3.23	Sumpning av rom	37
3.3	Fiskmärkningar	37
3.4	Fångst och populationsprov och behandlingen av dem	40
3.41	Prov	40
3.42	Tillväxt	41
3.43	Dödlighet	42
3.44	Fångst per rekryt modeller	42
3.45	Populationsanalys	42
3.5	Fångstuppgifter	43
3.51	Uppskattningen av totalfångsten	43
3.52	Kompletterande uppgifter om fångstutvecklingen	46
3.6	Fisket	46
3.61	Fiskarintervju	46
3.62	Uppdelning i fiskarkategorier	46
3.63	Investeringar i fisket	46
3.64	Tid som använts vid rengöring av bragder och fiskefärdens längd	47
3.65	Fiskets fenologi	47

4	RESULTAT OCH DISKUSSION	
4.1	Fiskerihushållningen i Kyro älvs mynningsområde	48
4.11	De intervjuade fiskarna	48
4.12	Anläggningar och utrustning i det yrkesmässigt bedrivna fisket	52
4.13	Fritids- och husbehovsfisket	63
4.2	Fiskeresurserna i Kyro älvs mynningsområde	68
4.21	Strömming	68
4.22	Nors	75
4.23	Sik	91
4.24	Gädda	105
4.25	Braxen	121
4.26	Abborre	150
4.27	Gös	165
4.28	Lake	175
4.29	Övriga fiskarter	198
4.3	Fisket i Kyro älvs havsområde från 1960-talet till slutet av 1970-talet	207
4.31	Vattenströmmarna och älvvattnets spridning enligt fiskarnas iakttagelser och deras betydelse för fisket	207
4.32	Massfiskdöd och förekomsten av död fisk i bragder	212
4.33	Förändringar i fångstens artsammansättning	216
5	SLUTSATSER	221
5.1	Miljöförändringarnas effekter på fiskbestånden och fisket	221
5.11	Influensområdets omfattning	223
5.12	Uppskattning av effekternas storlek	223
	TACK	233
	LITTERATUR	234
	MUNTliga MEDDELANDEn	245
	SAMMANDRAG	246
	ENGLISH SUMMARY	248
	BILAGA 1	
	BILAGA 2	
	BILAGA 3	

1 I N L E D N I N G

Vasa vattendistrikt och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fiskeriforskningsavdelning ingick 1980 ett avtal om en undersökning av Kyro älvs fiskerier. Undersökningen beställdes för att få till stånd en utredning över fiskeförhållanden och fiskbestånden i det område som påverkas av vattendragsarbetena i Kyro älv (Vattenförordningen 3:53). Föreliggande arbete behandlar Kyro älvs fiskeribiologiska influensområde.

Arbetet inleddes vårvintern 1980 med lakmärkning och återupptogs i juni med undersökningar av de viktigaste reproduktionsområdena. Undersökningarna pågick till 1982. Det främsta målet har varit att slå fast det område över vilket företagets verkan kan sträcka sig och att inom detta område dokumentera fiskbeståndens och fiskets tillstånd. Sedan 1981 har beställaren även betonat vikten av en beskrivning av vattendragsarbetenas inverkan på fisket och fiskbestånden.

Bakgrundsdata om naturförhållanden, vattenkvalitet, fiskars fortplantningsområden, fiskbestånd och fiskerier i älvmynningsområdet och skärgårdsområdet utanför är knappa. Tidigare undersökningar som skulle sträva till att klarlägga effekterna av miljöförändringar i Kyro älv på mynningsområdets och skärgårdens fiskerier begränsar sig till rapporten över fiskdöden i början av 1970-talet (Vattenstyrelsen 1973). Undersökningen strävar därför till att beskriva fiskeriernas utveckling med hjälp av uppgifter från flere olika källor (partiaffärers fiskinvägning, fiskestatistik, beståndsprov, fiskarintervjuer). Som stöd för arbetet har även Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fångstprov och märkningsresultat kunnat användas. Fritids- och husbehovsfiskets utveckling har inte kunnat klarläggas, men nuläget skildras. Kopplingen till miljöförändringar som förorsakats av vattendragsarbeten har försvårats av bristen på entydiga uppgifter om vattendragsarbetenas effekter på vattenföring och vattenkvalitet, och utredningen har råkat i den situation som Laikari (1982) beskriver: "Kalatalouteen liittyvän perustiedon hankinta näyttää olevan yhtä suuritöistä kuin suunnittelu alueella, jolle on ensin laadittava kärtä". I undersökningen har dock situationen i Vassor fjärd kunnat utnyttjas som modell för effekterna av en förändring i vattenkvaliteten. I undersökningen har vattnets pH värde använts som indikator på förändringen i vattnets kvalitet. Vattnets pH värde har använts, eftersom vattnets pH analyserats vid de flesta provtagningstillfällena och eftersom försurningen är ett allvarligt problem i Kyro älv och dess mynningsområde. Detta utesluter inte möjligheten att andra vattenkvalitetsvariabler har lika stor eller rent av större betydelse för mynningsområdets fiskbestånd. I framtiden bör övriga variabler analyseras noggrannare. Bristen på uppgifter har utslutit en dylik ingående analys ur denna rapport. Flere av de observationer som gjorts saknar tidigare jämförelsematerial. T.ex. kan observationerna av yngeltäthet inte ännu knytas direkt till fångsterna eftersom ingen av de årsklasser som fötts 1980-82 ännu rekryterats till fisket. Denna rapport är därför framförallt en lägesrapport om fiskbestånden och fisket i Kyro älvs mynningsområde och influensområde.

Kyro älvs mynningsområde och influensområde i skärgården är omfattande. Vid avgränsningen av undersökningsområdet beaktades flere olika aspekter:

- a) kända uppgifter om braxens vandringar och spridning i mynningsområdet (Hildén et al. 1982)
- b) tillgängliga uppgifter om älvvattnets spridning i mynningsområdet (Vattenstyrelsen 1973, Sevola 1979)
- c) uppgifter om förekomsten av fiskdöd (Blomberg 1971, Vattenstyrelsen 1973)
- d) sötvattensutflödet från Lappsundsån, som tidigare var en av Kyro älvs bigrenar
- e) fiskeområdena är gemensamma för fiskare från ett flertal byar emedan Maxmo och Vörå har oskiftade vatten. Dessutom finns ett kronans vatten nordost om Oxkangar. Detta används också av fiskare från flera av byarna.

Undersökningsområdet kommer på så sätt att sträcka sig från Jung-sund och Iskmo i väster till Oxkangar och Österö i öster. Mot det öppna havet har Mickelsörarna utgjort en naturlig gräns eftersom såväl fiskare från Korsholm som Maxmo fiskar där. Som gräns mot de övre delarna av älven har hållits Voitby fors.

2. UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

2.1 ALLMÄN BESKRIVNING AV UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

Rosberg (1895) har beskrivit Kyro älvs mynningsområde som ett "skärgårdsdelta med vidsträckta alluvioner, hvilka utfylla estuarierna, det ena efter det andra". Denna beskrivning gäller fortfarande för Kyro älvs mynningsområde (fig. 1). Vid Vassor vidgar älven ut sig och bildar de vidsträckta vikarna Vassor fjärd, Österfjärden och Söderfjärden. Älvens egentliga mynning finns vid Sticksholmen (v. Willebrand 1893). Mynningsområdet innanför Sticksholmen kännetecknas av moräner utan starka inslag av flyttblock. Skärgården i Kyro älvs influensområde utanför Sticksholmen domineras av åsmoräner med erratiska block. Detsamma gäller kusten och skärgården vid Köklot. Stränderna är stenigare och brantare i skärgårdsområdet än i det egentliga mynningsområdet mellan Sticksholmen och Vassor.

Älvsvattnets uppblandning med havsvattnet påverkas av att Maxmo skärgård ligger mitt för älvmyningen. Vattenkvalitet, strömförhållanden, sedimentation och växt- och djurliv i Maxmo skärgård påverkas av älvvattnet och därför är Maxmo skärgård en del av Kyro älvs influensområde. Fram till 1970-talet påverkades också Köklot och Värlox innerskärgårdar direkt av Kyro älv genom Lappsunds å. Sedan Lappsunds å stängts av har Skinnarfjärden och Köklotfjärden sällan direktkontakt med Kyro älvs vatten. Värlox ön avgränsar dock fortfarande i väster älvvattnets spridning i Östra Gloppet. Enligt Vasa vattendistrikts kartläggning av älvvattnets spridning i februari 1981 är ytvattnet i det närmaste älvvattnet ända till norra Österö och Mickelsörarna (fig. 2). På Pudimo fjärden och i Östersund utgjordes nästan hela vattenmassan av älvvattnet också under lågvattenföring då kartläggningen gjordes (fig. 3). Under året varierar älvvattnets spridning beroende på vattenföring, vindförhållanden och strömförhållanden. Någon kartläggning av de estuarina strömmarna i Kyro älvs mynningsområde har inte gjorts.

I mynningsområdet understiger vattendjupet i kungsådran inte 1,5 m, förutom vid vissa uppstickande stenblock, t.ex. vid Mittigrund. Mynningsområdets vikar är grunda och över vida arealer är vattendjupet 1 m eller mindre. De yttre delarna av Vassorfjärden och Söderfjärden är dock djupare (1-2 m). I de innersta delarna av vikarna är vattendjupet under 0,5 m. Utanför Sticksholmen finns en djupsvacka på c. 7 m. I Pudimo fjärd är de djupaste ställena c. 10 m. Även i Köklotfjärden och Skinnarfjärden påträffas djup över 10 m.

De postglaciala sedimentationsförhållandena har beskrivits av Rosberg (1895), men moderna beskrivningar saknas tillsvare. Rosberg fäster uppmärksamhet vid den "ställvis utmordentligt mäktiga svartlera", som härstammar från littorinatiden. T.ex. nämner Rosberg att hela gravsänkan under Majfjärden är fylld av littorina avlagringar. Purokoski (1959) har kartlagt sulfidjordarnas förekomst i de österbottniska

Mickelsörarna
Mikkelinsaaret

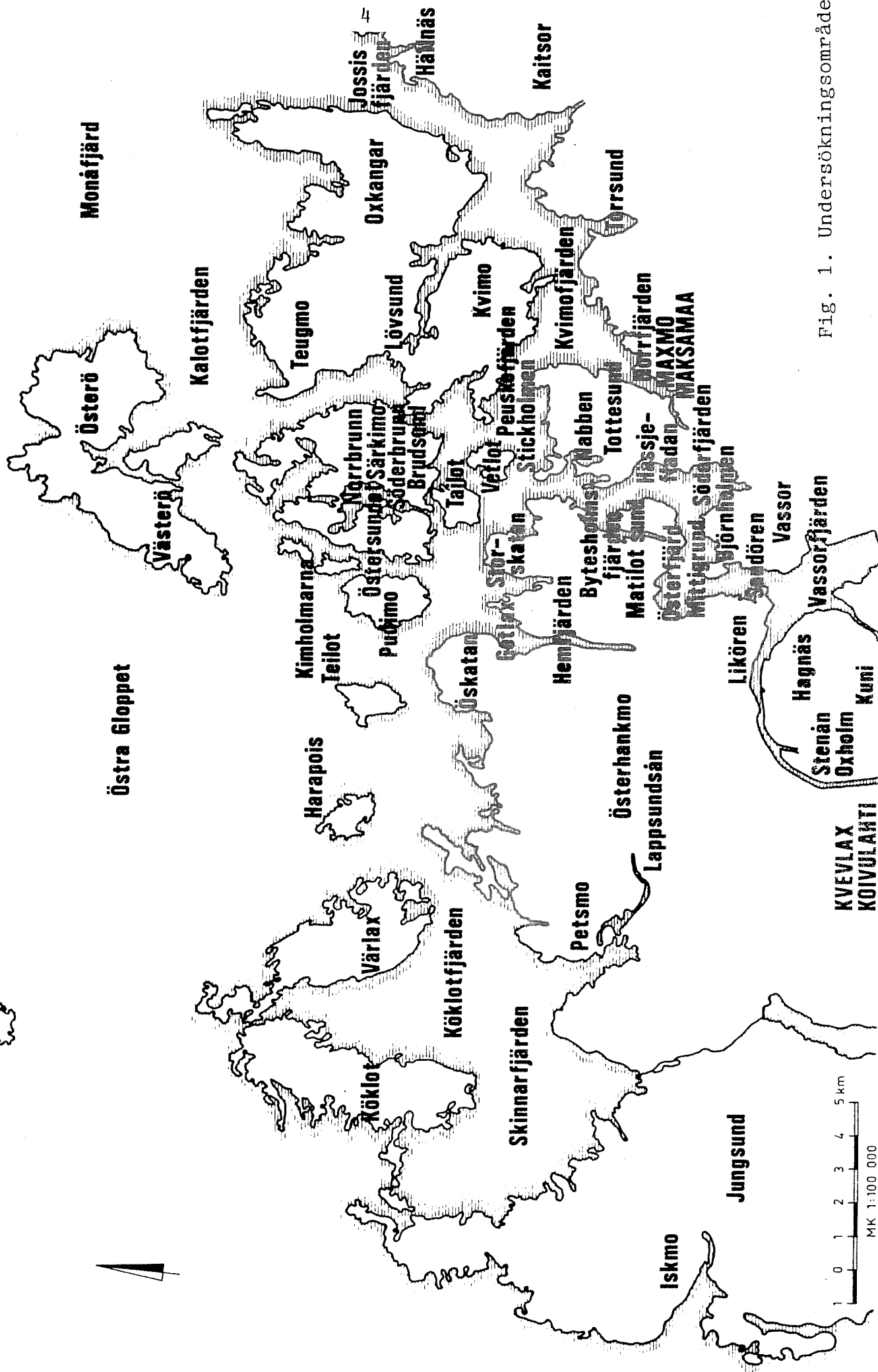


Fig. 1. Undersökningsområdet

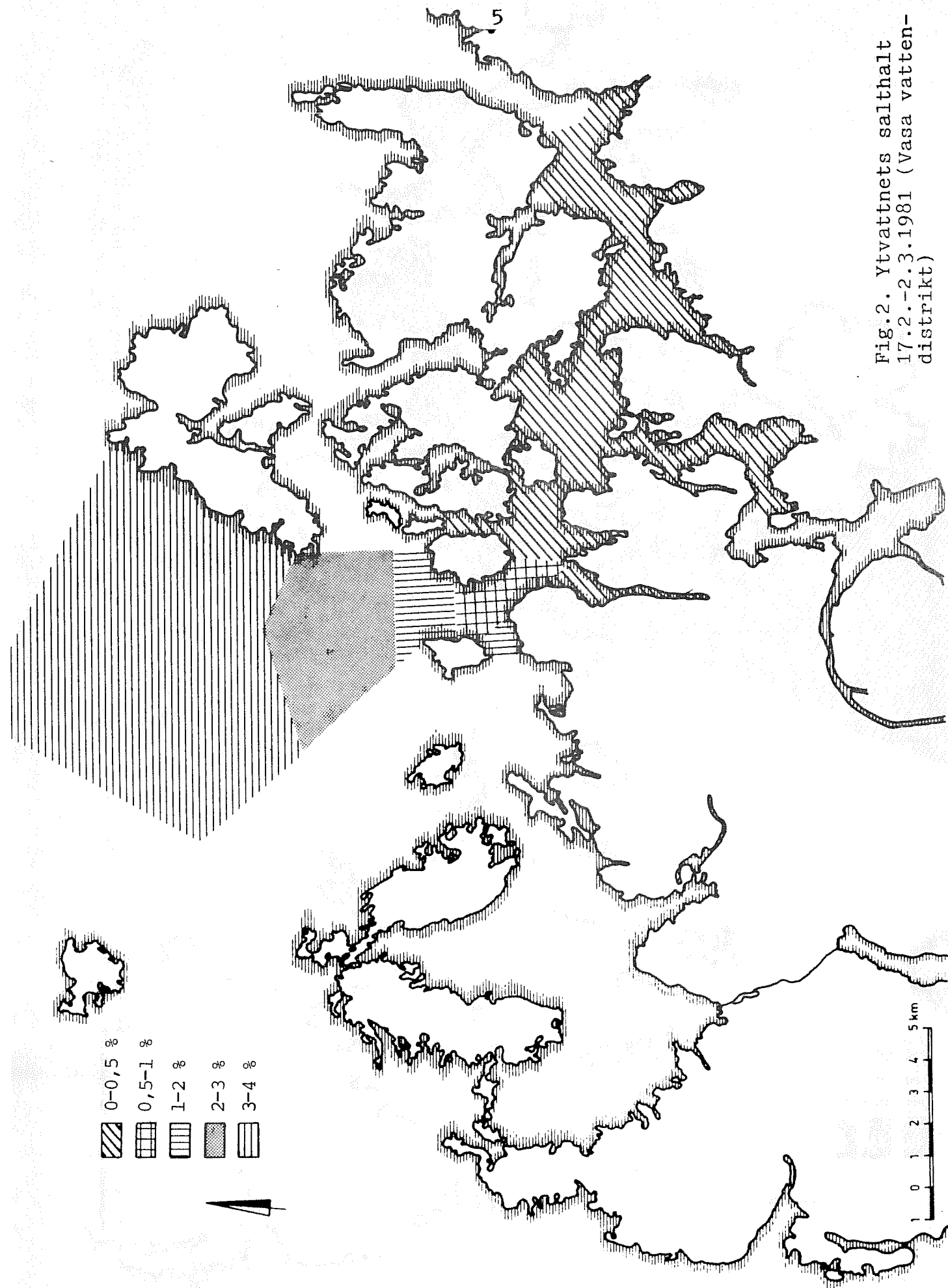


Fig.2. Ytvattnets salthalt
17.2.-2.3.1981 (Vasa vatten-
distrikt)

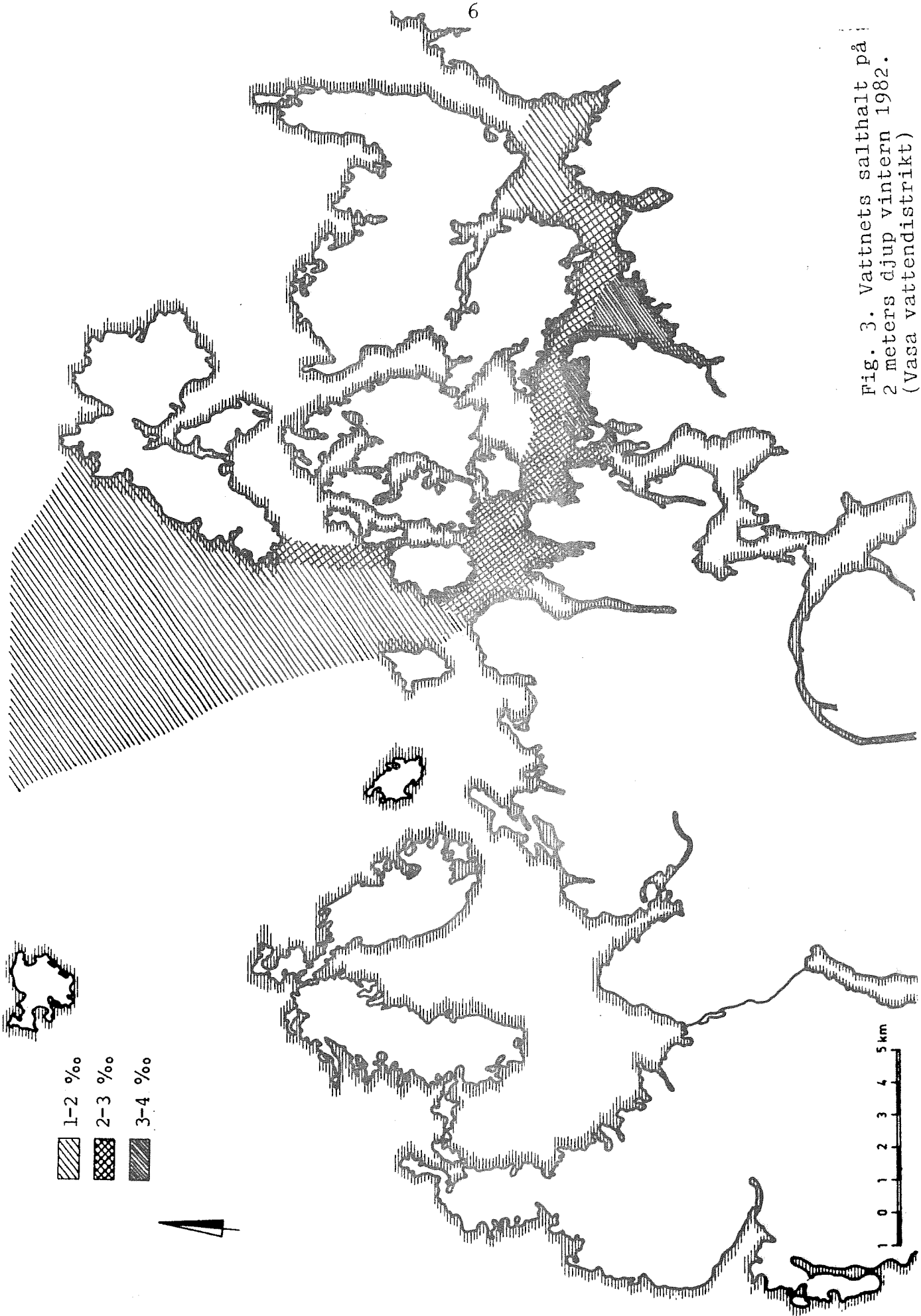


Fig. 3. Vattnets salthalt på 2 meters djup vintern 1982. (Vasa vattendistrikt)

älvdalarna och konstaterat att littorina avlagringar är allmänna och mäktiga men ojämnt spridda i Kyro älvs tillrinningsområde. Uppgifter om sedimentationshastigheten i mynningsområdet och skärgården utanför saknas. I mynningsområdet är sedimenten inte stabila. Stabila sediment har man däremot funnit i Pudimo fjärd (P. Sevola, muntl. medd.).

Makrofytvegetationen är välutvecklad i mynningsområdet. Vassorfjärdens västra del var redan på 1800-talet sävbevuxen ända till Tiondholmen och dess norra del ända till Maxmo kommungräns (Rosberg 1895, Nikander 1959). I dag är växtligheten förmodligen tätare, men sävbestånden är fortfarande typiska (Meriläinen 1983). Flytbladsväxtlighet täcker stora delar av de grunda områdena i mynningsområdets vikar (Meriläinen 1983). På Söderfjärden och Bytesholmsfjärden har sävbestånden ökat och man kan anta att Österfjärden numera är helt förändrat i förhållande till situationen i början av 1900-talet då en av Kyro älvs mynnings- armar gick genom Österhankmo sund. De omfattande bestånden av blomvass, Butomus umbellatus, som under nödår tjänat som exportvara från t.ex. Vassor (H. Luther, muntl. medd., Åkerblom 1923) saknas numera i hela mynningsområdet. I de inre delarna av mynningsfjärdarna är den submersa makrofyt-växtligheten riklig, förutom i de inre delarna av Vassor fjärd. De inre delarna av bl.a. Österfjärden domineras av mattor av källmossa, Drepanocladus sp. Kungsådran i mynningsområdet är fri från högre växtlighet. Från och med Bytesholmsfjärden förändrar makrofytvegetationen karaktär. Områdena med luftblads- och flytbladsväxtlighet blir mindre och smalare. I makrofytbältena dominerar vassen, Phragmites australis, och abborgräset, Potamogeton perfoliatus. Inne i flådor, t.ex. Särkimobrunnarna påträffas också flytbladsväxtlighet. Någon systematisk kartläggning av vattenväxtligheten utanför Sticksholmen har inte gjorts.

2.2 ANTROPOGENA FÖRÄNDRINGAR I VATTENMILJÖN

2.21 Förändringar i Kyro älv och dess tillrinningsområde

Allmänna sammanställningar över större antropogena förändringar i vattenmiljön har getts av bl.a. Manninen (1972), Vattenstyrelsen (1977), Jord och Vatten Ab (1982), Luoma (1983), Bilaletdin (1983) och Storberg (1983). På basen av vattenstyrelsens register över vattenkvaliteten fr.o.m. 1962 kan de största miljöförändringarna tillskrivas avloppsvatten från bostättning, främst Seinäjoki stad, utdikningar av skogs- och myrmark, vattendragsarbeten och regleringar som hör ihop med vattenhushållningsplanen för Kyro älv (Väg och vattenbyggnadsstyrelsen 1965, Vattenstyrelsen 1977), samt invallningarna av Hemfjärden, Vassorfjärden och Norrfjärden i mynningsområdet. Förändringarna i mynningsområdets geografi visas i fig. 4. Enligt Alasaarela (1983) har avloppsvattenbelastningen minskat sedan 1979 och t.ex. fosforhalten har gått ned i mynningsområdet. Syresituationen har aldrig varit dålig i mynningsområdet (Storberg 1983) p.g.a. älvens forsavsnitt. Belastningen av avloppsvatten har därför knappast varit den mest betydelsefulla miljöförändringen för mynningsområdets fiskerier. Eftersom avrinning från littorinaområdena förorsakat massfiskdöd (Vattenstyrelsen 1973, Muotiala 1982, Alasaarela 1983) är ingreppen i littorina avlagringar av största intresse för studiet av mynningsområdets fiskerier. En sammanställning

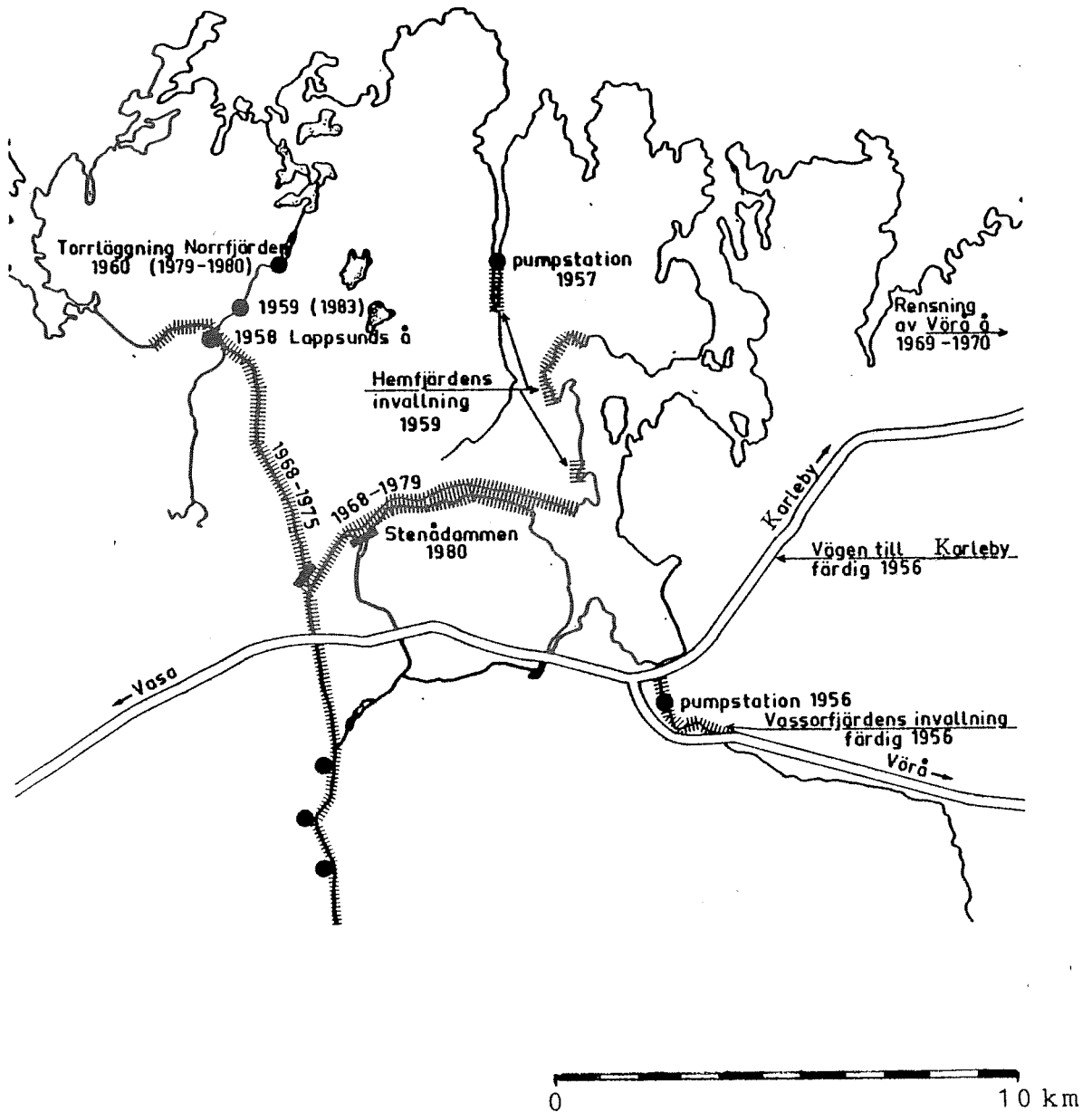


Fig. 4. Förändringar i mynningsområdets geografi.

● = pumpstation ■■■■ = invallning ■ = damm.

av kända ingrepp i Kyro älvs tillrinningsområde ges i fig. 5. Av de tillgängliga uppgifterna om rensningar, invallningar och regleringar framgår inte hur stora mängder av jordmassorna som varit littorinajordar. I fig. 5 visas den täckdikade arealen nedanom Voitby. Endast områden vars utfall mynnat i Kyro älv har tagits med. Uppgifter om täckdikningen ovanom Voitby har inte sammanställts. Uppgifter om normala åkerdikningar och skogsdikningar finns inte tillgängliga.

2.22 Övriga större miljöförändringar i undersökningsområdet och dess närhet

I den sammanställning som gjorts över kända miljöförändringar i Vasa län (Hildén et al. 1982) har inte jord- och skogsbrukets normala dikningar tagits med. S.g.s. alla de bäckar som mynnar ut i undersökningsområdet har rensats eller förenats med större utfall. Till dessa hör bl.a. Karperöströmmen och den bäck, som mynnar i Torssund. Också endel av de bäckar, som rinner ner i flador i undersökningsområdet har rensats. Effekterna av dessa rensningar är svåra att överblicka, men i de fall rensningarna företagits i sura alunjordar och där flödesängar torrlaggts helt torde bäckarnas betydelse som lekområden ha gått förlorad. I någon mån kan en förbättring av förhållandena väntas i t.ex. Karperöströmmen, som rinner genom sandmoräner och vars sjöområde är stort. Det förekom dock fiskdöd i bäcken under rensningsåren och det därpåföljande året.

Inom undersökningsområdet har vattenståndsregleringar företagits i större skala i Vörå å 1969 och 1970. Rensningsmassorna var c. 40 000 m³. Effekterna av rensningen följdes inte upp med fiskeri- eller vattenkvalitetsutredningar. Vörå å mynnar ut i undersökningsområdet och förändringen i vattenkvaliteten påverkade områdena i Kvimo, Kaitso och Oxxangar. Enighetens andelsmejeri har sitt avlopp i Vörå å. I avloppsvattnet finns bl.a. starka rengöringsmedel och belastningen 1982 var: BS7: 76,6 kg/dygn, fastsubstans 118 kg/dygn, total fosfor 4 kg/dygn, total kväve 14,4 kg/dygn (Vesi-Hydro 1983). Uppgifter finns om att avloppsvattnet har påverkat fisket i bl.a. Oxxangar.

På 1950-talet byggdes skärgårdsvägen i Maxmo. I ett flertal sund har vägbankar byggts i samband med den. Vägbankarna anses ha påverkat vattenströmmingen i sunden och i någon mån isförhållandena. Vägbanken och bron över Hällnäs sund anses ha påverkat uppstigningen av lekande sik till Oxxangar.

Under 1950-talet rensades också endel sund och anlades endel smärre kanaler i Brudsund och Särkimo. Arbetena utfördes i moräner och vattenströmmingen anses ha förbättrats. Uppgifter finns också om att havsvatten under stormar tränger in genom Brudsund kanal. Under vårflödet i Kyro älv sker inströmning av havsvatten genom Brudsund kanal. Mätningarna av salthalten i Peuskofjärden tyder också på en högre salthalt där. Anläggandet av kanalen in i Särkimobrunnarna anses ha ökat invandringen av lake och i någon mån annan fisk i brunnarna.

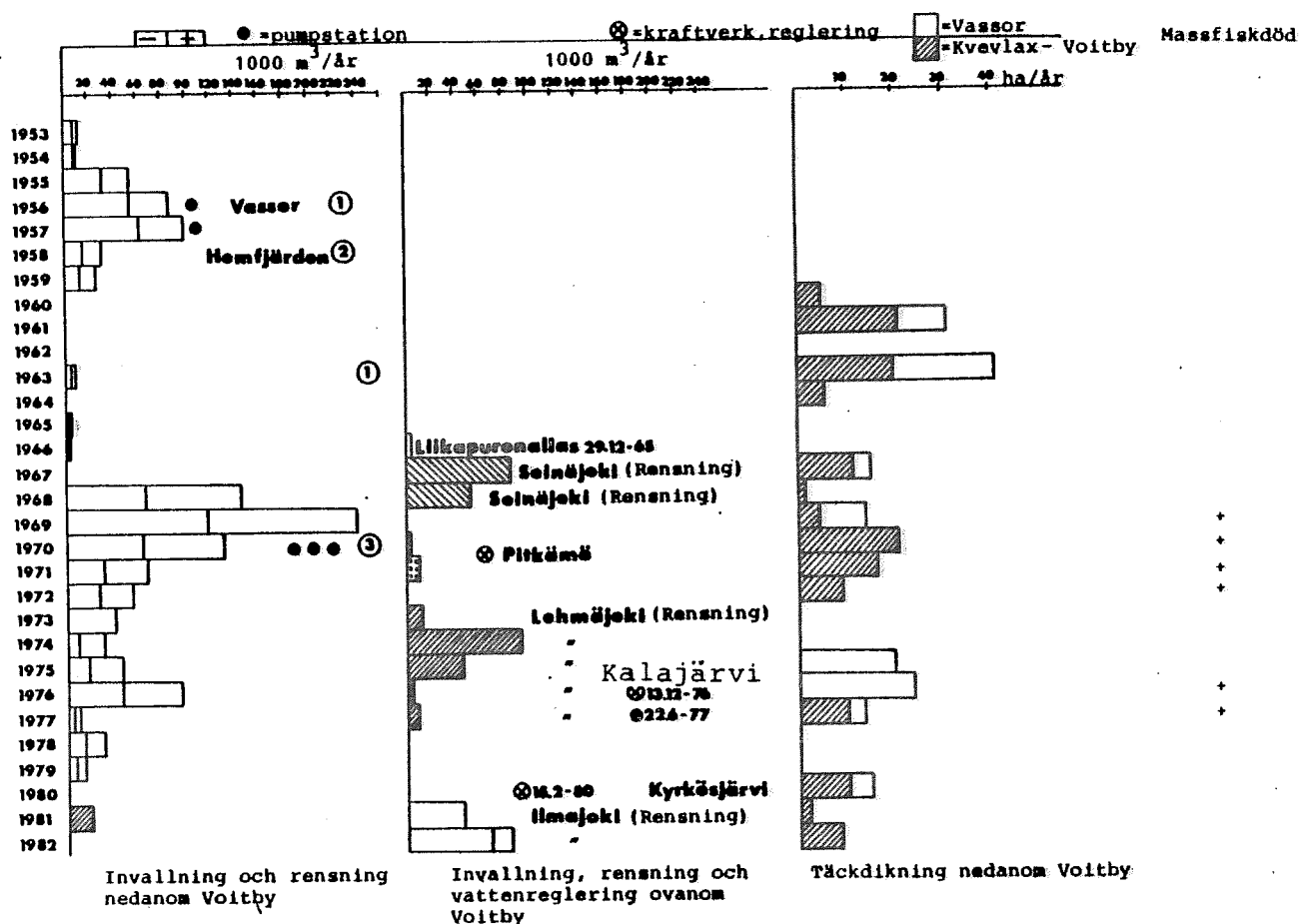


Fig. 5. Ingepp i Kyro älvs mynningsområde. Från vänster till höger. Mängden grävda jordmassor vid invallningsarbeten (1000 m³/år, - = under vattenytan, + = ovanom vattenytan), mängden grävda jordmassor vid regleringar (1000 m³/år) samt nyttoområdena för täckdikningarna nedanom Voitby (ha). I figuren anges därtill tidpunkten för ibruktagandet av de konstgjorda sjöarna samt rensningen av Seinäjoki, Lehmäjoki och Ilmajoki. De inringade siffrorna anger antalet pumpstationer. Massfiskdödens förekomst anges med +.

1971 blev vägbanken från Alskat till färjfastet på Furuskär färdig. Enligt ett flertal uppgifter påverkades strömmingens vandringar genom Alskat sund av vägbanken. Fiskare i Iskmo har fått betydligt sämre strömmingsfångster sedan vägbanken anlades. Sikfisket kan även ha påverkats negativt i vissa områden. Där-
emot har fisket på öring i närheten av vägbanken ökat. Vatten-
strömmarna på Replotfjärden har förändrats p.g.a. vägbanken.

Vägen till Köklot med broar blev färdig 1975. Fiskvandringen genom broöppningarna torde ha påverkats under broarnas bygg-
nadsskede. Genomströmmingen genom broöppningarna är bra. Broarna
hindrar knappast fiskvandringen in till Köklotfjärden, vilket
bevisas av bl.a. de stora nors- och abborrstimmen, som stiger
för lek genom broöppningarna.

På endel ställen är belastningen från såväl jordbruket som päls-
djursnäringen mycket stor. I t.ex. Petsmo, Kimo och Särkimo
finns stora pälsfarmer. Pälsdjursnäringen inverkan på vatten-
kvaliteten har belysts av bl.a. Helin (1982). Stora industri-
etableringarna finns inte inom undersökningsområdet. Däremot
avleds avloppsvatten från t.ex. Kvevlax och Oravais, vilket kan
påverka fiskeförhållandena inom undersökningsområdet.

2.3 VATTENKVALITETEN OCH VATTENTEMPERATUREN I UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

Den fysiska miljön och vattenkvaliteten avgör i sista hand
vilka fiskarter som kan finnas och hur stora dessas
populationer kan bli. Varje utredning av fiskeresurserna måste
därför ha en fast grund i form av vattenkvalitetsuppgifter.
Vattenkvaliteten i Kyro älvs mynningsområde är emellertid
bristfälligt känd (Storberg 1983), trots att betydande ingrepp
i vattenmiljön gjorts. Uppgifterna om Kyro älvs vattenkvalitet
är rikligare, och de kan med en viss reservation användas för
att karakterisera förhållandena i mynningsområdet. En samman-
fattning av vattenkvaliteten i Kyro älv har gjorts av Alasaare-
la (1983).

2.31 S u r h e t s g r a d

Vattnets pH har mätts i Skatila sedan 1962. En sammanställning
visar, att älvvattnet i Skatila blev surare under 1960-talets
slut, var som surast i början av 1970-talet och har sedan dess
blivit mindre surt, dock utan att nå den nivå som det hade
i början av 1960-talet. Av Alasaarelas (1983) sammanställning
framgår, att pH värdet under 1970-talet sjunkit under 5 i april,
maj, juni, augusti (4,9), september (4,9) oktober, november
och december. Sämst har läget varit i maj och juni. För att
kunna avgöra en eventuell inverkan på årsklassernas storlek hos
mynningsområdets fiskarter ges utvecklingen i detalj i fig. 6.

Om man utgår från att ett pH värde under 5 försvårar de flesta
fiskarters förökning (t.ex. Harvey et al. 1981), kan man
konstatera, att förhållandena i Skatila varit ogynnsamma 1970,
1971, 1972, i viss mån 1973 (maj) och 1974 (augusti - oktober).
Även 1976, 1977 och 1979 sjönk pH värdet under 5. Enligt

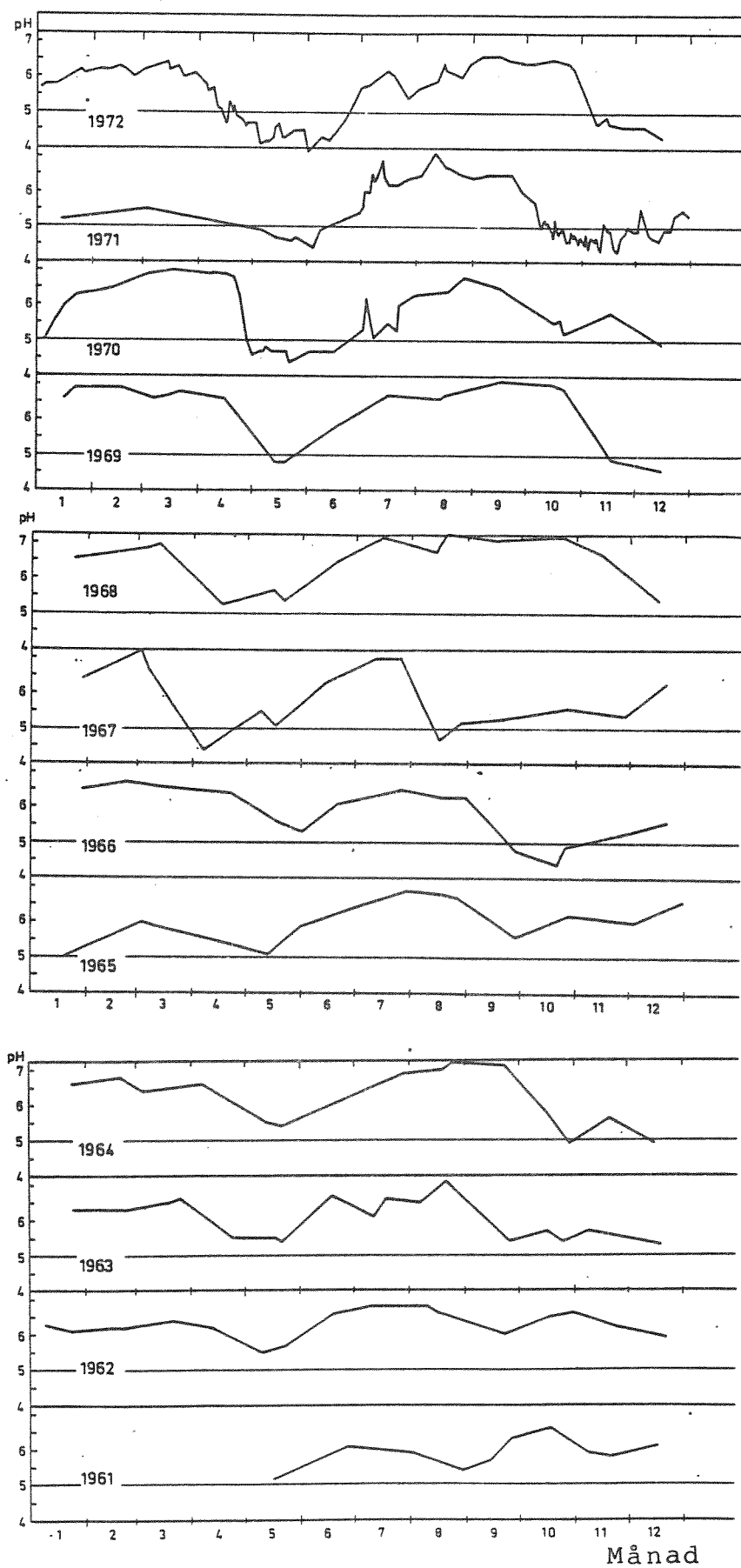
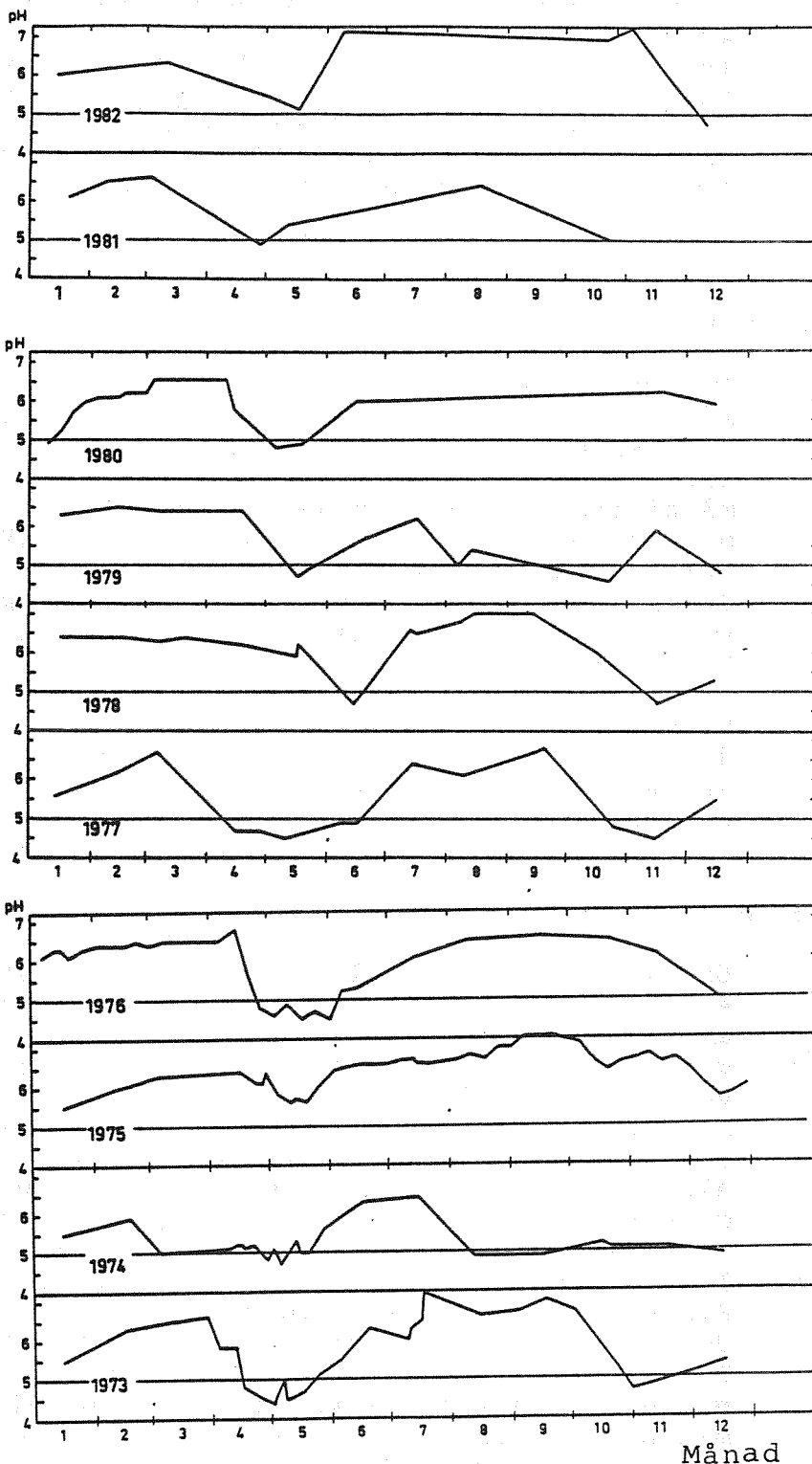


Fig. 6. Förändringen i vattnets pH-värde vid Skatila åren 1961 - 82.

Fig. 6. forts.



Storberg (1983) sjunker vanligen pH värdet mellan Skatila och älvmynningsområdet 0,2-0,3 pH enheter, vilket tyder på att ovannämnda år också var ogynnsamma i mynningsområdet. Därtill är det möjligt, att situationen under vissa år varit sämre i mynningsområdet, än vad uppgifterna från Skatila anger. Man bör emellertid minnas, att uppgifter om exponeringstidens längd saknas och att man inte vet hur länge t.ex. rom tål låga pH värden. Detta är betydelsefullt, eftersom svängningarna i pH är snabba (Storberg 1983). Dessutom påverkas det sura vattnets fördelning inom mynningsområdet av de hydrologiska förhållandena och estuarina strömmar.

2.32 Organiskt material och syrehalt

Enligt Alasaarela (1983) är mängden organiskt material hög i Kyro älv, och man har kunnat observera en viss ökning i mängden organiskt material åren 1977 - 1980 i förhållande till början av 1970-talet. Ökningen är tydligast under vintermånaderna och orsaken ligger uppenbarligen i ett ökat flöde och användningen av de konstgjorda bassängerna (Alasaarela 1983). Enligt Storberg (1983) ökar vattnets färg inte mellan Skatila och mynningsområdet. En viss ökning har kunnat konstateras i vattnets färg vid älvmynningen från 1970-71 till 1980-81 (Storberg 1983).

Syrehalten är god i Kyro älv. Inget av de prov Vasa vattendistrikt tagit uppvisar syremättnadsgrader under 66 % (Alasaarela 1983, Storberg 1983). I mynningsområdet har inte heller syrebrist kunnat konstateras (Storberg 1983).

2.33 Metaller

Uppgifterna om metallhalter har sammanställts i tabell 1. Allmänt kan konstateras att uppgifterna om de flesta metaller är bristfälliga och bl.a. saknas analysresultat som skulle göra det möjligt att studera trender och metallhaltens variation i tid och rum. De aluminiumhalter som observerats i Kyro älv överskrider halter som konstaterats letala. Baker och Schoefield (1980) konstaterade att 0,5 mg/l oorganiskt aluminium minskade rödingyngels överlevnad. Grahn (1980) observerade att siklöjor dog i naturliga sjöar till följd av aluminiumförgiftning då halter på 0,36-0,91 mg/l uppmättes. I Kyro älv är aluminiumhalten i medeltal 1,8 mg/l då älven rinner genom littorinaområdet (Verta 1982). Tillämpar man Vertas (1982) regressionskurva $Y = 0,0403X + 0,8$, där $Y = \text{Al mg/l}$ och $X = \text{SO}_4^{2-} \text{ mg/l}$ ($n=165$, $r=0,844$) på de uppgifter Alasaarela (1983) ger om sulfathalten i Skatila, finner man att aluminiumhalten sällan understiger 1 mg/l. Enligt Muniz och Leivestad (1980) är 0,15 mg Al/l toxiskt för fiskar, men humusämnen kan reducera toxiciteten genom kelatering.

Tabell 1. Observerade metallhalter i Kyro älv och dess tillrinningsområde samt de rekommendationer Thurston et al. (1979) publicerat. Metallhalterna har publicerats av Verta (1982).

Metall	Kyro älv												Rekommenderade maximivärden enligt Thurston et al. (1979)
	Observationspunkter i littorinaområdet				Små tillrinningsområden i littorinaområdet				Pumpstationer				
	n	min.	\bar{x}	max.	n	min.	\bar{x}	max.	n	min.	\bar{x}	max.	
Fe mg/l	29	1,5	2,3	4,6	68	0,9	5,3	35,0	32	1,1	9,9	13,4	~ 1 mg/l, möjl. lägre
Mn "	26	0,1	0,3	0,7	67	0,07	0,95	3,9	31	1,5	7,8	37,0	0,1 - 1 mg/l ¹⁾
K "	25	2,0	2,7	4,8	67	0	4,4	10,4	30	1,9	10,8	46,0	-
Ca "	25	5,0	8,3	13,5	67	0,1	18,9	65,0	30	10,6	70,7	275	-
Hg "	25	2,4	4,1	8,0	67	0,1	10,8	37,0	30	9,0	69,1	310	-
Al "	24	0,6	1,4	4,2	67	0,3	4,9	29,0	30	0,5	24,6	110	0,2 mg/l (pH 4,4-5,2) ²⁾
Cd µg/l	24	0	0,1	0,62	71	0	0,3	1,1	30	0	1,26	4,5	0,4 - 0,8 µg/l ³⁾
Ni "	24	0	11,4	28,0	69	0	46,9	220	30	25	248	1000	< 30 µg/l ¹⁾
Zn "	9	18,0	32,7	65,0	39	0	85,7	310	11	200	378	500	~ 50 µg/l ⁴⁾
Cu "	24	0	2,6	5,0	71	0	6,3	30	28	2,0	45,1	420	5 - 15 µg/l
Pb "	24	0	1,2	8,0	71	0	0,7	12	30	0	2,5	34,0	4 µg/l ⁵⁾
Cr "	24	0	1,5	4,0	61	0	1,4	7	30	0	5,7	66,0	< 100 µg/l
Co "	24	0	4,6	14,0	65	0	18,4	100	32	0	135	620	-
Hårdhet (mekv)	28	0,24	0,37	0,70	63	0,009	1,0	3,6		0,69	4,3	18,0	-

- 1) Uppgifterna bristfälliga, egentliga gränsvärden har inte publicerats, siffrorna hänvisar till observerade toxicitetsgränser
- 2) Schofield & Trojnar 1979
- 3) Löst fraktion, hårdhet 0-35 mg/l CaCO₃
- 4) Hårdhet 0-75 mg/l CaCO₃
- 5) Hårdhet 0-30 mg/l CaCO₃

Detta innebär att den effektiva koncentrationen av aluminium troligen varit betydligt lägre än de observerade halterna, på grund av den höga halten organiskt material. Aluminiumhalterna har emellertid tidvis varit så höga (4,2 mg/l, Verta 1982), att även om den effektiva koncentrationen är bara 10 % av totalhalten, har akut giftiga värden uppnåtts. Aluminiumhalten bör därför ägnas intensiv uppmärksamhet, eftersom aluminium är den enda metall som fram till 1981 kunnat kopplas till förekomsten av massfiskdöd i försurade vattendrag (Harvey et al. 1981). Dessutom bör man beakta, att aluminiumhalten troligen ökar från Skatila till mynningsområdet, eftersom t.ex. Larvbäcken, som mynnar ut i Vassor fjärd uppvisat halter på 13 mg/l (Sevola et al. 1982). Även vallarna längs älvens nedre lopp har troligen bidragit till en höjning av aluminiumhalten. Uppgifter som skulle beskriva aluminiumhaltens utveckling och fluktuationer i mynningsområdet saknas.

Även övriga metallhalter är höga i Kyro älv och i synnerhet i vattnen från dränerade områden. I tabell 1 ges gränsvärden som utarbetats för de olika metallerna av Thurston et al. (1979). Man kan konstatera att järnhalten tidvis klart överstiger de värden som uppställts för skyddet av akvatiskt liv och att halter uppnåtts som i laboratorieförsök visat sig akut toxiska. Vilken betydelse humusämnen har för järnets toxicitet har inte kunnat klarläggas, men uppenbart är att järnhalterna bör följas noggrant. Manganhalterna i Kyro älv är tidvis höga, men uppgifterna om manganets toxicitet är bristfälliga (Thurston et al. 1979). Mangan är en potentiell riskfaktor i Kyro älv. I pumpstationernas dräneringsvatten överstiger halterna av zink och nickel de gränsvärden som uppställts av Thurston et al. (1979) och toxiska effekter är därför att vänta i områden som är starkt påverkade av dräneringsvattnen.

2.34 M y n n i n g s o m r å d e t s s a l t h a l t

Mynningsområdets salthalt är avgörande för dess buffertkapacitet eftersom älvvattnets buffertkapacitet är mycket låg (Sevola et al. 1982). Analysresultat (Sevola et al. 1982) visar, att ledningsförmågan ökar från och med Bytesholmsfjärden, men att vattnet är praktiskt taget sött ända till Pudimo fjärd. I fjärdarna närmast mynningen (Pudimo fjärd och Peuskofjärden) varierar salthalten beroende på älvens vattenföring och strömförhållandena, och snabba omslag kan ske. Detta visas bl.a. av intervjuuppgifter om förändringar i vattnets färg (Hudd et al. 1981). Det söta vattnet går genom skärgården som yt- och strandvatten. Älvvattenlagrets mäktighet uppgår i de inre delarna av skärgården till 5 m också under lågvattenföringen (Storberg 1983) och fyller m.a.o. bl.a. Pudimo-fjärden nästan helt.

2.35 T e m p e r a t u r

Mätningarna av vattentemperaturen i Kyro älvs mynningsområde och influensområde är bristfälliga. De noggrannaste temperaturmätningarna som gjorts i området härstammar från Vasa vattenverks dagliga mätningar av temperaturen i Molnträsk. Utgående från de uppgifter som finns om temperaturen i Skatila, förefaller det som om uppgifterna från Molnträsk kunde användas för att få en bild av temperaturutvecklingen i mynningsområdet. Förhållandena i skärgården påverkas däremot av vind- och strömförhållanden, vilket betyder att temperaturuppgifterna från Molnträsk endast ger en vag bild av situationen i skärgårdsområdet.

I Kyro älvs mynningsområde stiger vattentemperaturen vanligen snabbt i maj från 2-5°C till c. 15°C. I juni och juli ligger temperaturen ofta mellan 15 och 20°C. I augusti blir vattnet kallare och i slutet av augusti sjunker temperaturen vanligen under 10°C (fig. 7).

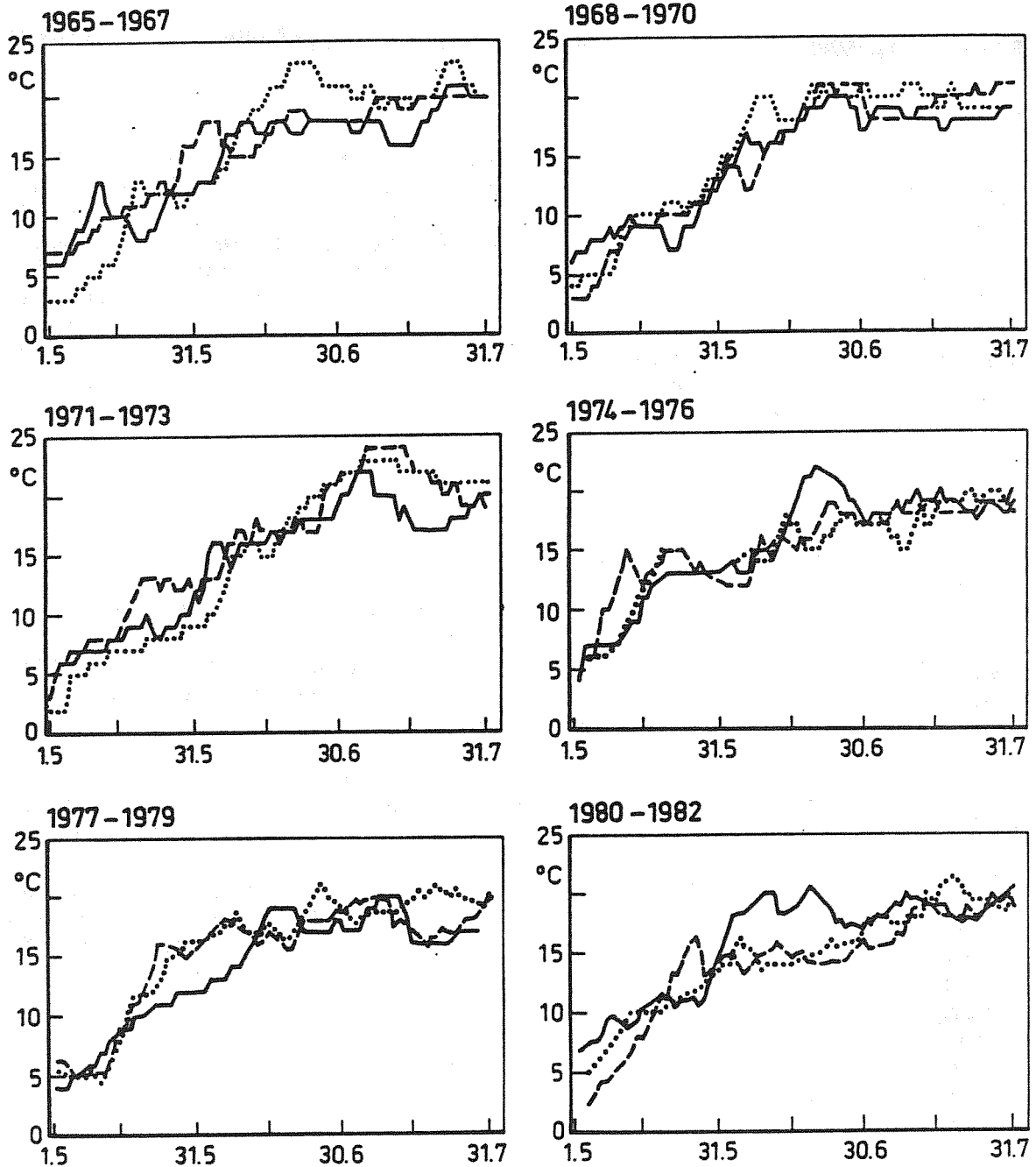


Fig. 7. Temperaturutvecklingen i Molnträsk i maj - juli 1965 - 82 enligt Vasa vattenverks mätningar.

— 1965, 1968, 1971
 - - - 1966, 1969, 1972
 ···· 1967, 1970, 1973

2.4 NEDERBÖRD, VATTNETS KVALITET OCH TEMPERATURUTVECKLING 1980-82

2.41 N e d e r b ö r d

Av åren 1980-82 var 1980 det nederbördsrikaste året under perioden 1.5. - 31.7. Den torraste sommaren var 1982. Nederbördens fördelning under månaderna skiljer sig klart. År 1980 föll över 60 % av de undersökta månadernas nederbörd under perioden 15.7. - 31.7., medan över 60 % av nederbörden 1981 föll under perioden 24.6. - 5.7. År 1982 koncentrerades nederbörden till maj (fig. 8). Beaktar man skillnaderna i nederbördens fördelning finner man att nederbörden under perioden 1.5. - 15.7. var ungefär lika stor 1980 och 1982, medan den var större 1981 (c. 90 mm mot c. 160 mm).

2.42 T e m p e r a t u r

I mynningsområdet har temperaturutvecklingen varit i stort sett likadan under de undersökta åren (fig. 9). Omkring den 1.6. har vattentemperaturen för första gången stigit över 15°C, och vattnen har hållits varma till början av augusti. År 1980 skiljde sig genom att temperaturen i juni var varmare än både 1981 och 1982, då vattnet var 11-14°C i mitten av juni. År 1981 sjönk vattentemperaturen också i början av juli under 13°C (fig. 9).

Vattnen i skärgården utanför mynningsområdet värms troligen långsammare än vattnen i mynningsområdet. Det visas av att medeltemperaturen under perioden 15.5. - 5.6.1981 var statistiskt nästan signifikant lägre i de yttre områdena än i de inre (ensidigt t-test, okända och olikstora varianser, $t=2,187$, d.f.=18, $t_{0,05}=1,734$). I skärgårdsområdena förefaller också temperaturkasterna att ske snabbare. I juli 1981 sjönk temperaturen på Pudimo fjärd under 10°C, uppenbarligen till följd av inströmmande havsvatten. På hösten sjunker temperaturen i skärgården troligen långsammare än i mynningsområdet (Hudd et al. 1982). De mätningar som finns tillåter dock inte någon statistisk analys.

2.43 S u r h e t s g r a d

I mynningsområdet har vattnets pH värde ökat från Vassor till Sticksholmen (Sevola et al. 1982). Denna utveckling har kunnat konstateras under alla undersökningsåren. En allmän bild av surhetsgraden inom undersökningsområdet åren 1980-82 ges i fig. 10. Skillnaden mellan pH värdena i Skatila och mynningsområdet (kungsådran) var stora 1982 (fig. 11). Vasa vattenverks mätare registrerade inte vårflödets pH minimum och de pH värden Vasa vattendistrikt observerat ligger högt över de värden som mättes i mynningsområdet (7,0 mot 5,4). En del av skillnader kan eventuellt förklaras av instrumentfel, men då mätningarna i mynningsområdet gjordes med Vasa vattendistrikts fältmätare som kalibrerades före varje mätning och då vattendistriktet kontrollerar sin mätare regelbundet med samma kalibreringsvätskor, kan en verklig skillnad inte uteslutas. Skillnaden

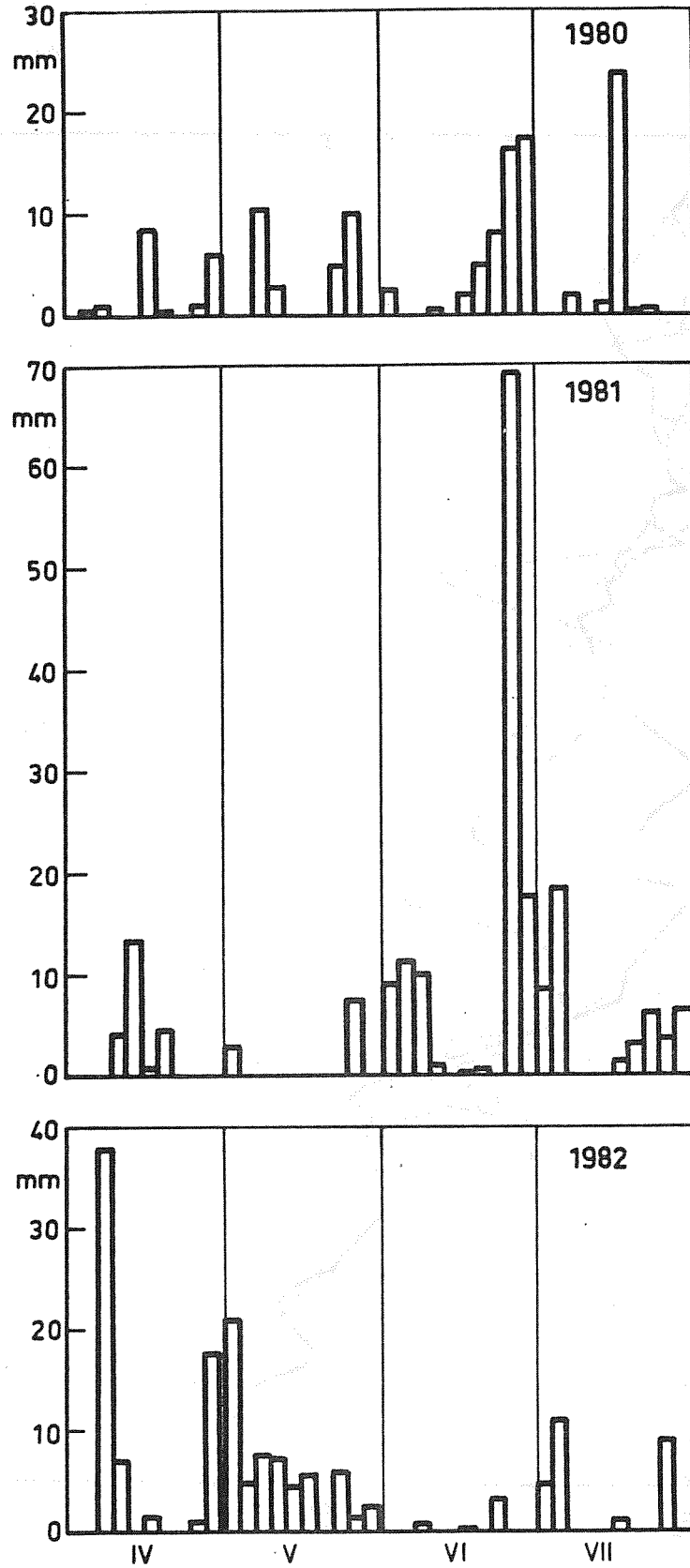


Fig. 8. Nederbörden vid Vasa flygfält 1980 - 82 i april-juli framställd som tredagars summer.

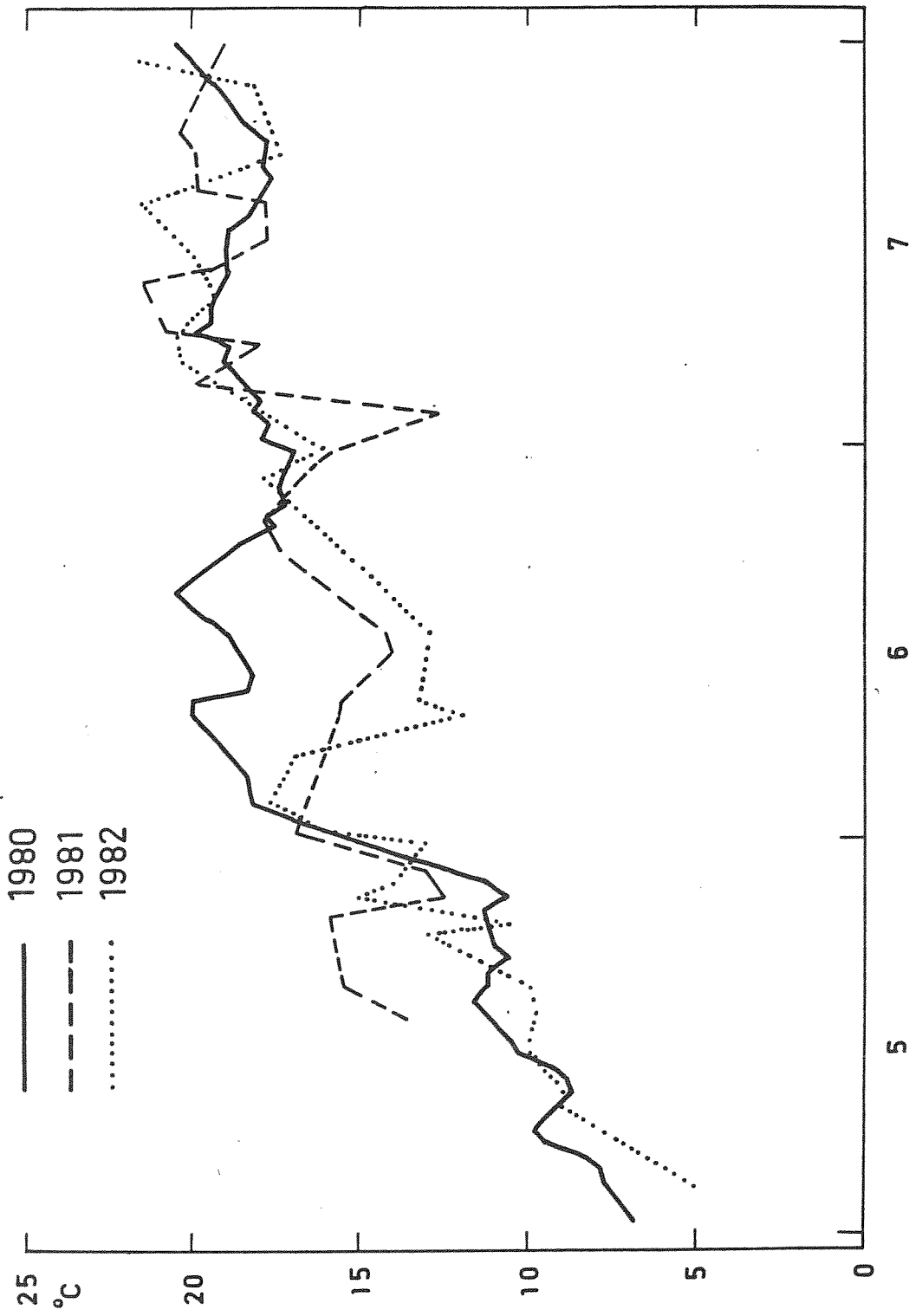


Fig. 9. Vattnets temperatur i mynningsområdet 1980-82. År 1980 gjordes mätningarna av Vasa vattenverk i Molnträsk. De övriga åren mättes temperaturen i mynningsområdet.

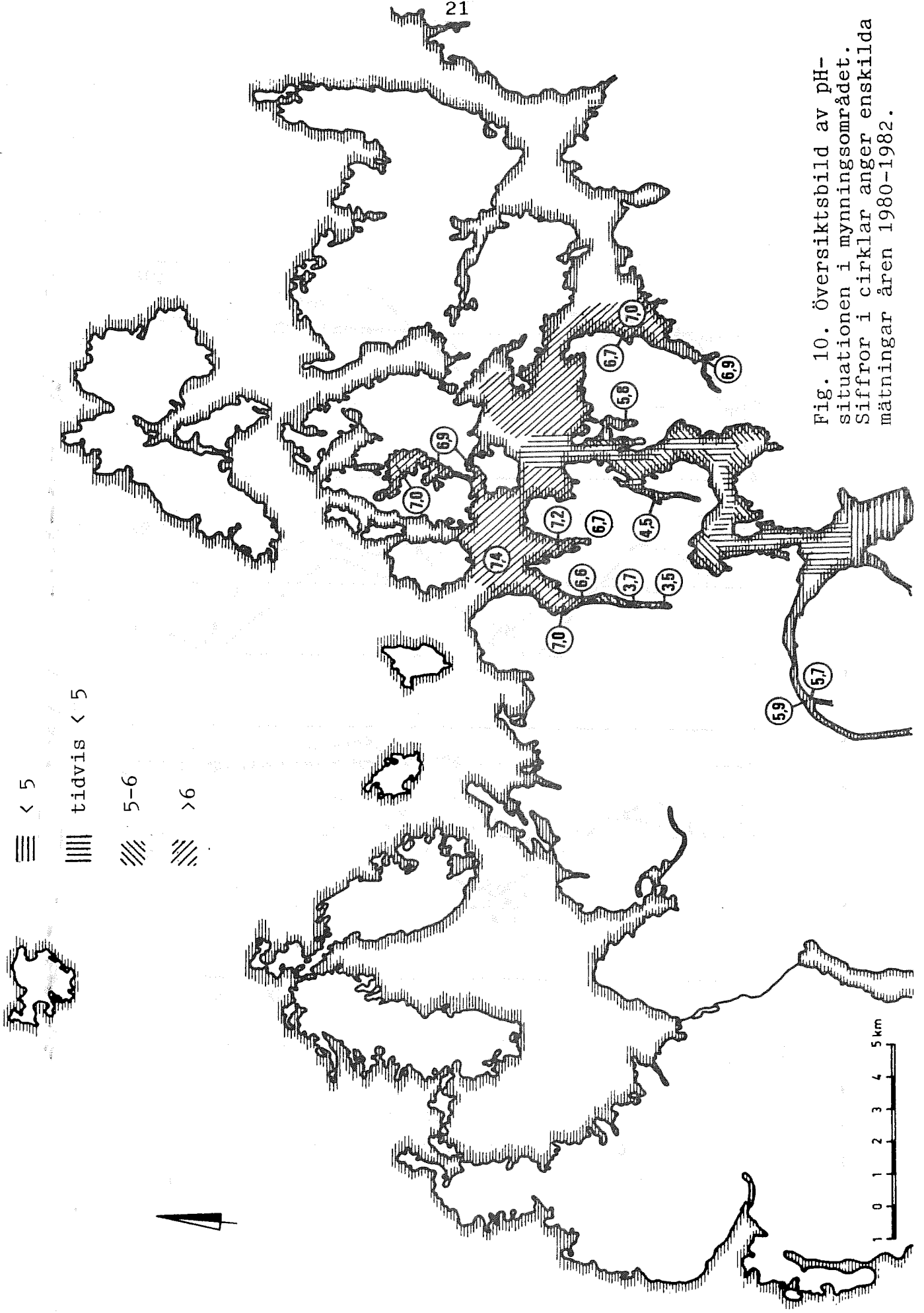


Fig. 10. Översiktbild av pH-situationen i mynningsområdet. Siffror i cirklar anger enskilda mätningar åren 1980-1982.

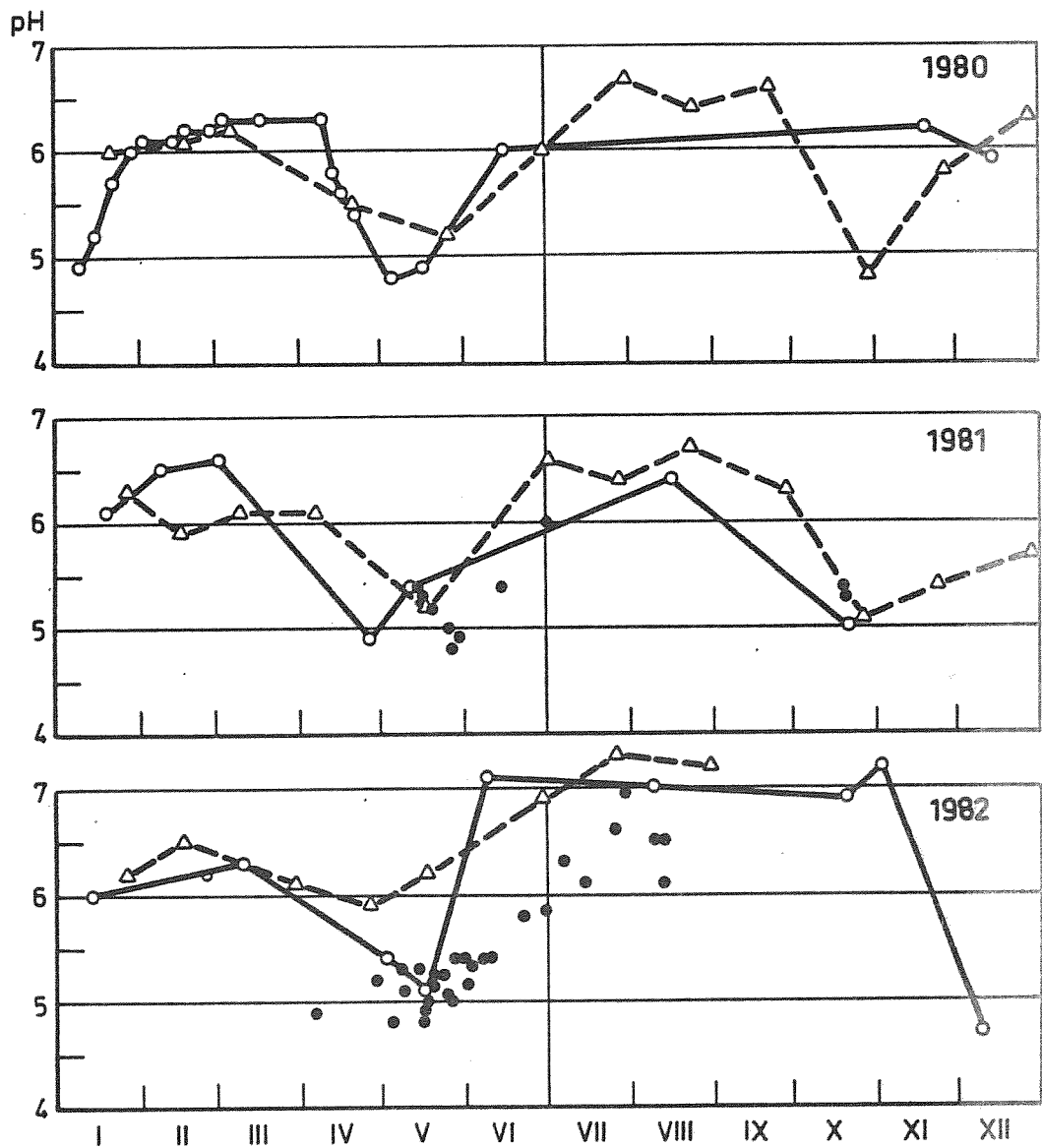


Fig. 11. Vattnets pH i Skatila och i mynningsområdet åren 1980 - 82.

- = Vasa vattendistrikts mätningar
- △--△ = Vasa vattenverks mätningar
- = Mätningar gjorda i Kyro älvs mynningsområde

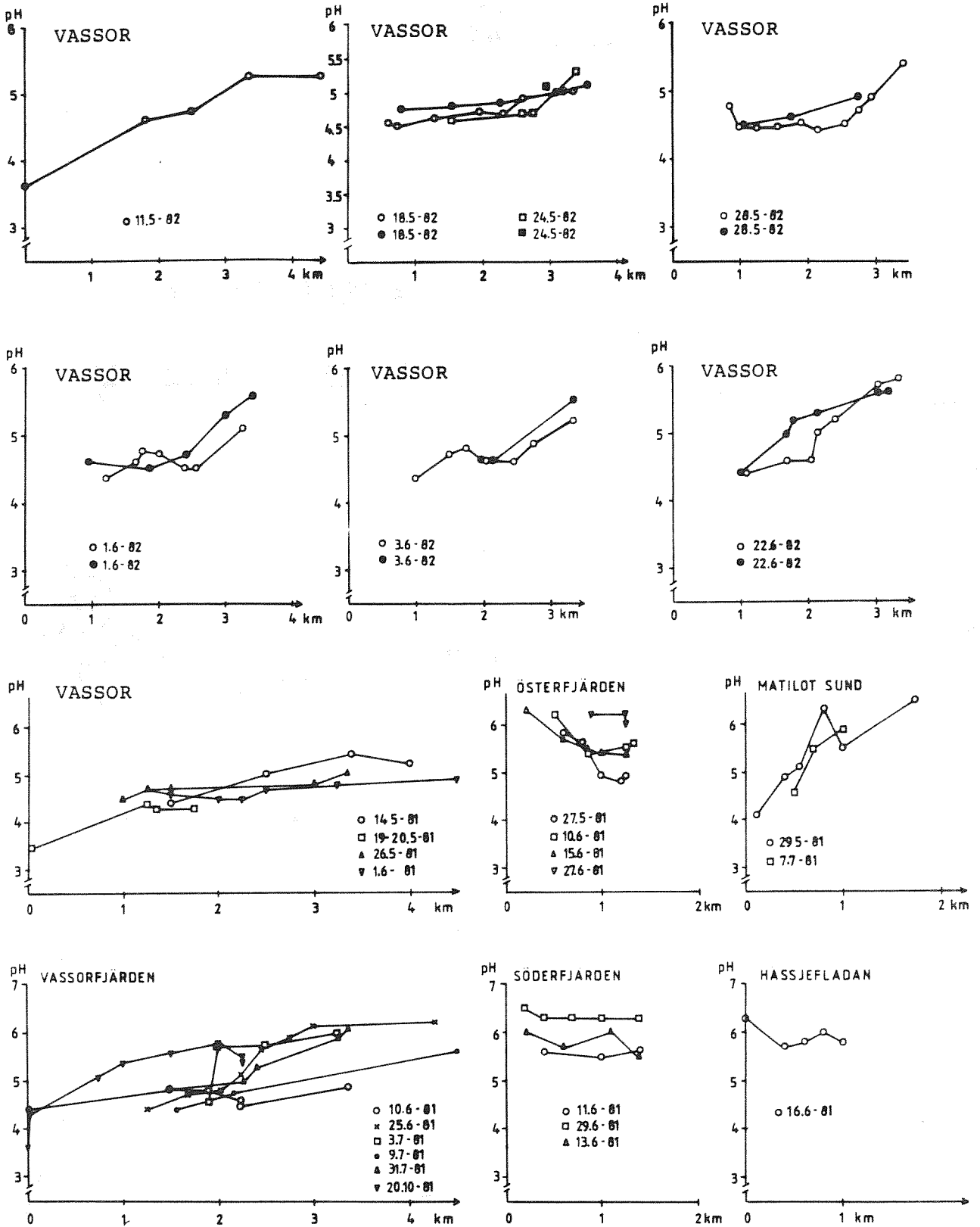


Fig. 12. Vattnets pH-värde som en funktion av avståndet från vikbotten samt skillnaden mellan Vassorfjärdens nordöstra (o & □) och sydvästra (o & □) strand år 1982.

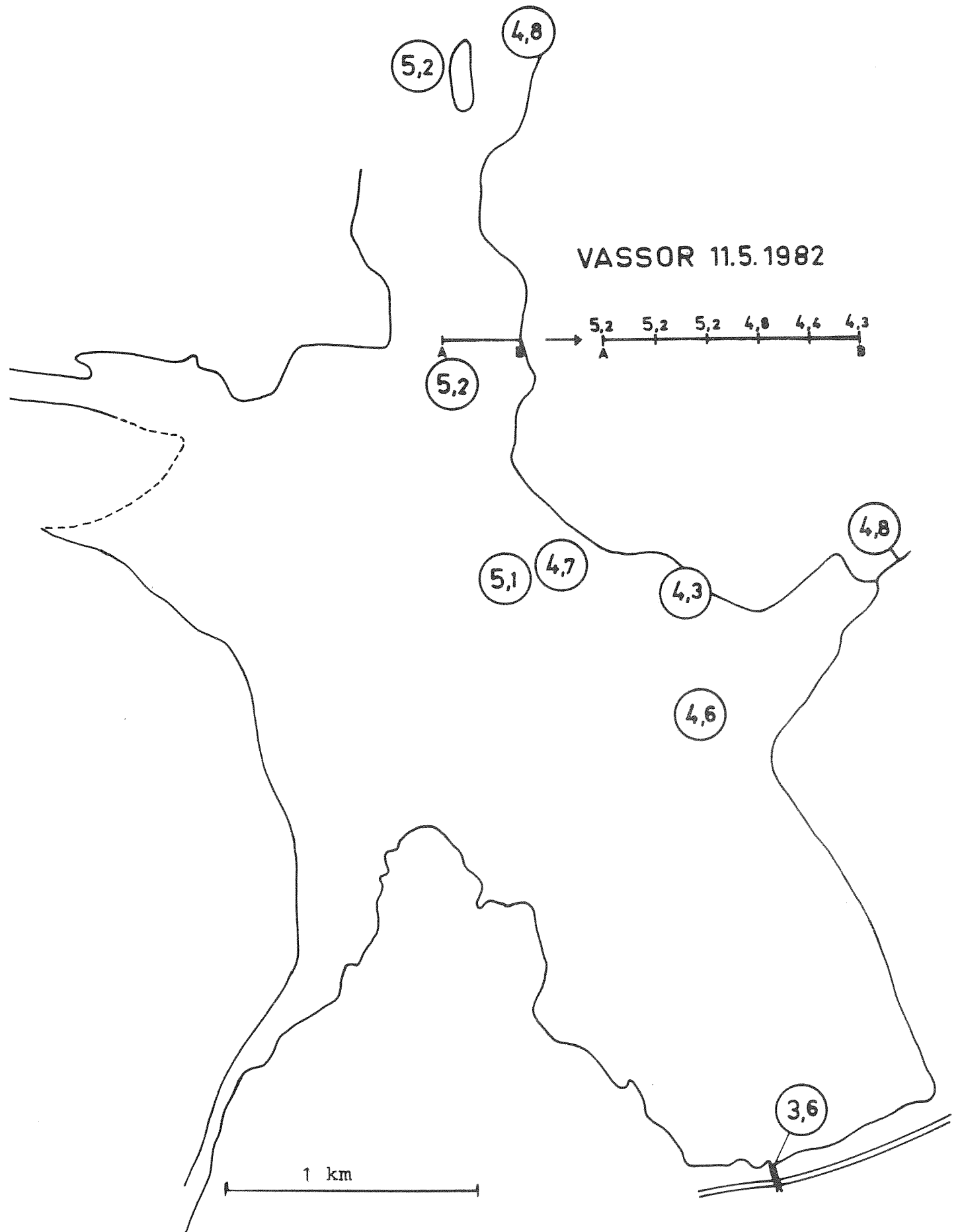


Fig. 13. Vattnets pH-värden i Vassorfjärden 11.5. 1982. Vattnet var surast längs den östra stranden.

skulle i så fall vara en följd av sura utflöden nedanom Skatila. Ifall skillnaden är verklig, bör orsakerna klarläggas, eftersom försurningen nedanom Skatila är ett direkt hot mot mynningsområdets fiskbestånd och fiske. Kvevlaxområdets invallningar och de tre små pumpstationernas roll bör klarläggas. Den detaljerade kartläggningen av surhetsgraden 1981 och 1982 visade att pH värdet i allmänhet stiger under sommarens lopp. Detta stämmer överens med utvecklingen i älvvattnets pH (Alasaarela 1983, Storberg 1983). Resultaten av pH mätningarna 1981 och 1982 visade att vattnet vad surhetsgrad beträffar inte är homogent ens i de enskilda fjärdarna i mynningsområdet. I Vassorfjärden och Matilot sund (1981) steg pH värdet med avståndet från vikbotten, medan det i de övriga fjärdarna sjönk eller var konstant (fig. 12). Orsaken var det sura utflödet i Vassor (Larvbäcken). Ett mindre surt utflöde från åkermarker förorsakade även situationen i Matilot sund. År 1982 var situationen densamma, förutom att pH värdet i Matilot sund inte sjönk under 5,4. Resultaten av pH mätningarna i Vassor fjärd visade 1982, att det sura vattnet från Larvbäcken följer fjärdens östra strand. Vid den östra stranden av Vassorområdet kunde effekterna av det sura utflödet mätas på mer än 5 km avstånd från Larvbäckens mynning. Älvvattnets pH värde var vid denna tidpunkt (11.5) klart högre (fig. 13).

Under åren 1980-82 uppnåddes de lägsta pH värdena i Vassor fjärd och troligen i hela mynningsområdet 1981. Mätningarna visade att pH värdena också i juni 1981 understeg 5 vid Björnholmen. År 1981 sjönk pH värdet i början av juli till 5,5 vid Söderfjärden. På Vassorfjärden utvidgades området med pH värden under 5.

I skärgården utanför Sticksholmen bestäms pH värdet över vida områden av älvvattnet, vilket visas av bl.a. förekomsten av fiskdöd (se avsnitt 4.33). Under perioden 1980-81 sjönk pH värdet under 5 tidvis utanför Sticksholmen, men under perioden juni-augusti var pH över 5. Vid Österhankmo Hemfjärden är pH värdet lågt p.g.a. pumpstationens dräneringsvatten (fig. 10).

3. MATERIAL OCH METODER

3.1 YNGELUNDERSÖKNINGAR OCH KARTLÄGGNING AV FÖRÖKNINGSOMRÅDEN

3.11 Romobservationer och intervjuuppgifter om lekplatser

I samband med fiskarintervjun 1980 (Hudd et al. 1981) klarlades fiskarnas uppfattning om de viktigaste fiskarternas lekplatser. Dessa uppgifter har använts som bakgrundsinformation för yngelarbetena och redovisas i beskrivningen av de enskilda arternas populationer och deras förökningsområden.

Under lektiden söktes rom på kända lekplatser för att verifiera uppgifterna om lekplatserna. I mynningsområdets inre delar insamlades rom av gädda, mörtfisk och abborre. Mörtfiskrommen kläcktes för artbestämning. Insamlingen skedde från båt genom att ta upp växter och växtdelar som kunnat locka mörtfiskar till lek. Synlig abborrom noterades och togs delvis tillvara för kläckning. Rompumpning med en pump utvecklad av Arvola (1978) genomfördes på sik- och norslekplatser i mynningsområdet. Avsikten med pumpningen var att klarlägga om lek skett och om rommen överlevt. Kvantitativa uppgifter eftersträvades inte.

3.12 Y n g e l u n d e r s ö k n i n g a r

3.121 Not

En finmaskig not användes vid yngelundersökningarna 1980 - 82. Notens fångstdjup ändrades 1981. I tabell 2 ges uppgifterna om de använda notarna.

Tabell 2. De använda notarnas mått

År	Längd (vingnät)	Djup	Killängd	Maskvidd (vingnät)	Draglinor (kil)
1980	9 + 9 m	1,2 m	2,5 m	5 mm	1 mm 20 - 22 m
1981-					
1982	"	2,5	3,5	"	" "

Vid notdragningen eftersträvades standardisering vad draghastighet och varpets omfattning beträffar. Draghastigheten var 0,1 - 0,2 m/s och noten drogs mot två punkter belägna 3 - 5 m från varandra. Varpets längd måste justeras enligt växtlighet från 10 till 25 m. Maximal längd eftersträvades.

Noten användes i grunda vattenområden (vattendjup < 2,5 m). I mynningsområdet valdes varpen så, att de skulle ge en representativ bild av området (djup, vattenväxtlighet, delområde), medan varpen utanför Sticksholmen valdes på optimala lokaler. Med denna metod eftersträvades en bild av var yngelproduktionen skedde i Kyro älvs mynningsområde och influensområde. Submers växtlighet och flytbladsväxtlighet hindrade inte noten, men den kunde inte dras över säv (*Scirpus lacustris*) eller vass (*Phragmites australis*). För varje varp antecknades vattendjup, varplängd och -bredd samt förekomsten av högre vattenväxtlighet. Vattenväxtligheten artbestämdes och tätheten bestämdes enligt 6 klasser: 0 = växtlighet saknas i varpet, 1 = enstaka högre vattenväxter i varpet, 2 = små bestånd av högre vattenväxter i varpet, 3 = högre vattenväxter vanliga i varpet, men den fria vattenytan dominerar, 4 = rikligt med högre vattenväxter i varpet, flytbladsväxter täcker stor del av den fria vattenytan eller submersa växter bildar täta bestånd, 5 = synnerligen tät högre vattenväxtlighet i varpet, största delen av den fria vattenytan är täckt av flytbladsväxtlighet eller submersa växter bildar täta enhetliga bestånd i varpet.

Vattenprov togs vid representativa varp för pH bestämning. Temperaturen mättes inom varje notningsområde vid flere av varpen 1981 och 1982. I samband med notningarna gjordes även anteckningar om förekomsten av zooplankton, i den mån det kunde observeras med blotta ögat.

Notningsområdena framgår av fig. 14.

Eftersom noten användes i littoralzonen fångades främst fiskyngel vars viktigaste förekomstområden finns inom littoralen. Notens konstruktion gjorde att den främst lämpade sig för fångst av yngel större än 15 mm och noten användes därför i huvudsak från slutet av juni till augusti. En sammanställning av provtagningsstidpunkterna, de totala yngelfångsterna och varpens antal ges i tabell 3.

Tabell 3. Yngelnotningar 1980-1982, varpens totalantal, provtagningsperioderna och totalfångsten av yngel (0+). Inom parentes anges enskilda provtagningsstillfällen utom den egentliga provtagningsperioden. + = observationer har gjorts, men antalet har inte bokförts.

År	1980	1981	1982
Provtagningsperiod	25.6.-21.8. (3.6.)	2.6.-25.8. (22.9.)	21.6.-11.8. (31.5.)
Antal varp	178	274	135
Fångst (0+)			
sik	-	-	232
siklöja	-	-	6
nors	1 215	283	8 206
strömming	-	253	-
gädda	42	132	61
mört	4 834	3 102	15 576
braxen	1 556	2 112	2 974
id	-	15	2
löja	124	17	16
björkna	-	-	-
stäm	41	9	14
abborre	12 305	6 9 030	47 488
gös	267	94	117
gers	318	4	15
storspigg	+	+	+
småspigg	+	+	+

Notfångsten av 0+ yngel konserverades i 4 % formalin eller 70 % alkohol. Fångsten av äldre fiskar räknades. Kommersiellt viktiga arter mättes och fjällprov togs. Fångsten av storspigg, Gasterosteus aculeatus L. och småspigg, Pungitius pungitius (L.) uppskattades genom vägning då den översteg 100 individ. Förekomsten av spiggyngel registerades på en skala från 0 till 3. 0 = inga yngel, 1 = yngel förekommer, 2 = yngel vanliga, 3 = stora mängder yngel.

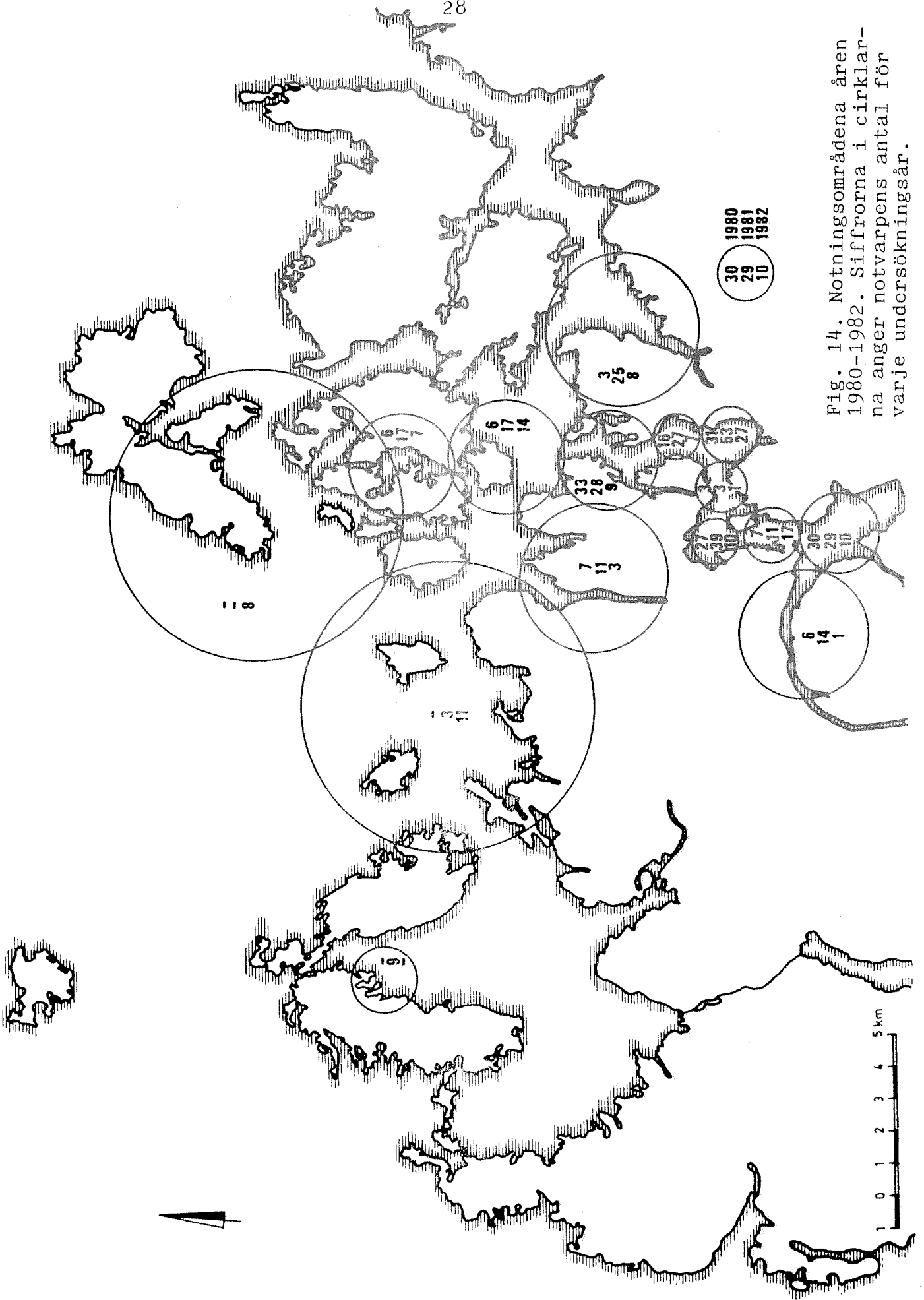


Fig. 14. Notningsområdena åren 1980-1982. Siffrorna i cirklarna anger notvarpens antal för varje undersökningsår.

3.122 Gulf V och Gulf Olympia

En Gulf V av samma typ som används av Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet vid strömmingsundersökningar (Sjöblom & Parmanne 1978), användes för fångst av pelagiska yngel.

För att kunna undersöka små yngel även i de grunda vattenområdena utvecklades 1981 en specialprovtagare på basen av Gulf V provtagaren (fig. 15). Denna "Gulf Olympia" användes 1982 i de grunda vattenområdena.

Provtagningsstationerna framgår av fig. 16. För varje station antecknades dragets längd, som varierade från 20 till 800 meter. Fångsten konserverades i 4 % formalin. En sammanställning av antalet provtagningar, provtagningsperioderna och totalfångsten av yngel framgår ur tabell 4.

Tabell 4. Gulf V 1980 - 1981 och Gulf Olympia provtagningsperioder, totalantalet provtagningar och totalfångsten av yngel.

År	1980 Gulf V		1981 Gulf V		1982 Gulf Olympia
	Köklot 6.6.-13.6.	Maxmo 30.6.	Köklot 6.6.	Maxmo 3.-10.6.	Maxmo-Köklot 24.4.-13.7.
Provtagningar	20	23	10	17	c. 87 km
Fångst (0+)					
nors	44	280	126	120	5 245
strömming	-	-	-	-	2
gädda	-	-	-	-	14
stubb sp.	53	-	17	-	718
mört	-	-	-	-	3
braxen	-	-	-	-	6
abborre	-	4	2	36	5 292
gös	-	-	-	-	336
gers	-	-	-	-	45
lake	-	-	-	229	184

3.123 Yngeltrål

För fångst av äldre pelagiskt förekommande yngel och juvenila fiskar användes 1980 och 1981 en yngeltrål enligt Seppänens (1970) modell. År 1982 användes en yngeltrål som konstruerats i samråd med Björkö telnfabrik (fig. 17). Trålvarpen framgår av fig 18. Trålen drogs i partrål. Djupet justerades med hjälp av draglinornas längd och med flöten. Trålendrogs 0-2 m 1980 - 81 och 0-5 m under ytan 1982. År 1982 kontrollerades trålens gång under vatten med hjälp av dykare. Trålningarna gjordes under eftermiddag - kväll. För varje varp antecknades djup, tidpunkt och varpets längd.

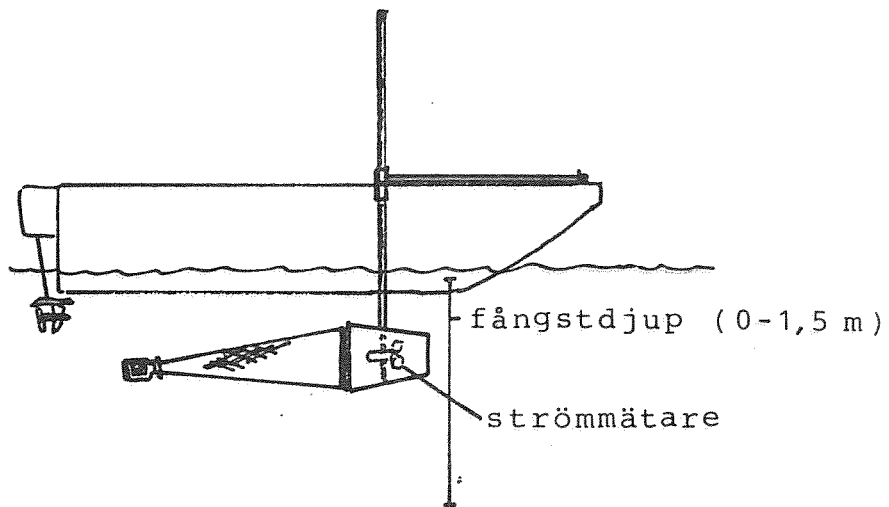


Fig. 15. Gulf-Olympia: principritning. Fångstöppningen och noskonen härstammar från Gulf V provtagaren.

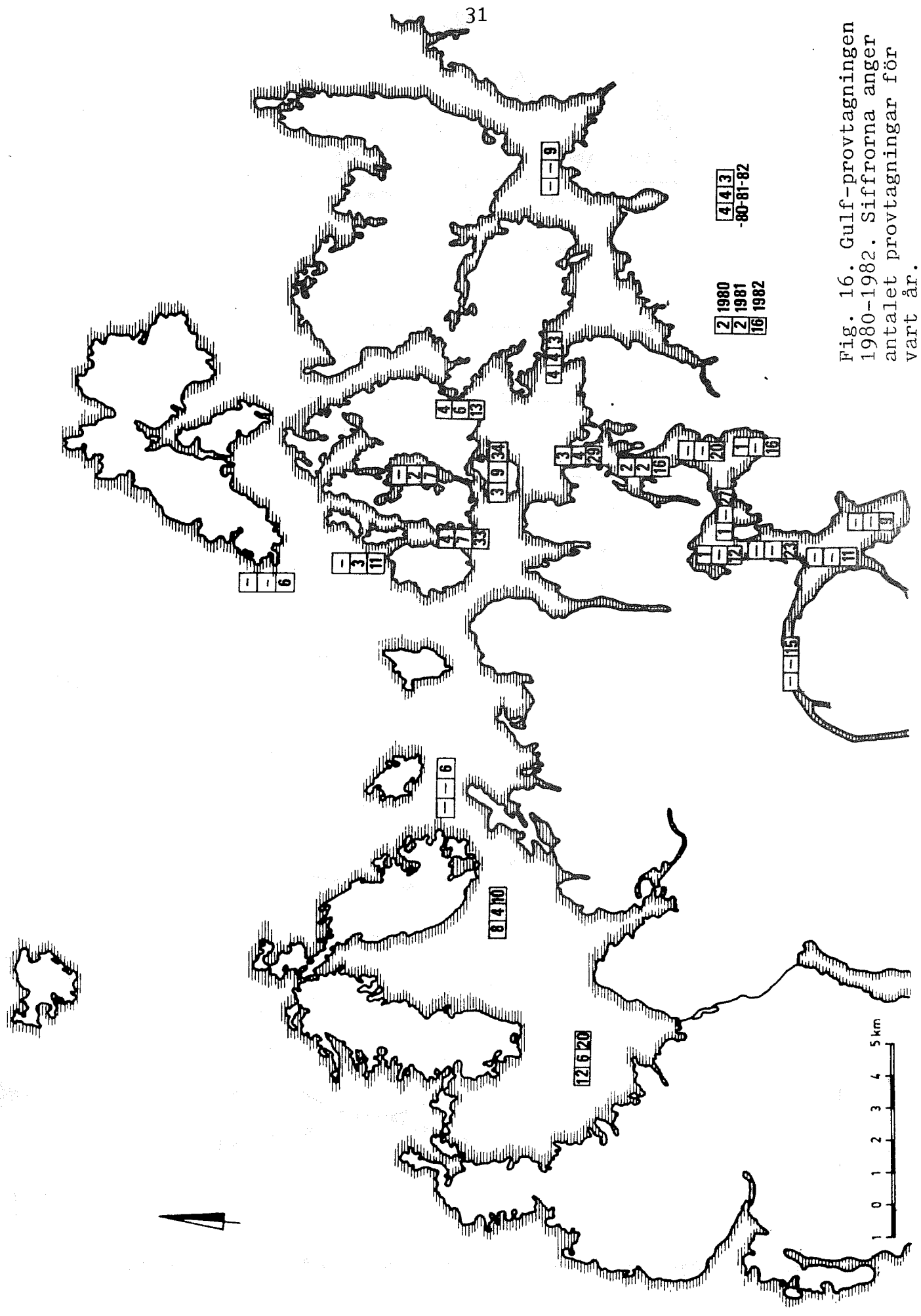


Fig. 16. Gulf-provtagningen 1980-1982. Siffrorna anger antalet provtagningar för vart år.

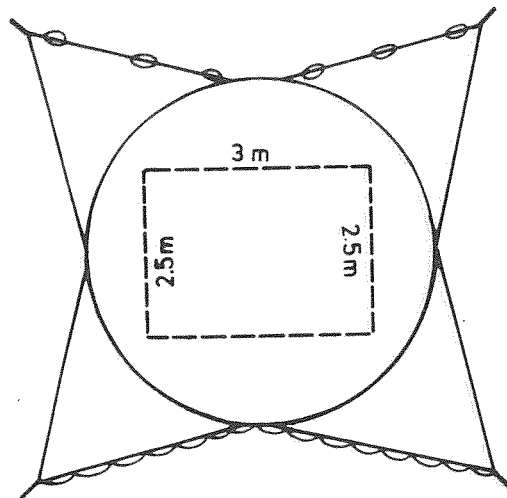
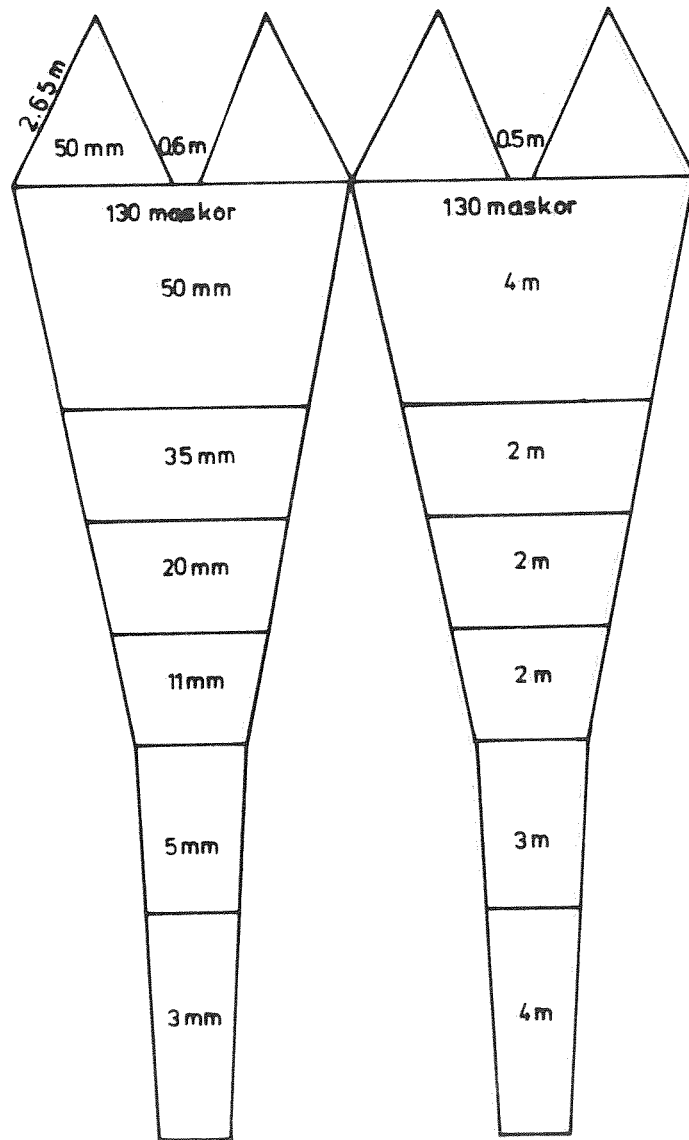


Fig. 17. "Björkö" yngeltrål. mm = maskvidd (stolplängd).

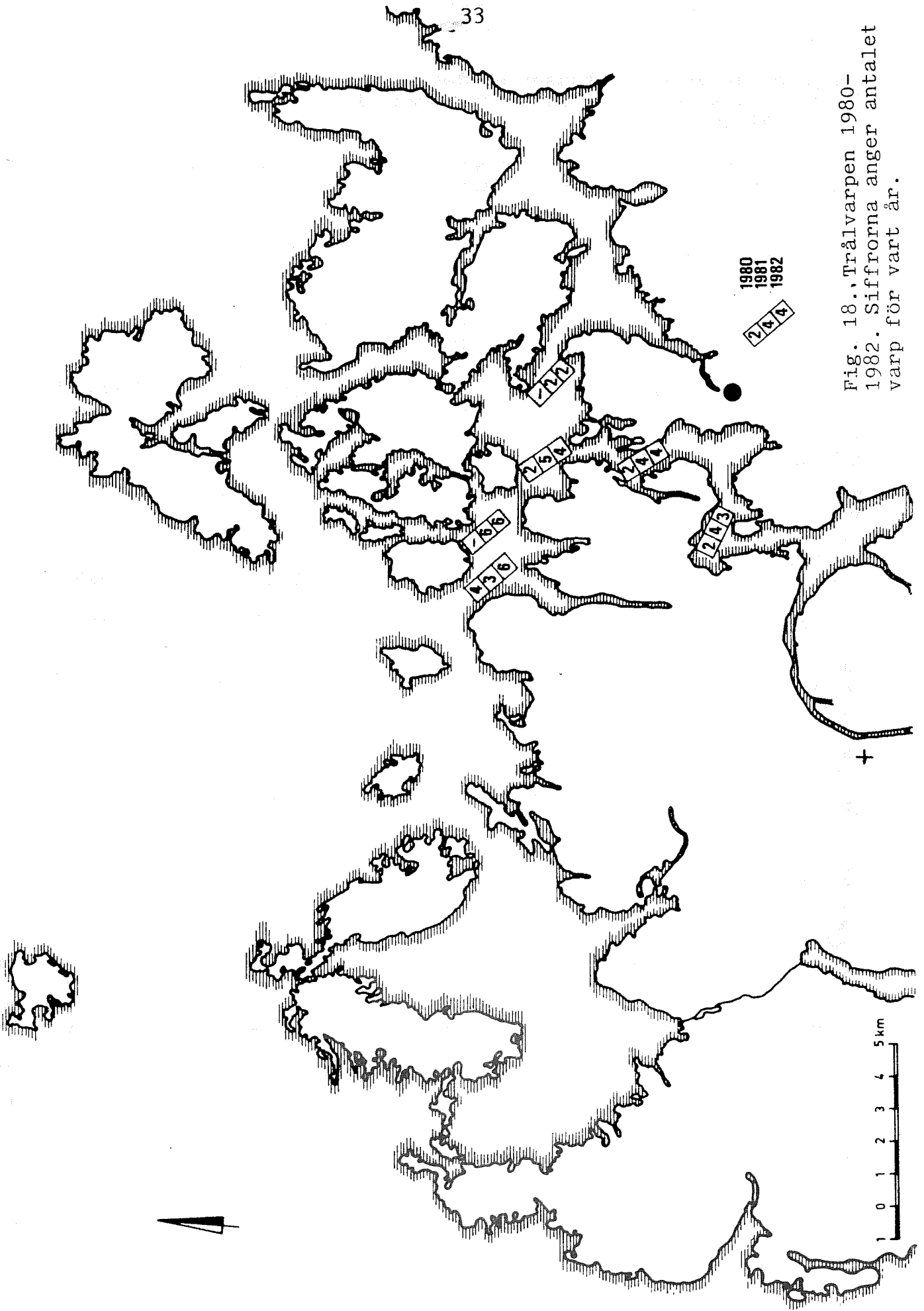


Fig. 18., Trälvarpen 1980-1982. Siffrorna anger antalet varp för vart år.

Fångsten av 0+ yngel konserverades i 70 % alkohol. Äldre fiskar räknades och mättes. Av kommersiellt viktiga arter togs fjällprov.

En sammanställning av trålvarpens antal, provtagningsstidpunkterna och fångstens storlek ges i tabell 5.

Tabell 5. Trålning 1980 - 1982, provtagningsperioder, totalantalet trålningar och totalfångsten.

År	1979	1980	1981	1982
Trålmodell	Seppänen (1972)	Seppänen (1972)	Seppänen (1972)	Björkö (1981)
Provtagningsperiod	3.7. Köklot	24.7.-25.8.	30.7.-12.11.	29.6.-26.10.
Trålningar	8	10	23	24
Fångst (0+)				
sik	-	-	-	7
siklöja	-	-	-	84
nors	-	684	2363	8252
gädda	-	-	2	-
strömming	2	4	168	1524
mört	-	-	5	30
björkna	-	-	-	2
braxen	-	-	1	3
id	-	-	1	-
löja	-	-	1	8
abborre	-	1	32	105
gös	-	32	-	9
gärs	-	1	-	32
Fångst (>1+)				
sik	-	-	-	1
siklöja	-	-	-	1
nors	-	-	-	87
strömming	-	-	-	3
björkna	-	-	-	3
mört	-	-	340	59 ^{a)}
braxen (1+)	-	-	81	2; 180 ^{b)}
löja	-	-	76	7
abborre (1+)	-	-	2	2 ^{b)}
gös (1+)	-	-	4	-
gärs	-	-	6	6

a) >1+

b) 2+

3.124 Provtagning av lak yngel

Hudd et al. (1983) har beskrivit provtagningen av lak yngel med hjälp av en skopa. Provtagningen gjordes 1982 för att undersöka förekomsten av lak yngel då ynglen håller till i grunda strandvatten. Provtagningspunkterna och resultaten beskrivs i avsnitt 4.382.

3.125 Övriga kvalitativa yngelprov

För den kvalitativa kartläggningen av yngelförekomsten har även flere olika håvar använts. Håvarna användes på kända och potentiella förökningsområden för att fånga yngel i littoralen.

3.126 Identifikation av ynglen och behandlingen av materialet

Identifikationen av ynglen bygger främst på Koblitskajas (1966) sammanställning. Resultaten kontrollerades delvis med hjälp av yngel kläckta ur känd rom. Oklarheter i bestämningsnycklarna för mörtfiskar redades ut med hjälp av Kennedys (1969) nyckel och odlat material. Förekomsten av eventuella deformationer hos ynglen studerades under mikroskop.

Ynglens totala längd mättes. Yngel < 15 mm mättes med hjälp av mikrometer med 0,1 mm noggrannhet, större med 1 mm noggrannhet. Storleksfördelningen i prov i vilka individantalet/art översteg 200 beräknades på basen av slumpprov som omfattade 100 - 300 individ.

För att möjliggöra en kvantitativ jämförelse mellan olika områden och tidpunkter har antalet yngel i fångsterna standardiserats enligt följande:

Not:	Fångst/varp
Gulf:	st/m ³ (både Gulf V och Gulf Olympia)
Trål:	st/15 min varp
Skopa:	st/skopa (gäller endast lak yngel)

3.2 ÖVERLEVNADSFÖRSÖK MED ROM OCH YNGEL SAMT UNDERSÖKNINGAR AV SPERMIERS RÖRELSETID

En förändring i rekryteringen kan vara en följd av att leken misslyckas eller att rommens och ynglens dödlighet ökar (t.ex. Baker & Schofield 1982). Enligt Leivestad et al. (1976) är rom- och yngeldödligheten den främsta orsaken till reproduktionsförlusterna i samband med försurningen av sjöar. För att undersöka surt dräneringsvattens inverkan på förutsättningarna för en lyckad befruktning mättes spermernas rörelsetid som en funktion av vattnets pH. Överlevnadsförsök med rom och yngel gjordes för att undersöka effekten av surt dräneringsvatten på dödligheten. Eftersom de vatten som användes vid försöken härstammade från mynningsområdet påverkas resultaten förutom av surheten också av t.ex. de höga metallhalterna i vattnet (avsnitt 2.33). Resultaten visar således situationen i Kyro älvs mynningsområde och kan inte utan vidare överföras på andra områden.

3.21 Laboratoriestudier av överlevnad

Laboratoriestudier av ynglens överlevnad gjordes 1981 och 1982. 1981 undersöktes även abborrommens överlevnad och 1982 lakrommens överlevnad. Överlevnadsförsöken gjordes i glasburkar från 0,2 till 0,5 l. Som försöksvatten användes vatten från Vassor fjärd, där en klar pH gradient har observerats (Hudd et al. 1981, 1982), samt surt dräneringsvatten från pumpstationerna vid Larvbäcken, Munsmoströmen och vatten från Kyro älvs mynningsområde. Genom att utnyttja vatten från olika provtagningspunkter kunde en pH gradient skapas i laboratoriet. I vissa fall skapades mellanliggande pH nivåer genom att blanda de olika vattnen. De suraste vattnen härstammade från Larvbäckens pumpstation. För varje pH nivå gjordes flere parallellförsök. De undersökta arterna, det sammanlagda antalet yngel, pH gradienten samt vattentemperaturen framgår av tabell 6. Lakrommens överlevnad undersöktes genom att placera nybefruktad lakrom i sumpar (fig. 20). Då c. 3 veckor återstod till den förväntade kläckningen förflyttades rommen till laboratoriet. Abborrommen insamlades på ögonpunktstadiet c. 1 vecka gammal och placerades i pH gradient.

Rommens och ynglens överlevnad kontrollerades med 4-24 timmars mellanrum. Kläckta yngel räknades. Vid varje kontrolltillfälle räknades antalet levande yngel. Döda yngel (hjärtverksamheten upphört) avlägsnades vid varje kontroll. Försöken pågick tills dödligheten i de akvarier som hade de högsta pH värdena ökade.

Tabell 6. Överlevnadsförsöken med rom och yngel.

Art	Abborre	Mört	Lake	Gädda	
antal romkorn	399 st	-	65	-	1762
Yngelantal	400 st	265	-	239	
Utvecklingsstadium	Gulesäck	efter gulesäck	rom	efter gulesäck	
Temperatur	17-20°C	7,5-15	2-5	10	7,5-15
pH-gradient	4,4-6,2	4,4-6,5	4,3-6,2	4,3-6,1	4,3-5,1
Försökets längd (d)	10	11	21	18	30

3.22 Spermiers rörelsetid

Lekmogna hanar av nors, sik, gädda, braxen, abborre och lake sumpades. Mjölke blandades med vatten ur en pH gradient som byggde på vattenprov från mynningsområdet. Spermiernas rörelsetid mättes från ögonblicket spermier blandades med vattnet tills spermiernas framåtsimmande rörelser upphört. Efter denna tidpunkt rör sig ännu enskilda spermier framåt och vissa gör snurrande rörelser utan att komma framåt (Hochman et al. 1974). Dessa beaktades emellertid inte, eftersom man kan utgå från att chanserna för en befruktning minskar drastiskt efter att de kollektiva rörelserna upphört. Rörelserna följdes under 50 - 200 ggr förstoring. Vid varje pH nivå användes mjölke från 2 - 4 hanar.

3.23 Sumpning av rom

Rom av sik, gädda, braxen och lake sumpades i mynningsområdet. Sumpningen av sikrom gjordes med sumpar utvecklade av Sipponen (1977). Gädd- och lakromsumparnas konstruktion (1982) framgår av fig. 19. Braxenrom sumpades i öppet kärl vid stranden av Vassor (1982).

Den rom som sumpades var befuktad på konstgjord väg. Braxen-, gädd- och lakrommen härstammade från undersökningsområdet, medan sikrommen härstammade från rominsamlingen vid Ijo älv. Laksumpningen avbröts 5.4.1982, men romutvecklingen följdes upp i kylskåp. Sumpningsplatserna framgår av fig. 20.

3.3 FISKMÄRKNINGAR

Lekpopulationer av nors, gädda, braxen, abborre och lake har märkts inom undersökningsområdet 1978 - 1982. Här ingår både märkningar som gjorts inom ramen för Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets egna undersökningar och märkningar som gjorts i samband med fiskeriundersökningen av Kyro älvs mynningsområde. Antalet märkta fiskar, märkningstidpunkten, märkningslokalen, märkestypen och återfångsterna fram till den 5.1.1983 ges i tabell 7.

Tabell 7. Fiskmärkningarna inom undersökningsområdet 1978-1982. B = Bandmärke, C = Carlin märke, L = Leas märke.

	Tidpunkt	Lokal	Märke	Antal fiskar	Återfångst -5.1.1983	Återfångst %
Nors	April 79	Köklot	B	509	12	2,4
	April 80	Köklot	L	600	119	19,8
	April 80	Köklot	B	543	17	3,1
	Maj 82	Brudsund	L	800	194	24,3
Gädda	Maj 81	Österfjärden	C	359	68	18,9
	Maj 81	Tottesund	C	103	8	7,8
Braxen	Maj 78	Österfjärden	C	389	53	13,6
	Maj 79	Österfjärden	C	131	12	9,2
	Maj 80	Österfjärden	C	111	14	12,6
	Maj 81	Österfjärden	C	479	33	6,9
Abborre	Maj 81	Söderfjärden	B	900	27	3,0
	Maj 82	Söderfjärden	C	734	28	3,8
	Maj 82	Köklot	L	148	32	21,6
	Maj 82	Köklot	B	499	12	2,4
Lake	Feb 80	Köklot, Kvimo, Särkimo	C	449	157	35,0
	Feb 81	Köklot, Kvimo, Särkimo	C	511	82	16,0

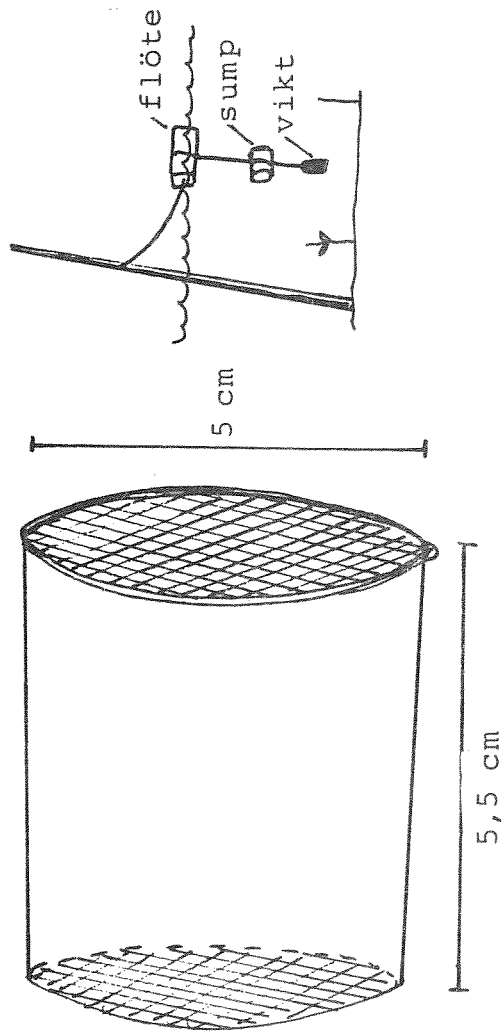


Fig.19.Romsump för sumpning av lakrom och gäddrom.

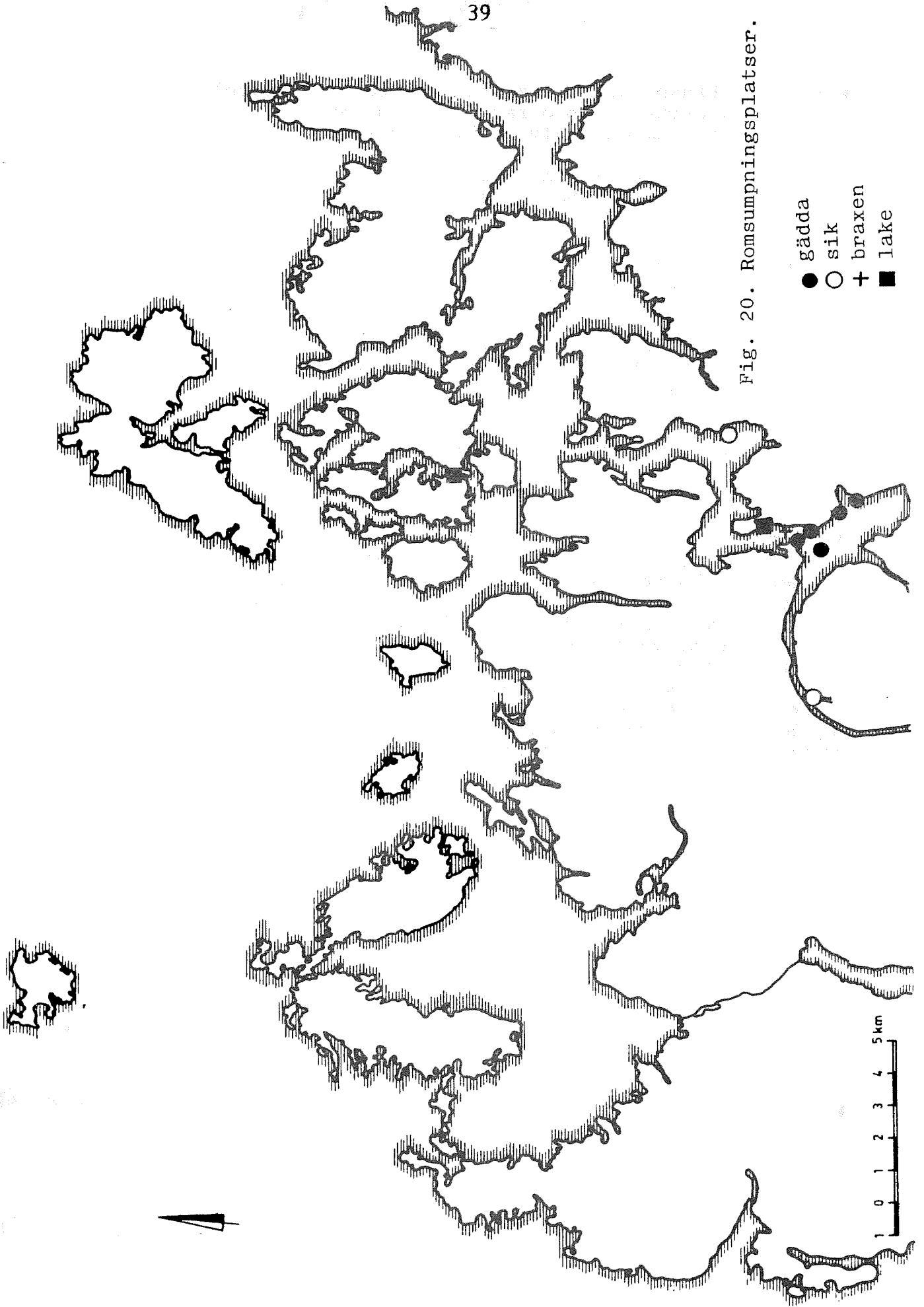


Fig. 20. Romsumningsplatser.

- gädda
- sik
- + braxen
- lake

Gäddorna, braxnarna och lakarna märktes individuellt och varje fisk mättes. Abborrarna och norsarna märktes som grupp och uppgifter om de individuella fiskarna registrerades inte.

Återfångsterna har registrerats på kartor. Återfångsterna under olika årstider har behandlats skilt liksom även återfångster under lektid.

De märkningar som gett flere års återfångster har använts för att beräkna den momentana totaldödligheten enligt Ricker (1975, s.105, 119).

Man bör observera att de märkningsresultat som redovisas i denna rapport inte är slutgiltiga, eftersom återfångster ännu är att vänta.

3.4 FÅNGST- OCH POPULATIONSPROV OCH BEHANDLINGEN AV DEM

3.41 P r o v

Fångst och populationsprov finns tillgängliga från åren 1978 - 83. En stor del av proven härstammar från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets normala provtagningsprogram och en del har samlats in i samband med fiskeriundersökningen i Kyro älvs mynningsområde. Här behandlas proven utan åtskillnad. Den årliga mängden insamlat material fördelad på de olika arterna framgår ur tabell 8. Fiskarnas ålder har bestämts vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet utgående från fjäll (sik, gädda, braxen, abborre), otoliter (nors, lake), cleithrum (gädda) och operculum (abborre). Personer med tidigare erfarenhet av åldersbestämning har bestämt åldrarna.

Tabell 8. Antalet fångst- och beståndsprov från undersökningsområdet 1977 - 83. a) Materialet har analyserats av Lehtonen (1981).

Art	År	Antal individ
sik	1976	62 ^{a)}
	1977	68 ^{a)}
	1978	261 ^{a)}
	1979	866 ^{a)}
	1980	512 ^{a)}
	1981	253
	1982	477
siklöja	1982	44
nors	1979	150
	1980	162
	1981	450
	1982	529
gädda	1980	162
	1981	169
	1982	191
braxen	1978	203
	1979	318
	1980	220
	1981	556
	1982	423
abborre	1981	208
	1982	166
gös	1981	149
	1982	52
lake	1979	151
	1980	215
	1981	208
	1982	325

3.42 Tillväxt

Tillväxten har beräknats genom att jämföra olika åldersgruppers medellängd och -vikt.

Åldersgrupper som uppenbarligen har påverkats av bragdernas eller det kommersiella fiskets selektivitet har uteslutits ur tillväxtanalysen.

För att få ett matematiskt uttryck för tillväxten har von Bertalanffys tillväxtekvation (1938) tillämpats på längdtillväxten. Parameterbestämningen har gjorts med hjälp av iteration enligt dataprogram sammanställt av Abramson (1971) på statens datacentrals Univac-1108 maskin. Längd - vikt - förhållandet har beräknats med hjälp av en allmän

exponentialfunktion $W = aL^b$, där W = vikt och L = längd. Med hjälp av lg-transformation har en lineär regressionskurva beräknats.

3.43 D ö d l i g h e t

Den momentana totaldödligheten har beräknats utgående från åldersfördelningen. Då det varit möjligt har fångsten per fångstansträngning beräknats skilt för varje åldersgrupp och år, varefter dödligheten beräknats enligt den metod bl.a. Ricker (1975, s. 36-40) publicerat. I de fall uppgifter om fångsten per fångstansträngning inte kunnat användas, har den procentuella åldersfördelningen använts. dvs. man har antagit att fångsten per fångstansträngning hållits konstant (Ricker 1975, s. 29). Ytterligare har i vissa fall fångstkurvor (Ricker 1975, s. 33) använts. De är emellertid inte särskilt användbara inom undersökningsområdet, eftersom stora variationer i årsklassernas styrka kunnat konstateras hos flere av arterna.

Den momentana naturliga dödligheten har inte kunnat uppskattas inom undersökningsområdet, utan undersökningen bygger på litteraturuppgifter om den naturliga dödligheten. I analyserna har vanligen tre olika nivåer använts för att så långt som möjligt kunna täcka den variationsbredd som kan förekomma inom undersökningsområdet.

3.44 F å n g s t p e r r e k r y t m o d e l l e r

För att få en uppfattning om hur det nuvarande fisket utnyttjar fiskbestånden inom undersökningsområdet med avseende på tillväxt och dödlighet har Jones' modifikation (1957) av Beverton och Holts (1957) fångst per rekryt - modell tillämpats på materialet. Beräkningarna har gjorts enligt ett program publicerat av Abramson (1971) på statens datacentrals Univac-1108 datamaskin. Fångsten per rekryt har analyserats för olika nivåer på den momentana naturliga dödligheten och olika rekryteringsåldrar.

3.45 P o p u l a t i o n s a n a l y s

Populationsanalysen ger en bild av beståndets historia i form av årsklassernas storlek och fiskedödlighetens utveckling. Materialet har behandlats med hjälp av en populationsanalysmodell (Fry 1957, Pope 1972) i de fall en tillräckligt lång tidsserie av fångstprov funnits tillgänglig. Beräkningarna har gjorts på statens datacentrals Univac 1108 med hjälp av ett program sammanställt vid Danmarks Fiskeri og Havundersøgelser (opubl.).

Populationsanalysen kan även väl användas i simuleringssyfte (Hildén & Salojärvi 1982). Simuleringen har gjorts med hjälp av ett räknarprogram utvecklat av Hildén (1983). Simuleringen bygger på givna dödlighetsvärden och en given rekrytering. Simuleringen har tillämpats på braxenmaterialet.

3.5 FÅNGSTUPPGIFTER

3.51 U p p s k a t t n i n g e n a v t o t a l f å n g s t e n

För beräkningen har följande uppgifter använts. Eftersom uppgifterna delvis härstammar från samma grundmaterial kompletterar de varandra.

1. Statistik över mängden invägd fisk. Vasanejdens fiskandelslags invägningsstatistik sträcker sig tillbaka till 1944. Partihandlarna Skog, Näsman och Snickars har ställt sin bokföring för åren 1967-79 och Smirnoff för åren 1974-76 till vårt förfogande. I statistiken saknas emellertid en del av invägningen. Andelen fiskare, som invägningen omfattar ges i tabell 9. Fiskinvägningen ger en bild av den kommersiella fångstens utveckling, men den del av fångsten som sålts direkt i byarna eller till små enskilda uppköpare saknas. Då fångsterna är stora är denna del av fångsten relativt liten, men dess betydelse ökar då fångsterna går ned.

2. Intervjuuppgifter om mängden invägd foderfisk. Genom personlig kontakt med foderuppköpare vid fiskesäsongens slut har uppgifter om mängden invägd foderfisk erhållits. Dessa uppgifter ger en relativt god bild av norsfångsten inom området.

3. Österbottens fiskarförbunds fångststatistik. Österbottens fiskarförbund gör årligen upp fiskestatistik för de olika kommunerna inom sitt verksamhetsområde. I undersökningen har uppgifterna om fångstens storlek i Maxmo och Korsholm använts.

4. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets fångststatistik. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet har samlat in uppgifter om fisket med hjälp av blanketten "Fisket i havet" sedan 1976. Eftersom undersökningsområdet omfattar en och en halv fångstruta (ruta 24 och $\frac{1}{2}$ 23) har forskningsinstitutets datalistor inte kunnat användas för alla arter, utan fångsterna har räknats ut för hand. Tabell 10 ger svarsprocenten byavis. För att uppnå maximal noggrannhet har svarsprocenten räknats ut byavis. Denna statistik ger en bild av det yrkesmässiga fisket samt uppgifter om fångstansträngningen och fångsten/fångstansträngning.

5. Fiskeriförfrågan. För att klarlägga husbehovs- och fritidsfisket inom området gjordes en fiskeriförfrågan om 1981 års fiske (Sepponen & Hildén 1983). Uppgifterna ur fiskeriförfrågan ger grunden för beräkningen av husbehovs- och fritidsfiskarnas fångst. Från fångstuppgifterna har den angivna andelen försäld fisk subtraherats, eftersom den ofta ingår i partihandelsstatistiken. Då uppgifter om husbehovs- och fritidsfisket saknas för tidigare år har fångsten ansetts relativt konstant under 1970-talets senare hälft.

Ovanstående uppgifter ger en bild av totalfångsten och dess utveckling. Uppskattningen är inte komplett men fångstnivån och den allmänna utvecklingen fås med tillfredställande noggrannhet.

Tabell 9. Sammanställning över de enskilda fiskarnas försäljning till olika partiaffärer. Endast fiskare som uppgett att de sålt 90 % eller mera av fångsten till en och samma partiaffär har beaktats.

	n	Köklot	Iskro	Jungsund	Petsmo	Osterhankro	Totesund	Maksno	Kvino	Lövsund	Brudsund	Särkingo	Teugno	Oster-	Vesterö	Oxkangar
1960-talet		7 1)	8 1)	3	5 2)	12 2)	5 4)	5 5)	15	18 6)	4	23 7)	6			
VSKO, Näsman		1	4	0	3	10	3	3	15	8	4	22	6			81
utom samman-		5	3	3	0	0	0	1	0	3	0	0	0			15
räkningen																19
1976-1979		VFNA, N-S, SKOG	7	8	3	5	12	4	3	15	18	4	22	6		107
utom samman-			0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	3
räkningen																3

Anmärkingar:

n: antalet intervjuade fiskare. Makar, söner noterade som skilda säljare av fisk.

VNFA: Vasanejdens fiskandelslag

- 1) 1 fiskare fiskade inte på 1960-talet
- 2) 1 fiskare fiskar enbart foderfisk, 1 fiskare fiskade inte på 1960-talet
- 3) 2 fiskare fiskade inte på 1960-talet
- 4) 2 fiskare fiskade inte på 1960-talet, 1 fiskare säljer 10-20 % själv
- 5) 1 fiskare fiskade inte på 1960-talet
- 6) 5 fiskare fiskade inte på 1960-talet, 2 fiskare sålde c. 50 % till Vikingaf och 50 till VNFA på 1960-talet
- 7) osäkra uppgifter om hur många som inte fiskade på 1960-talet

Vassor-Hagnäs-Kuni: främst VNFA och privatförsäljning på 1960-talet, på 1960-talet också i fiskare till Smeds & Häggblom

Kaitsor: 1960-talet Näsman, Vasanejdens fiskandelslag.

Tabell 10. Svarsprocenten byavis på Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets frågeblankett "Fisket i havet".

By	1976	1977	1978	1979	1980
Köklot	67	17	67	83	67
Iskmo	44	56	56	56	67
Petsmo	25	25	25	25	25
Österhankmo	40	40	40	40	60
Tottesund	67	33	67	67	67
Kvimo	67	17	67	50	33
Lövsund-Brudsund	-	22	33	22	22
Särkimo	46	38	31	38	54
Österö-Västerö	8	16	16	20	28
Teugmo	-	-	20	-	-
N. Jungsund	-	-	67	33	67
S. Jungsund	-	-	100	100	-

3.52 Kompletterande uppgifter om fångstutvecklingen

Intervjun av fiskare 1980 (Hudd et al. 1981) gav uppgifter om fångstens allmänna utveckling. Dessa uppgifter har använts som bakgrundsinformation då de möjliga konsekvenserna av fiskdöd och bortfall av rekrytering analyserats samt för att stöda de antaganden som gjorts i simuleringarna av beståndens utveckling.

I fiskeriförfrågan ombads fritids- och husbehovsfiskarna att ge uppgifter om beståndens utveckling under de senaste 3 åren. Dessa uppgifter har jämförts med statistiken över det kommersiella fiskets utveckling.

3.6 FISKET

3.61 Fiskarintervju

Utgående från Österbottens fiskarförbunds medlemsförteckningar och uppgifter av sagesmän i de olika byarna intervjuades sammanlagt 132 fiskare 1980 (Hudd et al. 1981). Varje fiskare intervjuades personligen enligt en på förhand uppgjord intervjublankett (bilaga 1). Blanketten anpassades till de lokala förhållandena i samarbete med Österbottens fiskarförbund och tidigare observationer av fisket. Blanketten kan m.a.o. inte utan vidare tillämpas på andra områden.

Intervjuuppgifterna har använts för att skapa en helhetsbild av fisket inom undersökningsområdet samt för att beskriva fiskets utveckling.

3.62 Uppdelningen i fiskarkategorier

Intervjun nådde både yrkesfiskare och en del husbehovsfiskare. För att analysera yrkesfisket närmare betecknades fiske som gav 5 % eller mera av matlagets årliga inkomst 1979 som yrkesmässigt fiske. Därtill ansågs fiskare som fångade foderfisk för eget pälsdjursbruk bedriva yrkesmässigt fiske, trots att de inte har egentliga försäljningsinkomster från fisket. Fiske, som gav mindre än 30 % av matlagets inkomst betecknades som binäringsfiske. Veterligen har alla fiskare, vars hushåll 1979 fick över 5 % av inkomsterna från fisket, och som bor inom undersökningsområdet, intervjuats.

Husbehovs- och fritidsfiskarna skiljdes inte åt i fiskeriförfrågningen, men däremot behandlades de olika befolkningsgrupperna lokalbefolkning, sommarstugeägare och medlemmar i Vasa sportfiskare rf. separat. (Sepponen & Hildén 1983).

3.63 Investeringar i fisket

I samband med intervjun 1980 (Hudd et al. 1981) sammanställdes uppgifter om investeringar i fisket. De penningvärden som anges är alla givna enligt 1980 års prisnivå och penningvärde.

Fiskarna har i allmänhet uppgett värdet på fasta anläggningar enligt ett försäkringsvärde eller ett uppskattat gängse värde. I de fall det varit svårt att uppskatta byggnadens värde har byns/områdets medelvärde för anläggningar av motsvarande typ och ålder getts. Övriga fasta anläggningar och utrustning vilkas värde inte kunnat fastställas har getts ett riktvärde enligt följande: Brygga 500 mk, vilket innefattar trävirke och det arbete som lagts ned på den, dragkälke 500 mk, moped 500 mk, cykel 100 mk och sparkkälke 100 mk.

Anlagda vägar har noterats i de fall, då fiskarna är beroende av dem för att utöva sin näring, t.ex. i Särkimo har vägar ut till landsvägen beaktats.

Bragderna har värderats enligt ålder med hjälp av Österbottens fiskeriförsäkringsförenings ombudsman E. Ävik, Oy A. Lindeman Ab:s prislista och direktör A. Björkman vid Björkö telnfabrik. Ryssjornas medelålder har bestämts så att förnyade delar har beaktats. Oanvända bragder har värderats enligt den ålder de hade vid bortfall från fiske.

I fall en fiskare uppgett två värden för utrustningens värde, bragderns antal el. dyl. har medelvärdet använts.

3.64 T i d s o m a n v ä n t s v i d r e n g ö r i n g a v b r a g d e r o c h f i s k e f ä r d e n s l ä n g d

Vid redovisningen för rengöring av bragderna har en arbetsdag ansetts vara 8 timmar. Om man under tidigare år inte har behövt rengöra bragderna, har värdet 0,1 getts för att göra det möjligt att få ett förhållande till 1979 års värde. Färdvägens längd innefattar tiden (t, min) brygga-bragder-brygga men inte den tid som åtgår då bragderna vittjas. Vid behandlingen av bränsleåtgången har förbrukningen av de olika bränsletyperna sammanställts.

Ifall en fiskare uppgett två värden för rengöringen av bragderna ellet färdvägens längd har ett medeltal använts.

3.65 F i s k e t s f e n o l o g i

Intervjun 1980 (Hudd et al. 1982) gav uppgifter om vilka bragder som används och när de används. Uppgifterna om fiskets fenologi har kompletteras med de månadsvisa uträkningarna av fiskevägningen (avsnitt 3.51) och med information ur Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik som också ger de månatliga fångsterna.

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 FISKERIHUSHÅLLNINGEN I KYRO ÄLVS MYNNINGSOMRÅDE

4.11 De intervjuade fiskarna

De år 1980 intervjuade 132 fiskarnas boningsort framgår av fig. 21. I endel hushåll bor flera fiskare, vilket inte framgår av figuren. Inom undersökningsområdet fiskar också ett antal fiskare som inte har blivit intervjuade eftersom de bor utanför undersökningsområdet. Dessa fiskare bedriver tidvis fiske vid Mickelsörarna. I tabell 11 ses hur stor del fisket utgör av de intervjuade fiskarhushållens utkomst. Eftersom fisket underställts matlagets alla inkomster kommer dess betydelse för hushållen i sin helhet att belysas.

Tabell 11. Antal intervjuade matlag och fiskets andel av deras utkomst.

År	Köklöt	Iskmo	Jungsund	Petsmo	Österhankmo	Vassor-Hagnäs-Kuni	Tottesund-K:by	Kaitsor	Kvimo	Lövsund-Brudsund	Särkimo	Teugmo	Österö-Västerö	Oxkangar	Totalt
1- 4					4	10	2	2	1	4		4	3	2	32
5-19	1	1		1	3		2		1	7	5	2	17	2	42
20-39		2	1	1	2		1		2	4	1	4	3		21
40-59					1						3		1	1	6
60-79	1	1			2						1				5
80-100	6	5	2	3			1		2		5		2		26
	8	9	3	5	12	10	6	2	6	15	15	10	26	5	132

Medelåldern hos de fiskare, som bedrev yrkesmässigt fiske var 1980 47,6 år. Eftersom det ingår ett antal pensionärer höjs medelåldern. Tabell 12 visar åldersfördelningen bland de intervjuade fiskarna, som bedrivit yrkesmässigt fiske 1979.

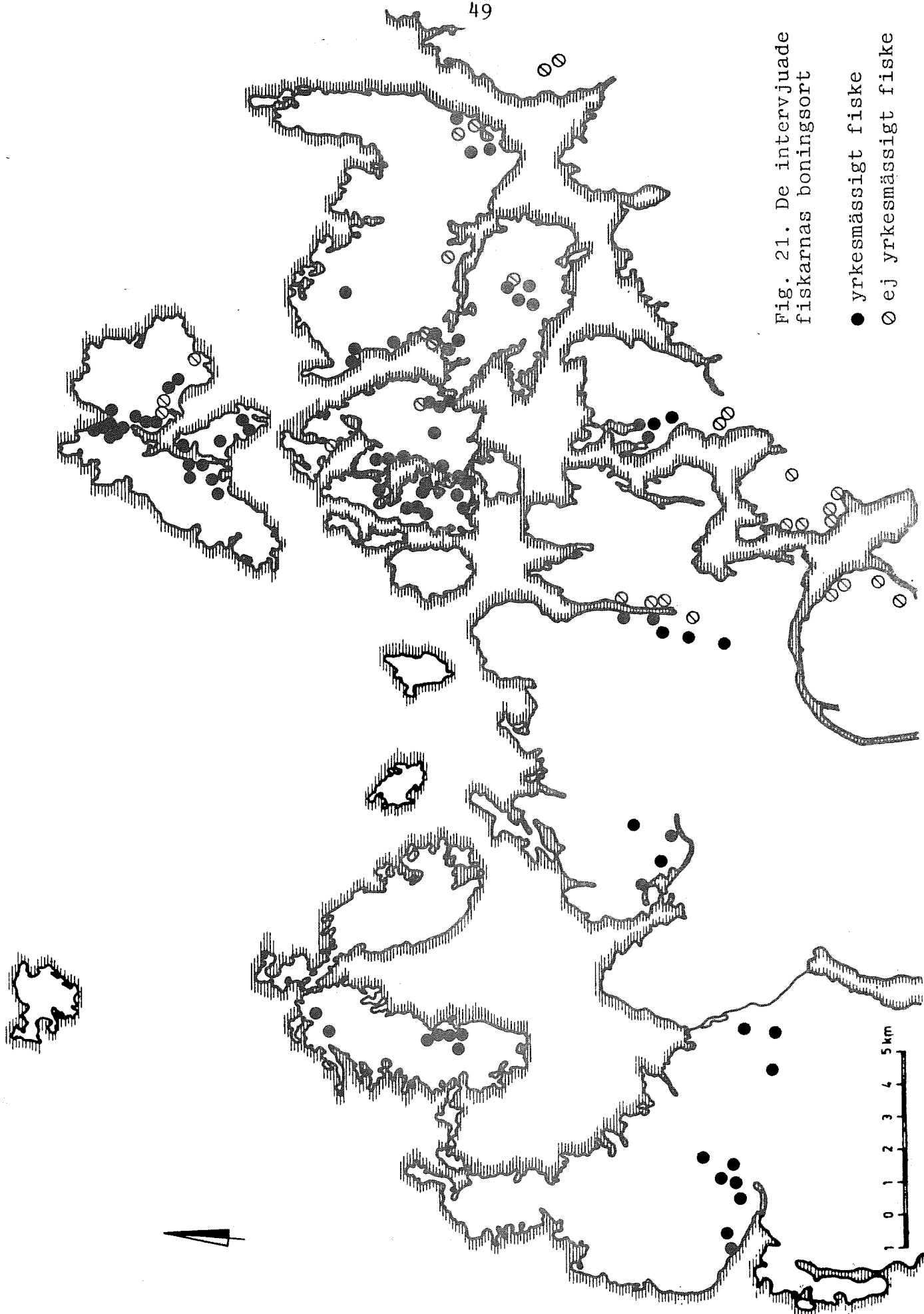


Fig. 21. De intervjuade fiskarnas boningsort

- yrkesmässigt fiske
- ej yrkesmässigt fiske

Tabell 12. Aldersfördelningen hos fiskare i yrkesmässigt fiske i matlag som fick 5-29 % eller 30-100 % av sina inkomster från fiske 1979.

Födelseår	Köklot		Iskmo	Jungsvund	Petsmo	Öster- hankmo	Vassor-Hag- näs-Kuni	Tottensund- K:by	Kaltsor	Rvimo	Lövsund- Brudsund	Särkimo	Teugmo	Österö- Västerö	Oxkangar	Totalt			
	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100	5-29	30-100		
1900-1909						1		1			1	1	1			1	4		
1910-1919			1	1	1	1					2	2	1			4	7		
1920-1929	3		2	2	2	1				3	3	1	1		1	1	16		
1930-1939	3		2	1	1		1			1	3	2	1		1	1	10		
1940-1949		1				1		1			2	2	1		3	3	9		
1950-1959						1		1		1		2	1		2	1	4		
1960-1969			2			1					1	1	1		1	3	2		
	7	1	6	3	3	3	5	1	3	4	1	10	5	4	4	19	1	2	44
											11	10	2	4	1	2	44	56	

År 1980 bodde 248 personer i matlag, i vilka det bedrevs yrkesmässigt fiske (tabell 13). Fiskets betydelse belyses av att mera än hälften av byarna hade över 10 % av sina invånare bosatta i matlag, i vilka yrkesmässigt fiske bedrevs.

Många sagesmän och deras familjemedlemmar fick biinkomster av näringsgrenar med anknytning till fisket, t.ex. båtbyggnad, verkstäder, nätmontering, fodertillverkning, transporter, grävarbeten, butiksrörelse, o.s.v. I Maxmo fick anmärkningsvärt många binäringsfiskare sin huvudsakliga utkomst inom pälsdjursnäringen. Ofta var också det som angavs som "diverse arbete åt andra" arbete inom pälsdjursnäringen t.ex. fodertillverkning, pälsning och byggnadsarbeten. Fig. 22 visar fördelningen av fiskarnas binäringar och binäringsfiskarnas huvudnäringar.

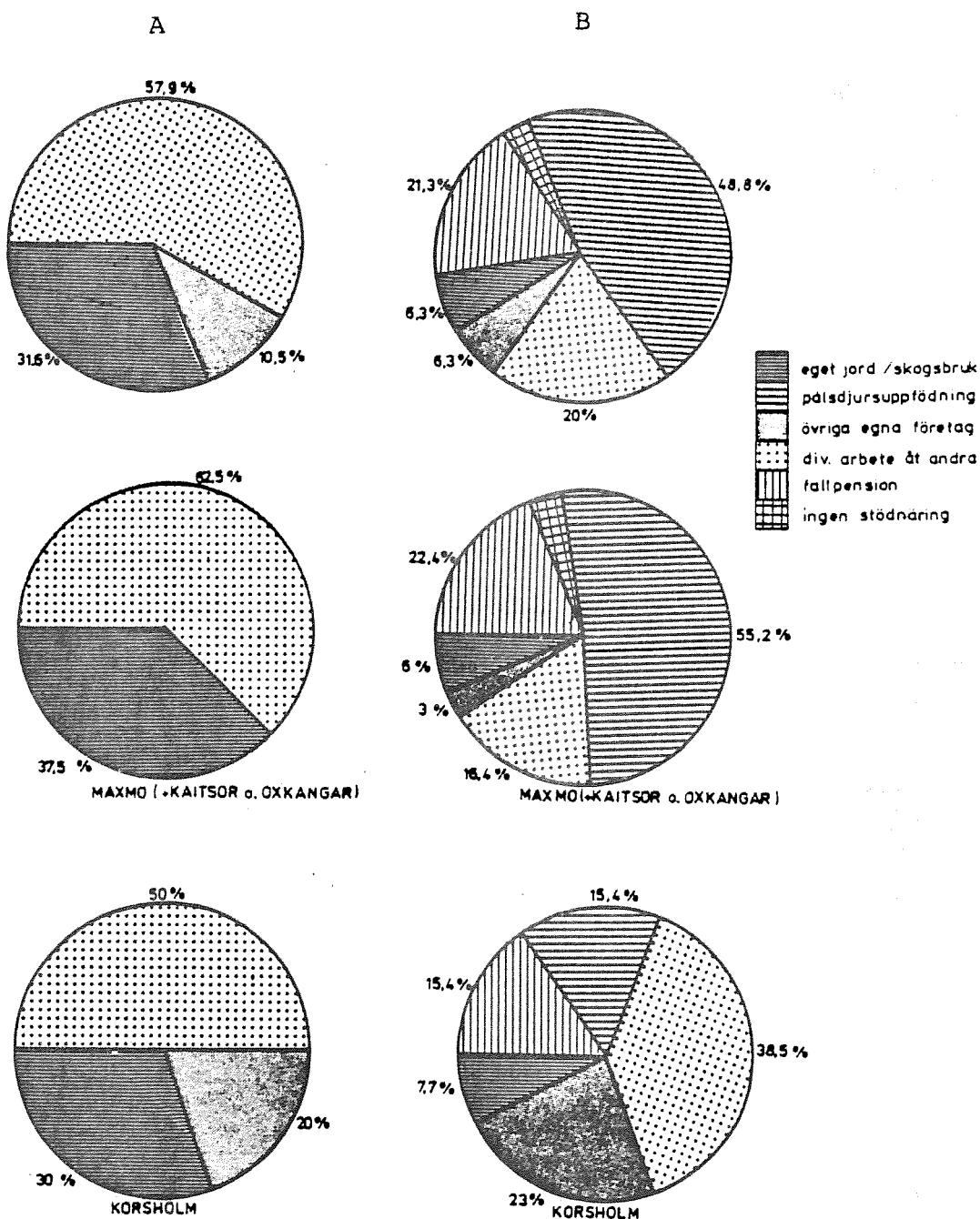


Fig. 22. Yrkesfiskarnas (A) binäringar och binäringsfiskarnas (B) huvudnäringar. De översta cirklarna visar situationen i hela undersökningsområdet.

Tabell 13. Antal personer bosatta i matlag, där 30-100 % och 5-100 av inkomsterna 1979 kom från fiske. Procentandel personer bosatta i matlag med yrkesmässigt fiske av byns hela befolkning. (Byns mantalsskrivna befolkning 1.1.1980 given av Kommunalkanslierna i Korsholm, Maxmo, Oravais och Vörå).

by	fiskets andel av matlagets inkomster				mantalsskriven befolkning
	30-100 %		5-100 %		
	st	%	st	%	
Köklot	21	26,6	24	30,4	79
Iskmo	17	10,0	18	10,7	168
Jungsund	3	0,8	3	0,8	393
Petsmo	6	1,3	11	2,5	447
Österhankmo	10	4,7	15	7,0	215
Vassor-Hagnäs-Kuni	-	-	-	-	508
Tottesund-K:by	1	0,7	8	5,6	143
Kaitsor	-	-	-	-	158
Kvimo	9	10,2	15	17,0	88
Lövsund-Brudsund	-	-	24	24,6	138
Teugmo	-	-	10	-	-
Särkimo	24	13,3	39	21,5	181
Österö-Västerö	12	7,4	70	43,2	162
Oxkangar	7	7,8	11	12,1	91

1) byarna Lövsund, Brudsund, Teugmo och Djupsund sammanlagt

4.12 Anläggningar och utrustning i det yrkesmässigt bedrivna fisket

4.121 Fasta anläggningar

De flesta fasta anläggningar finns i nära anslutning till böningsorten (fig. 21) eller i anslutning till fiskarbastun (fig. 23). Värdet på de fasta anläggningarna, enligt försäkringsvärde, uppskattat gängse värde eller beräknat medelvärde framgår av tabell 14. Det uppskattade genomsnittsvärdet för en brygga är i många fall lågt värderat. Emedan muddringarnas och vägarnas gängse värde inte har kunnat uppskattas, anges endast deras antal. Muddringarna är oftast hammuddringar av begränsad omfattning. I de flesta fall har grävnings- och muddringsarbeten utförts av företagare, som bor inom området. I området finns också hamnar och vägar, som byggts av staten, kommunen, fiskelag och fiskargillen (bl.a. Trafikministeriet 1976, Österbottens fiskarförbund 1976a).

Flera fiskare, speciellt många yngre, har ofta byggt sitt hus så, att dess nedre våning eller någon tillbyggnad används som verkstad för fisket. Det är i dessa fall svårt att uppskatta värdet på anläggningen och uppskattningen har inte gjorts i denna utredning.

I varje by finns ytterligare fasta anläggningar för fiske, men de kommer inte fram i tabellen eftersom fiskeriförhållandena under 1970-talet har ändrats. Många i arbetsför ålder som tidigare fiskade yrkesmässigt bedriver nu endast husbehovsfiske,

Tabell 14. Antalet byggnader, vägar, hamn- och farledsarbeten och deras värde (mk) byavisa enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. De fasta anläggningarnas antal innefattar dels hela anläggningar, dels andelar i anläggningar. Värdet enligt 1980 års prisnivå.

	fiskarbatur		redskapsbodar båthus		bryggor		totalt värde mk 5-010	vägar (m)	hamn- och farledsarbeten									
	st 30-100	st värde mk 30-100	st 30-100	st värde mk 30-100	st 30-100	st värde mk 30-100			st 30-100	m 30-100	st 5-100							
Köklot	5,75	6,75	90600	105600	16	18	46300	48300	9	10	5500	6000	159900	1100	1100	8	8	
Iskmo	1,8	1,8	80000	80000	7,5	8,5	48000	73000	2)	2	2	1000	1000	154000	?	?	3) 4	4
Jungsund	1,5	1,5	17000	17000	4	4	8000	8000	2	2	800	800	25800	?	?	-	-	
Petsmo	3	5	45000	80000	3	4	8000	11000	7	10	7000	8060	99060	?	?	2	3	
Österhankmo	-	3	-	22000	2	7	33000	53000	1	6	1500	7500	82500	500	500	2	2	
Vassor-Hagnäs-Kuni																		
Tottesund-K:by	-	-	-	-	1	1	10000	11000					11000			1	60	1
Kaitsor																		
Kvimo	0,3	0,3	1500	1500	5,5	7,5	57000	58000	0,3	0,3	500	500	60000	200	200	1	2	
Lövsund -Brudsund	-	0,3	-	5000	-	8	-	28500	-	7	-	2750	36250			-	-	2
Särkimo	3,8	6,1	54000	87500	13	15,5	77500	89150	11,5	14	8250	9300	185950	?	?	5	15	
Teugno	-	1	-	15000	2	2,3	3000	3500	2	3	2000	2500	21000	3000	6000	2	3	
Österö-Västerö		3		63300	4	15,5	25400	69538	4	14	2500	12900	145738	75	375	-	4	
Oxxangar					2	3	3000	6000	1	2	500	700	6700	70	70	1	1	
	16,15	28,75	288100	476900	60	94,3	319200	458988	39,8	70,3	29550	52010	987898					

1) 35000 mk utanför området på Norrskär

2) 500 mk utanför området på Norrskär

3) 1 st utanför på Norrskär

Tabell 15. Antalet fortskaffningsmedel och andelar av fortskaffningsmedel samt deras gångse värde (mk) enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna kom från fiske. Värdet enligt 1980 års prisnivå.

	roddbåtar		båtar med hjälpmotor		motorbåtar < 26 fot		motorbåtar > 26 fot		anskaffningsår > 26 fot	båtar: värde mk 30-100 5-100	motorbåtar		dragkalkar		bilar, traktorer, mopeder och hästar		5-100 värde mk totalt					
	30-100 st	5-100 st	30-100 st	5-100 st	30-100 st	5-100 st	30-100 st	5-100 st			30-100 st	5-100 st	30-100 st	5-100 st	30-100 st	5-100 st		30-100 st	5-100 st			
Köklot	6	7	6	6	5	6	3	3	76,76,79	186500	199500	7	8	32500	36600	12	13	5700	11	35780	241800	
Iskro	-	-	3,5	3,5	5,5	7,5	1	1	78	175000	180000	8	9	49000	56500	8	9	4500	7	58000	124000	
Jungsund			1	1	2	2				25200	25200	3	3	15500	15500	4	4	2000	4	22200	64900	
Petsno	2	2	1	4	2	3	1	1	62	67000	72000	3	4	18500	23500	8	9	9500	3	8100	113600	
Österhanko	2	3	1	3	2	3	-	1	65	15000	40500	3	5	6200	16200	3	7	1100	5	22700	81750	
Vassor-Hagnäs-Kuni										2000	15000	1	2	4000	8000	2	3	1000	3	9200	33700	
Jottesund-K:by	1	2	1	4		1																
Kallsor																						
Kvimo	-	-	3	4	3	4				73000	76000	5	5	30000	30000	5	5	1500	6	22000	129500	
Lövsund-Brudsund	-	1	-	4	-	7	-	1	77	-	58250	-	4	-	25000	-	4	-	3	66100	150950	
Särkimo	4	5	9	13	5	7	4	4	79,75,80,80	302500	352000	18	20,5	113000	129250	16	20	7000	12	96500	586750	
Taugmo	-	-	-	2	1	3	1	1	75	11000	32500	2	3	20000	24000	2	3	1000	2	5600	63600	
Österö-Västerö	2	7	3	18	-	7	1	6	79,77,65,77,64,78	18950	206850	4	11	25500	68000	4	11	2050	10	48450	327800	
Oxkangar	-	1	1	3	1	1				7000	18100	1	3	4500	9500	1	3	300	1	2000	30600	
	17	28	29,5	65,5	26,5	51,5	11	18		883150	1100900	55	77,5	318800	442050	65	91	34650	45150	67	396550	1984650

sedan fisket blivit olönsamt. Detta gäller speciellt områdena Vassor-Hagnäs-Kuni-Tottesund och Kaitisor. Värdet på de fasta anläggningarna kommer därvid att överstiga 1 miljon mark.

4.122 Båtar och motorkälkar

I yrkesmässigt fiske 1979/80 användes 28 roddbåtar med hjälpmotor, 52 båtar under 26 fot (7,8 m) och 18 båtar över 26 fot (tabell 15). De flesta båtar, som är över 26 fot har anskaffats under senare hälften av 1970-talet. Båtarna, som används i yrkesmässigt fiske, har ett sammanlagt värde på över 1 miljon mark.

Motorkälkarna har gjort det möjligt att bedriva ett havsbetonat fiske också vintertid. Det gängse värdet på motor- och dragkälkar 1979/80 var nära en halv miljon mark. Förutom denna vinterutrustning används även t.ex. motorisbollar, isbillar och "nätharar". I intervjun klarlades inte för fisket behövliga reservdelar, reparationsverktyg, bränslelager osv. och deras värde.

4.123 Fångstredskap

Fångstredskapens gängse värde uppgick 1980 till 1 730 000 mk (1980 års prisnivå) (tabell 16-22), varav nära hälften utjordes av strömmingsryssjor. Inom området användes 6 253 vanliga nät och 956 specialnät i yrkesfisket. Med specialnät avses t.ex. djupa siknät och laknät samt strömmingsskötar (tabell 19).

Tabell 16. Antalet strömmingsryssjor, deras medelålder och gängse värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värdet anges för alla bragder i ågo enligt 1980 års prisnivå.

	i bruk				oanvända		värde mk	
	st 30- 100	st 5- 100	år 30- 100	år 5- 100	st	orsak	totalt 30-100	5-100
Köklot	18	21	6,7	6,5	3	ågo förh. bi- näringsfiske	98000	110000
Iskmo	14,5	18,5	8	8,2	0,5		51150	65750
Jungsund	6,5	6,5	6,2	6,2			37950	37950
Petsmo	6	9	7,7	8,4			32000	41000
Österhankmo	-	7	-	7,1			-	33000
Vassor-Hagnäs-Kuni Tottesund-K:by Kaitisor								
Kvimo	2,5	2,5	6,2	6,2				14500
Lövsund-Brudsund	-	8	-	6,3	2	för liten fångst		59200
Särkimo	13	25	4,3	4,5	6	dåligt vatten ingen fångst	123500	210500
Teugmo	3	5	10	10				15000
Österö-Västerö	2	23	4,0	7,4	3	för liten fångst		137700
Oxkangar	1	2	1	7		"		19000
	66,5	127,5			14,5		342600	743600

Tabell 17. Antalet lax- och sikryssjor, deras medelålder och gängse värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värde anges för alla bragder i ägo enligt 1980 års prisnivå. Oanvända bragder anges inom parentes.

	Laxfällor			Sikryssja			totalt värde mk 5-100
	st 30-100	st 5-100	år 30-100	st 30-100	st 5-100	år 30-100	
Köklot	1	1	15000	3	3	15	8000
Iskmo	3	3	a) 15750	(1)	(1)	15	2000
Jungsund							
Petsmo							
Österhankmo							
Vassor-Hagnäs-Kuni							
Tottesund-K:by							
Kaitsor							
Kvimo							
Lövsund-Brudsund							
Särkimo	1	2	5000	(1)	(3)	0	6000
Österö-Västerö			10000		b) 6		90000
Oxkangar							
	5	5	a) 20000 a) 15750	3 (2)	9 (5)	(7000)	(11000)
							107000

a) läggs på Norrskär

b) lax- och sikfällor av kombityp

Tabell 18. Antalet övriga ryssjor, över och under 1,5 m, deras medellålder och gängse värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värde anges för alla bragder enligt 1980 års prisnivå. Oanvända bragder anges inom parentes.

	ryssjor över 1,5 m				ryssjor under 1,5 m			
	st 30-100	st 5-100	år 30-100	värde (mk) 30-100	st 30-100	st 5-100	år 30-100	värde (mk) 30-100
Köklot	13	13	9,2	7000	4	4	5,5	800
Islkno	1	1	10	800	50	(2)	15	(400)
Jungsund	0,5 (1)	0,5 (1)	10	400 (800)	90	90	15	5000 9000
Petsmo	19	19	8,9	10700	(6)	(6)	8,5	(1200)
Österhankno	19	19	8,9	10700	14	14	8,5	2800
Vassor-Hagnäs-Kuni	2	6	7,3	3800	(10)	(10)	8,5	(2000)
Tottesund-K:by	11,5	15,5	6,5	7750	2	2	6	400
Kaitsor	29	21	8,2	9750				
Kvimo	(3)	(13)	8,5	12200 (9300)				
Lövsund-Brudsund	29	38	5	27750	6	11	3	3370
Särkimo	(3)	(6)	3,4	21750 (5925)			4,3	2370
Teugmo	5	3	6	2100				
Österö-Västerö	5	9	7	3250				
Oxkangar	77	122	8,8	82225	164	173		24970
	(4)	(8)	(1)		(6)	(18)		

Tabell 19. Antalet specialnät, deras medelålder och gånge värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värdet anges för alla brauder i ågo enligt 1980 års prisnivå. Oanvända brauder anges inom parentes.

	Laxnät			Strömmingsskötar			Djupa laknät			Djupa braxennät			Djupa siknät			
	st	st	år	st	st	år	st	st	år	st	st	år	st	st	år	
	värde mk			värde mk			värde mk			värde mk			värde mk			
Köklot	80	80	11,4	11,4	14600	(8)										
Iskno	6	6	5	5	1100								5	5	3,8	1100
Jungsund	5	5	20		250								4	4	0	2400
Petsmo	14	21	10	7	8400								16	16	3,6	3800
Österhankno		2		4	2400	(8)										
Vassor-Hagnäs-Kuni		1,5	5,5	1,5	1,9	2550										
Tottesund-K:by		(15)	(17)		2550								118	118	2,6	35400
Kaitsor		22		3,1	13100	(18)							52		1,5	19650
Kvimo																
Lövsund-Brudsund																
Särklino	8	8	4	1000	1000	(4)	9	14	3,7	9,5	4400	5	5	2	2100	2100
Teugmo						(4)	7	17	4	2,2	10300					
Österö-Västerö						(4)	20	52	15	14,8	7250					
Oxkangar						(10)	(10)	(17)								
		8		6,5	2400		8						6	6	1	2700
	8	8	1000	1000	1000	(25)	142,5	224,5				5	5		2100	2100
						(76)						22	22		7800	7800
												473	700		150350	236300

Tabell 20. Antalet vanliga nät, deras medelålder och gånse värde (mk) byaväs enligt intervju 1980 matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värdet anges för alla braeder i ågo enligt 1980 års prisnivå.

	Under 27 mm										37-45 mm										46-60 mm										Över 60 mm									
	I bruk					I bruk					I bruk					I bruk					I bruk					I bruk					I bruk									
	st	år	st	år	st	värde	st	år	st	år	st	värde	st	år	st	år	st	värde	st	år	st	år	st	värde	st	år	st	år	st	värde	st	år	st	år	st	värde				
	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100	5-100	30-100	100	5-	100					
Köklot	1	6	5	13,3	350	260	260	3,6	3,6	17000	160	180	2,5	3,4	10100	220	235	3	3,5	12050	38	88	2,6	6,8	60	5550	30-	5-	30-	5-	30-	5-								
Iskno	2	2	10	10	3	150	390	490	2,0	2,6	27500	313	313	3,4	3,4	16420	210	210	3,1	3,1	13100	55	55	3,3	3,3	4250	100	100	100	100	100	100								
Jungsund	5	5	11,6	11,6	150	182	182	6,2	6,2	1710	20	20	15	15	450	50	50	7,0	7,0	3900	95	95	4	4	3800	30-	5-	30-	5-	30-	5-									
Petsmo	2	2	7	7	60	15	80	9,5	2,8	4200	10	32	2	5,3	1410	100	105	4,4	4,5	4550	50	57	5	5	3780	100	100	100	100	100	100									
Österhankno	5	5	10	10	150	75	75	4,3	4,3	3250	60	130	8	7,2	4400	25	55	8	7,3	1850	90	120	6,9	6,4	10	4600	30-	5-	30-	5-	30-	5-								
Vassor-Hagnäs-Kuni	4	6	5	7,3	300	31	63	4,8	4,8	2600	82	102	2	2,6	6540											100	100	100	100	100	100									
Tottosund-K:by																										30-	5-	30-	5-	30-	5-									
Kaitsor																										100	100	100	100	100	100									
Kvino																										30-	5-	30-	5-	30-	5-									
Lövsund-Brudsund																										100	100	100	100	100	100									
Särkimo	6	9	>20	16	20	1050	155	170	4,1	4,3	22	7760	295	400	3,3	3,7	10	19350	95	155	3,0	4,2	9000	213	257	3,4	3,6	104	24610	30-	5-	30-	5-	30-	5-					
Teugno																										100	100	100	100	100	100									
Österö-Västerö	12	31	14,2	11,0	4	1380	42	148	8,3	4,7	10	7640	71	328	5,4	4,8		14315	345	443	5,9	5,7	10	16850	36	77	6,7	5,5	68	5935	30-	5-	30-	5-	30-	5-				
Ödkangar																										100	100	100	100	100	100									
	30	66	69		69	5100	1200	1713		94	80390	1226	1892		55	92640	1244	1599		105	79360	741	1159		487	77895	30-	5-	30-	5-	30-	5-								

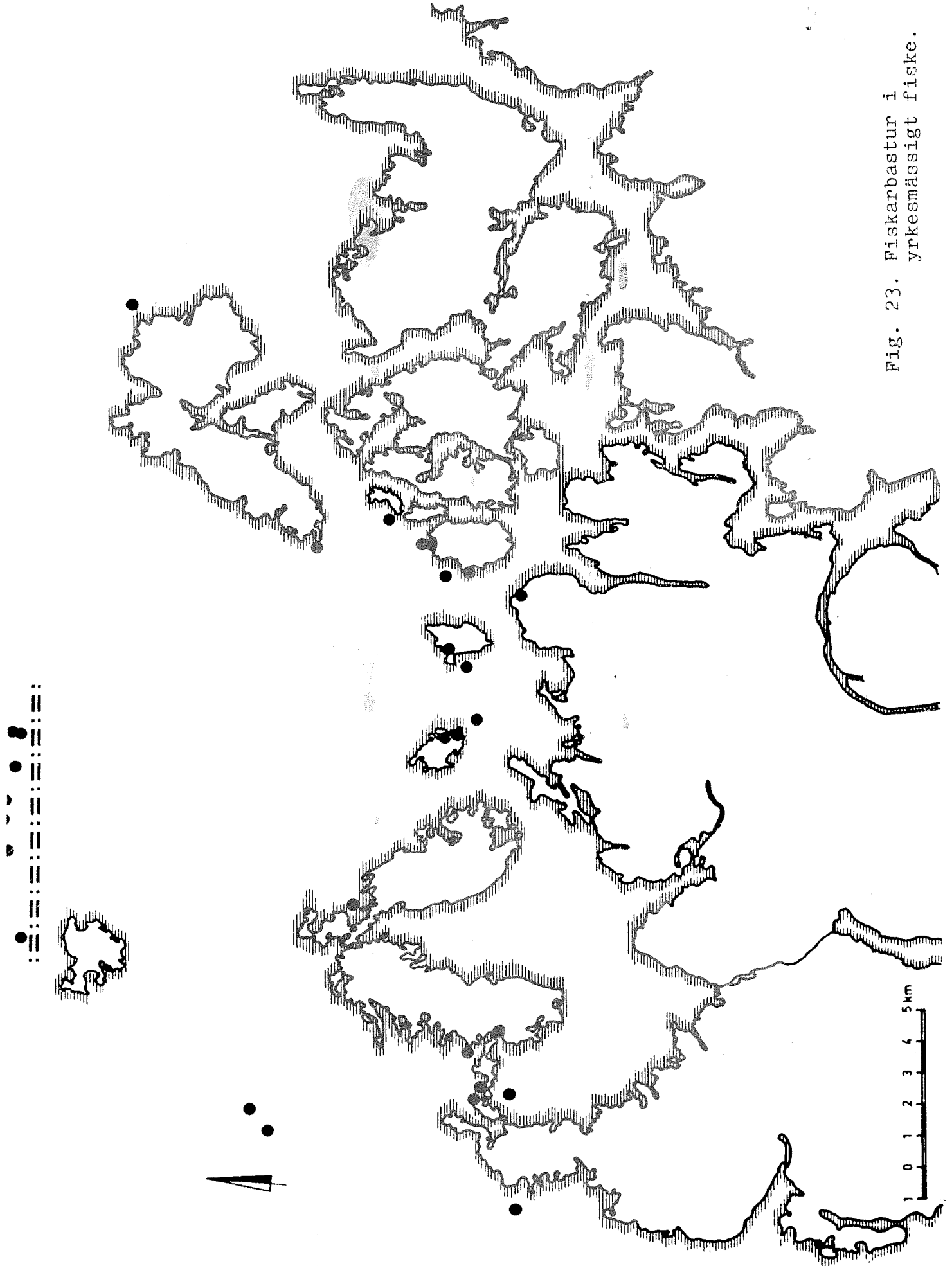


Fig. 23. Fiskarbastur i yrkesmässigt fiske.

Tabell 21. Antalet saxar, krokar och katsor och deras gängse värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 30-100 % och 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värdet anges för alla bragder i ågo enligt 1980 års prisnivå.

	saxar och krokar				katsor			
	i bruk		oan- vända		i bruk		oan- vända	
	st	värde	st	värde	st	värde	st	värde
	30-100	5-100	30-100	5-100	30-100	5-100	30-100	5-100
Köklot	750	950	65	9113				
Iskmo	1180	1230		9225				
Jungsund	300	300	700	7500				
Petsmo	150	300	300	4500				
Österhankmo	200	200	250	3375	5	500		
Vassor-Hagnäs-Kuni								
Tottesund-K:by	120	255		1912	2	600		
Kaitsor								
Kvimo	550	550	250	6000	6	600		
Lövsund-Brudsund			500	3750				
Särkimo	1060	1135		8513				
Teugmo	300	300	70	2775			2	200
Österö-Västerö	800	1185	1100	17138	3	600	6	600
Oxkangar		100	340	3300			2	200
	5410	6505	3775	77101	11	26	2	2800

Tabell 22. Bragdernas gängse värde (mk) byavis enligt intervju 1980 i matlag där 5-100 % av inkomsterna 1979 kom från fiske. Värdet enligt 1980 års prisnivå.

	strömmings- ryssjor	lax- och sikfallor (sikryssjor)	övriga ryssjor	special- nät	vanliga nät	saxar, krokar och katsor	totalt
Köklot	110 000	23 000	8 200	14 600	41 050	9 113	205 963
Iskmo	65 750	15 750 a)	5 800	2 200	61 420	9 225	160 145
Jung sund	37 950		10 200	250	10 010	7 500	65 910
Petsmo	41 000	3 000	1 200	8 400	14 000	4 500	72 100
Österhankmo	33 000		15 500	6 200	14 250	3 375	72 325
Vassor-Hagnäs-Kuni			4 200	2 550	17 450	1 912	26 112
Tottesund-K:by							
Kaitsor	14 500		9 750	37 950	16 950	6 000	85 150
Kvimo	59 200		21 500	32 750	25 325	3 750	142 525
Lövsund-Brudsund	210 500	16 000	37 045	101 300	61 790	8 513	435 148
Särkimo	15 000		2 100	24 550	7 140	2 775	51 565
Teugmo	137 700	90 000	5 750	68 350	46 120	17 138	365 058
Österö-Västerö	19 000			5 100	19 880	3 300	47 820
Oxkangar							
	743 600	147 750	121 245	304 200	335 385	77 101	1 729 281

a) använda i fisket på Norrskär

4.13 F r i t i d s - o c h h u s b e h o v s f i s k e t

Fritids- och husbehovsfisket i undersökningsområdet har undersökts med hjälp av en fiskeriförfrågan, som publiceras skilt (Sepponen & Hildén 1983). Undersökningen visade att Kyro älvs influensområde (mynningsområdet + skärgården utanför) är ett viktigt husbehovs- och fritidsfiskeområde, eftersom över hälften av de som besvarade förfrågningen hade fiskat inom detta område (fig. 24 och 25). Totalantalet fiskande hushåll uppskattades till c. 3000.

Fritids- och husbehovsfiskarnas totalfångst uppskattades till c. 240 000 kg. Abborrens och gäddans andel var över hälften av totalfångsten. Övriga viktiga arter var sik, mört, lake, braxen och strömming. De viktigaste arternas fångstandel var över 96 % av totalfångsten (tabell 23). Variationskoefficienten var för de flesta arterna under 10 %, vilket innebär att resultatet är statistiskt sett tillförlitliga. En viss skevhet är emellertid möjlig, p.g.a. att resultatet bygger på en enda förfrågan, som eventuellt omfattar oproportionerligt många aktiva fiskare (Anon. 1983). Den verkliga fångsten kan därför vara mindre.

Fritids- och husbehovsfiskarna fiskar främst under sommarmånaderna (fig. 26). Den lokala befolkningen, i vilken en stor del husbehovsfiskare ingår, fiskar även förhållandevis aktivt under vintermånaderna. Medlemmarna i Vasa sportfiskare rf. är mer renodlade fritidsfiskare vad fiskedagarnas fördelning beträffar.

Nät är de vanligaste redskapen i fritids- och husbehovsfiskarnas fiskeutrustning, över 60 % av redskapen var nät (tabell 24).

Fritids- och husbehovsfiskarna använder främst sin fångst själva. Av de fritids- och husbehovsfiskare som säljer fisk är de flesta bofasta inom undersökningsområdet.

Tabell 25. Fångstens användning i norra Korsholm - Maxmo 1981 enligt fiskeriförfrågan (%).

Användning	Fiskarkategori			Totalt
	Lokal- befolkning	Sommarstuge- ägare	Vasa sportfiskare	
I eget hushåll	49,7	74,1	81,2	60,7
Sålt	29,5	1,9	-	17,8
Gett bort	15,0	20,2	15,0	16,5
Övrig användning	5,8	3,8	3,8	5,0
Antal svar på frågan	177	180	76	433

För en rätt stor del av fritids- och husbehovsfiskarna har fisket en viss ekonomisk betydelse. Störst är betydelsen för de lokala husbehovs- och fritidsfiskarna (tabell 26).

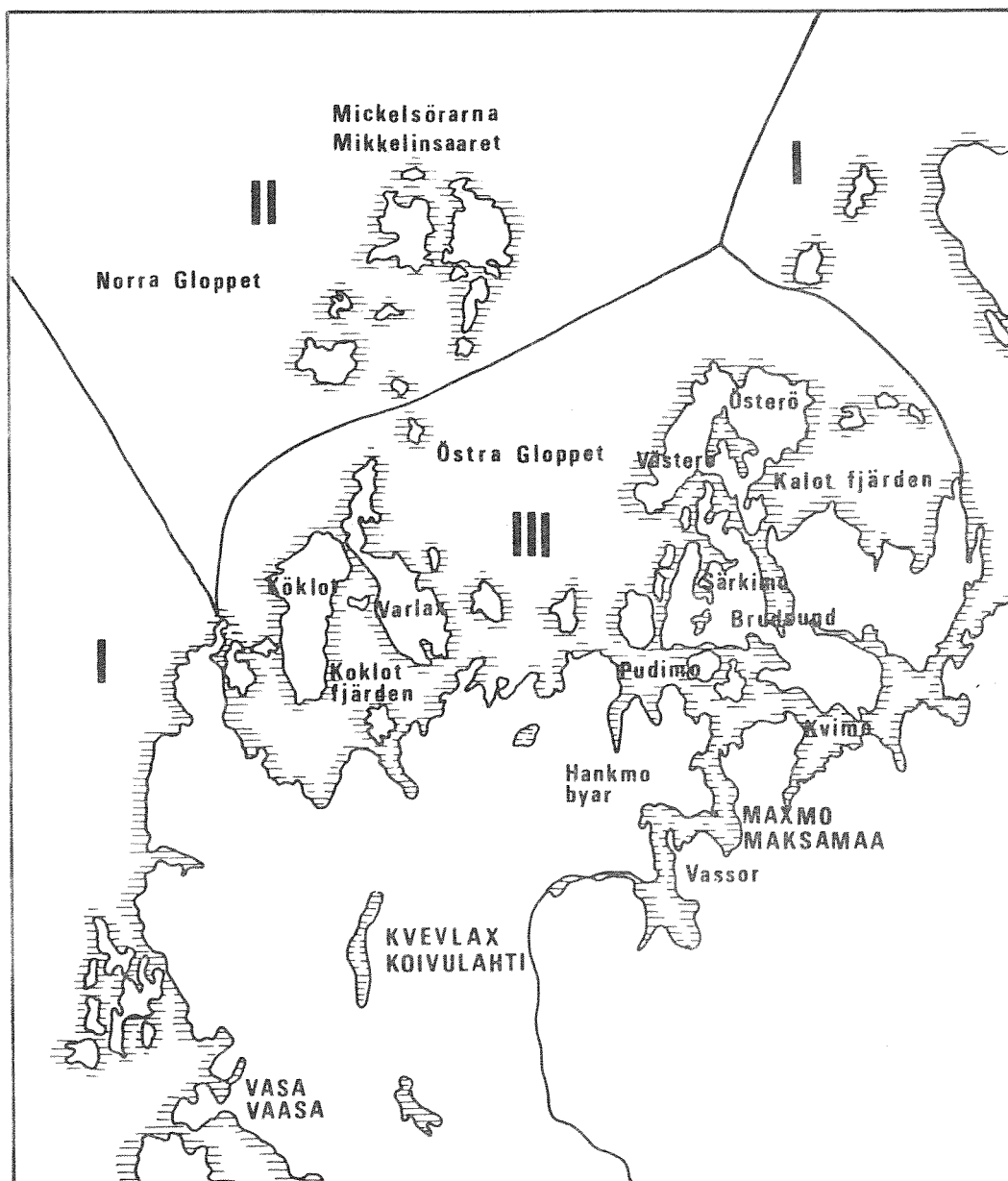


Fig. 24. Fritids- och husbehovsfiskarnas fiskeområden enligt förfrågningens uppdelning 1981.

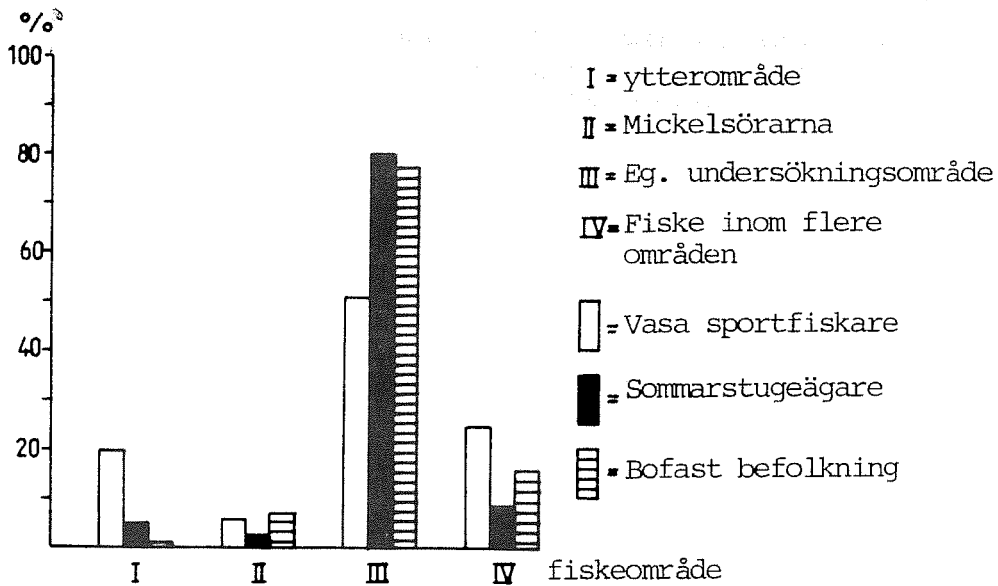


Fig. 25. Fiskekategoriernas fiskeområden.

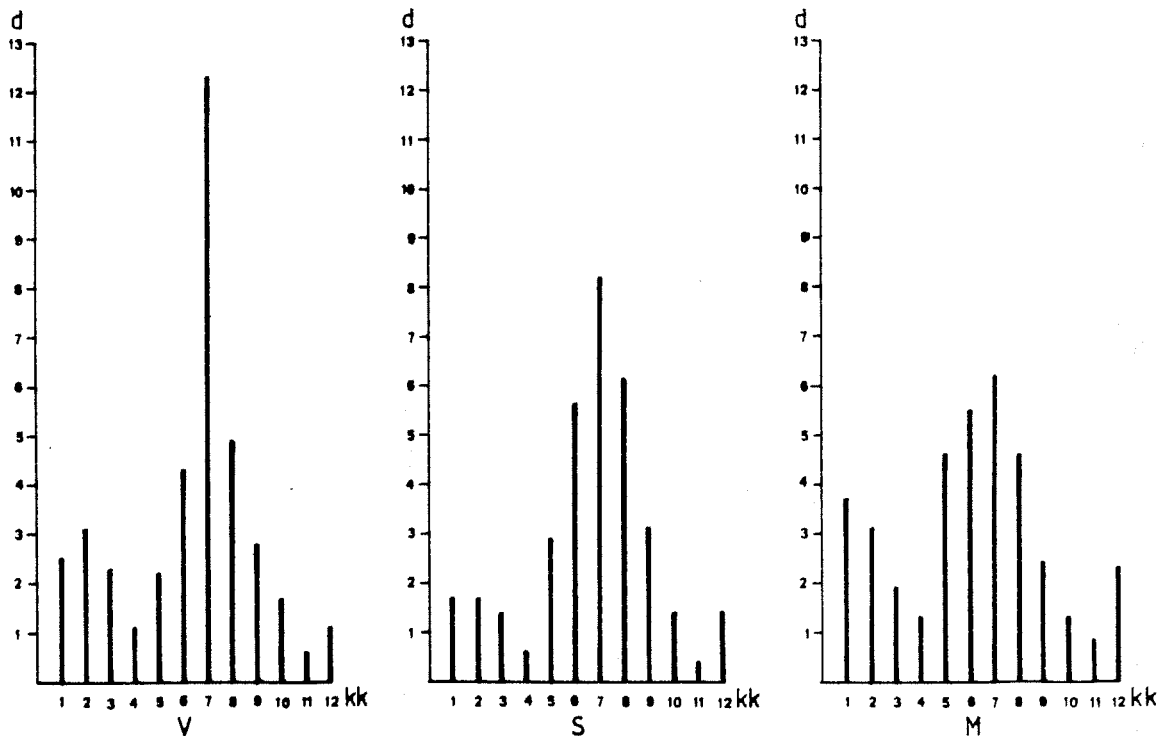


Fig. 26. Antalet fiskedagar månadsvis. Sammanlagt 527 svar: Sportfiskare (V) 90 st, sommarstugeägare (S) 219, bofast befolkning (M) 218 st.

Tabell 23. Totalfångsten (kg). S = sommarstugeägare, V = Vasa sportfiskare, M = lokal befolkning, 95 % = 95 % tillförlitlighetsgränser, s = standardavvikelse, C.V. = variationskoefficient, S = summa.

	År 1961 Januari- Summa- Lust	Näette	Gädd	Mört	Braxen	Sik	Lakslöja	Lake	Gös	Lak/ Sjöna	Strömming	Torsk	Id	Bors	Al	Harr	Reim- löje	Nejon- össa	Övriga	Summa
S	1926	21961	14286	8019	3233	14177	66	3411	391	304	2470	1056	436	902		123	73	2	5	70915
V	789	11709	8313	3762	357	4389		537	3	498	1413	357	357	543		12			234	32484
N	2029	39286	29130	9361	12757	16126	28	13982	512	303	10432	693	430	1310	45	35	21	94	14	134561
Summa	4744	72956	51729	21142	16349	34692	94	17930	906	1105	14315	2106	1233	2755	45	170	94	96	253	237960
s		30,7	21,7	8,9	6,9	< 14,6	< 0,1	7,5	0,4	0,5	6,0	0,9	0,5	1,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	100
95 % (s.d)	7010	5800	2500	7000	5000	70	6500	200	400	1500	900	400	700	40	80	20	80			
S	3627	2555	1258	3697	2601	37	3248	113	214	833	444	213	365	20	40	10	43			
C.V.	5,0	4,9	6,0	22,6	7,5	39,1	18,1	12,4	19,4	5,8	21,1	17,4	13,2	44,0	23,4	11,0	44,8			

Tabell 24. Den uppskattade mängden bragder inom området (st). S.M & V : se förklaring i tabell 23.

	M	S	V	Summa	Bragd/ fiskare
Strömmingsskötar	479	728	215	1 422	0,47
Nät					
27-36 mm	1 494	1 988	76	3 588	1,18
37-45 mm	6 090	6 057	2 315	14 462	4,80
46-60 mm	2 349	728	368	3 445	1,14
>60 mm	1 049	331	153	1 533	0,51
Katsor	981	828	70	1 879	0,62
Ryssjor	154	18	14	186	0,06
Spinnspö	696	1 266	918	2 880	0,96
Flugspö	17	59	21	97	0,03
Pilkspö	319	414	417	1 150	0,38
Metspö	1 203	1 798	507	3 508	1,16
Betes krok	4 528	379	139	5 046	1,67
Ljuster	40	59	48	147	0,05
Nejonögeryssja el. -mjärde	28	0	0	28	0,01

Tabell 26. Fiskets betydelse för uppehållet (%). Det sammanlagda antalet svar var 405 st.

Fiskarkategori	Fiskets betydelse för uppehållet				n
	Ingen betydelse	Ringa betydelse	Viss betydelse	Stor betydelse	
Lokalbefolkning	53,0	26,1	17,2	3,7	161
Sommarstuge-ägare	66,3	24,2	8,4	1,1	150
Vasa sportfiskare	75,2	17,2	7,6	-	94

Fritids- och husbehovsfiskarna skattar sitt fiske högt, men en översättning av värdet till reda pengar är svårt, eftersom det är frågan om estetiska värden och upplevelsevärden.

Detta visas av svaren på frågan hur stor ersättning som anses skälig, ifall fiskemöjligheterna skulle förstöras. Omkring 37 % av de som svarade på frågan ansåg, att förlusten inte kan mätas i pengar (tabell 27).

Tabell 27. De olika fiskarkategoriernas fördelning (%) på olika ersättningsnivåer enligt svaren på frågan om ersättning vid förstörelse av fiskemöjligheter. Det sammanlagda antalet svar var 230 st.

Fiskarkategori	Ersättnings storlek (mk)				Ej mätbar	n
	0-100	101-1000	1001-10000	>10000		
Lokalbefolkning	8,7	17,4	19,6	16,3	38,0	92
Sommarstuge-ägare	7,8	23,3	23,3	12,6	33,0	103
Vasa sportfiskare	25,7	22,8	2,9	2,9	45,7	35

4.2 FISKERESURSERNA I KYRO ÄLVS MYNNINGSOMRÅDE

4.21 Strömming

4.211 Strömmingbeståndets vandringar och förökningsområden

Av de fiskarter som fortplantar sig inom undersökningsområdet och har stor ekonomisk betydelse är strömmingen den mest marina. Märkningsförsök som gjorts inom undersökningsområdet, visar att strömmingen är hemortstrogen. I Bottniska viken verkar det dessutom som om strömmingstimmen vandrade mindre vidsträckt än stimmen i övriga havsområden längs den finska kusten (Parmanne & Sjöblom 1982c). Enligt Sjöblom (1961) är strömmingens vandringar i huvudsak lekvandring mot kusten på våren och försommaren och vandring ut från kusten till djupare vatten efter leken. En del stim återvänder på nytt in mot kusten i slutet av sommaren. I Kvarken sker övervintringen i djupare vattenområden (Ehnholm 1951).

Strömmingens lekplatser ligger invid kusten, företrädesvis i områden med hög produktion, t.ex. i närheten av älvmynnningar, i vikar och sund (Ojaveer 1981). Enligt Ehnholm (1951) leker strömmingen i Kvarken bl.a. i de inre skärgårdsfjärdarna, t.ex. i Skinnarfjärden. En systematisk kartläggning av strömmingens lekplatser har inte gjorts inom undersökningsområdet. Ryssjeplatserna ger emellertid en uppfattning om var lekplatserna finns, eftersom ryssjefisket fångar strömming på väg mot eller vid lekplatserna (fig. 27).

Den Gulf provtagning som gjorts tyder inte på att Pudimo fjärd varit ett betydande förökningsområde för strömming 1980 - 82, eftersom c. 12 provtagningar gett ett enda nykläckt strömmingsyngel den 21.6.1982. I Korsnäs (södra Kvarken) fångas vanligen i medeltal mer än 5 strömmingsyngel/10 m² (> 10 mm) i juni och juli (Parmanne & Sjöblom 1980, 1981, 1982). År 1981 fångades över 10 yngel (> 10 mm)/10 m² (Parmanne & Sjöblom 1982a).

På sensommaren och hösten förekommer strömmingsyngel (0+) även i Bytesholmsfjärden (tabell 28). Detta tyder på att ynglen (0+) vandrar in mot strandvattnen på hösten, vilket också observerats av Sjöblom (1961) och Ojaveer (1981). Detta betyder att mynningsområdets yttersta del och skärgården utanför mynningsområdet är ett yngelområde för strömmingen.

4.212 Strömmingsfisket

Största delen av strömmingsfisket inom undersökningsområdet bedrivs med ryssjor. Endast korta perioder på hösten fiskas endel strömming med skötar. Inget trålfiske bedrivs inom undersökningsområdet. De yrkesfiskandes strömmingsryssjor, dessas värde och medelålder framgår av tabell 16. Strömmingsfiske med ryssjor påbörjas strax efter islossningen och pågår till början av juli. De största fångsterna fås då stora lekstim fångas i juni. I endel byar t.ex. i Köklot förekommer ett litet ryssjefiske också på hösten. Under högsäsongen går strömmingsfångsterna s.g.s. uteslutande till foder, varemot fångsterna på hösten enbart används till konsumtionsfisk.

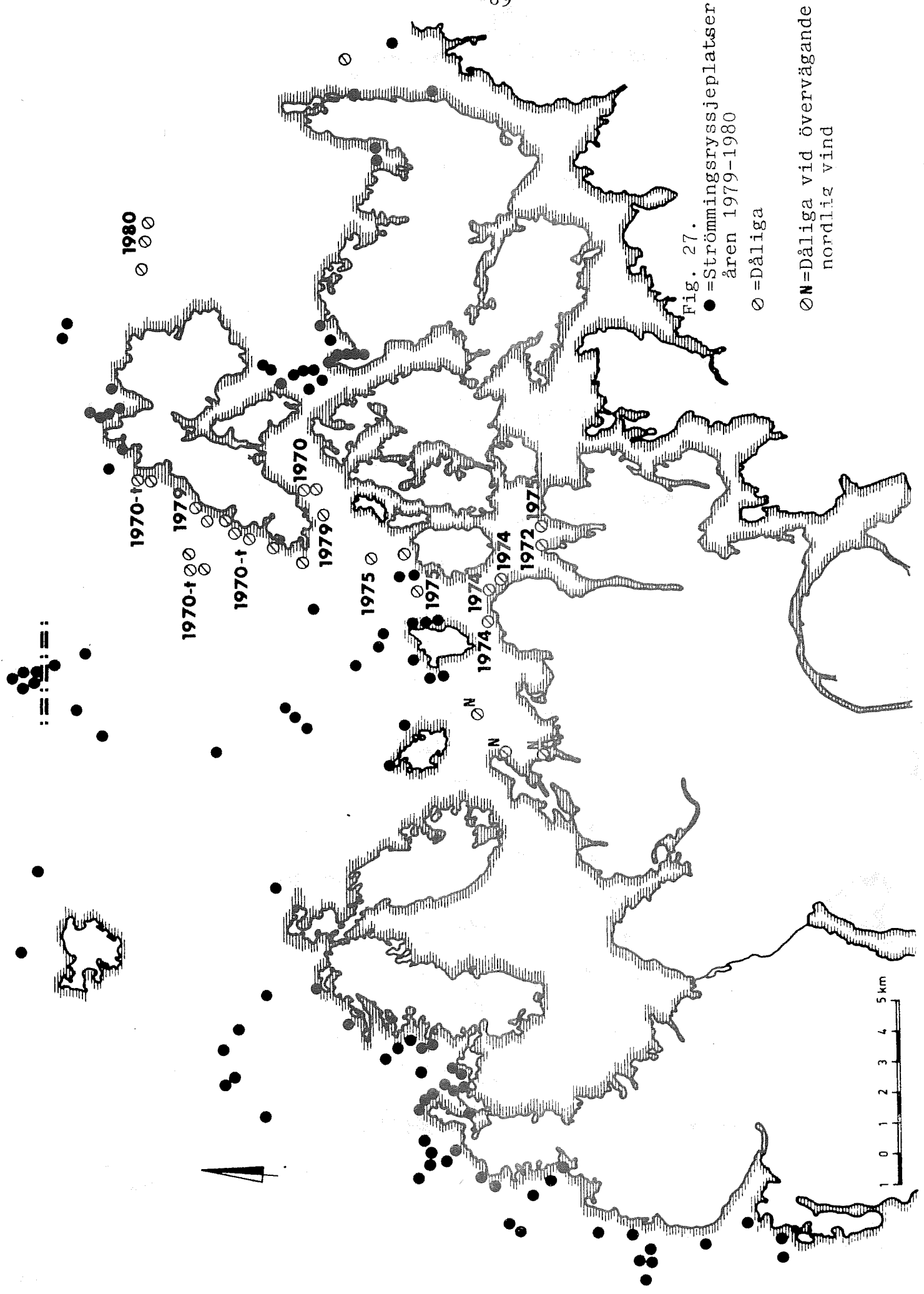


Fig. 27.
 ● = Strömmingsryssjeplatser
 åren 1979-1980
 ○ = Dåliga

N=Dåliga vid övervägande
 nordlig vind

[1978 ○] [○1978]

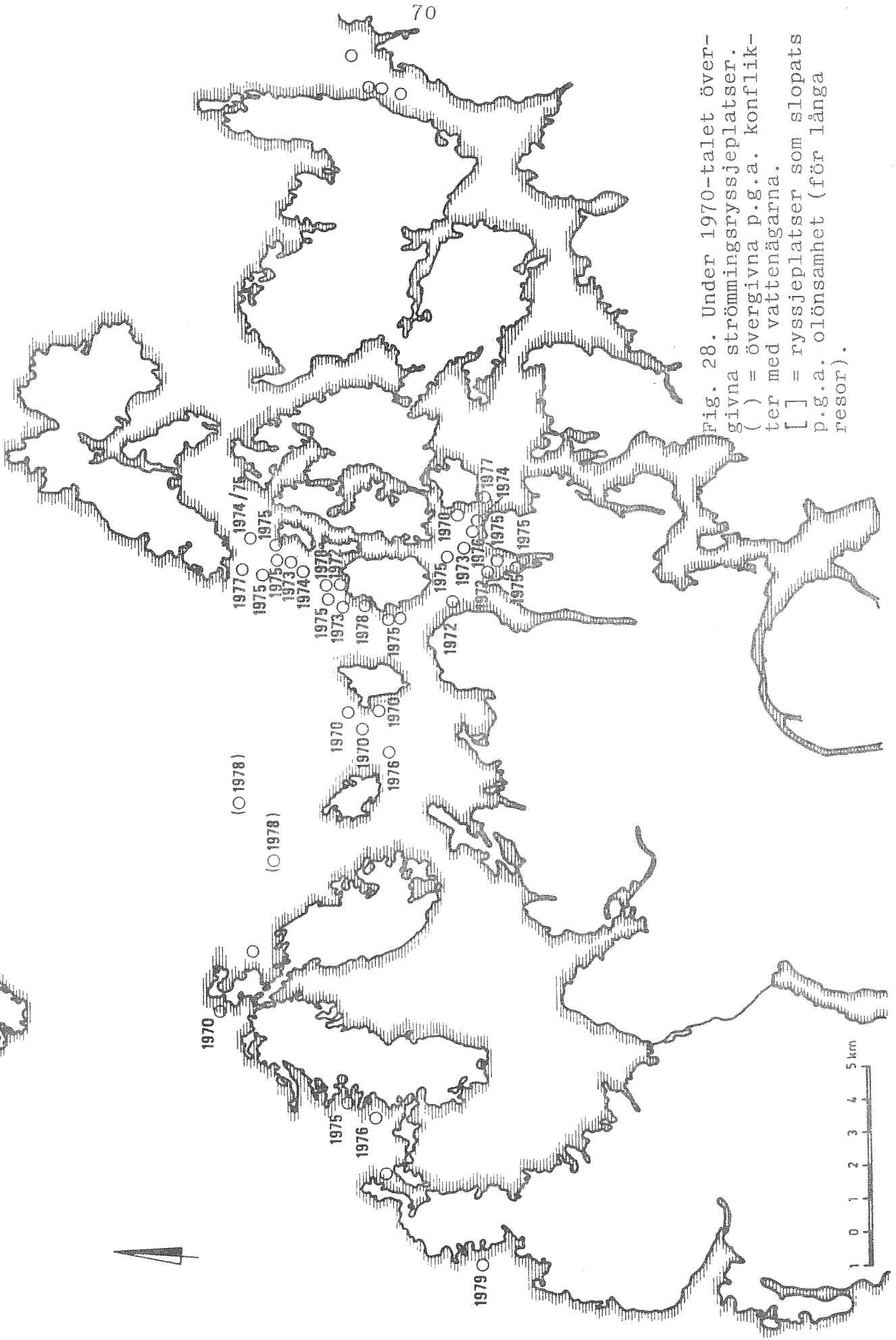
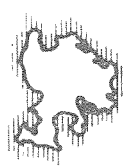


Fig. 28. Under 1970-talet övergivna strömmingsryssjeplatser. (◐) = övergivna p.g.a. konflikter med vattenägarna. [◑] = ryssjeplatser som slopats p.g.a. olönsamhet (för långa resor).

Tabell 28. Trålfångsterna (ind./15 min varp) av 0+ strömming i Kyro älvs influensområde 1980 -82 samt en dags notningsresultat. 0 = inga yngel, - = trålningar har inte gjorts.

	24.7.-80	25.8.-80				
Byteholmsfj.	0	0				
Tottesund	0	0				
Pudimo	0	4				
	30.7.-81	11.8.-81	2.9.-81	24.9.-81	12.11.-81	
Byteholmsfj.	0	3	0	0	0	
Tottesund	0	105	0	30	0	
Östersund	27	144	15	-	-	
Pudimo	3	38	-	-	-	
Kvimo	30	-	54	-	-	
	4.8.-82	17.8.-82	9.9.-82	26.10.-82		
Bytesholmsfj.	0	15	796	76		
Tottesund	118	50	9	241		
Östersund	30	14	166	58		
Pudimo	24	-	0	-		
Kvimo & Penesor	34	290	-	-		

Not 23.9.1981: Tailot, 7 varp, sammanlagt 253 0+ strömming.

Kartläggningen av strömmingsryssjeplatser, som återkommande använts och ryssjeplatser, vilka övergivits men som tidigare använts återkommande visas i fig. 28. I de inre västra delarna av Maxmo skärgård och i Österhankmo har största delen av de återkommande använda strömmingsryssjeplatserna övergivits. Ett flertal av ryssjeplatserna längs Västerö och i området mellan Västerö och Pudimo anses vara dåliga fiskeplatser. I Oxkangar har en förskjutning av fiskeplatserna också skett. De största förändringarna i användningen av ryssjeplatserna har skett i mitten av 1970-talet (tabell 29). I intervjun har vissa fiskare uppfattat övergivningsåret som det sista året då platsen använts, medan andra uppfattat det som det första året då platsen varit oanvänd. Därtill saknas ur tabellen 12 ryssjeplatser som anses ha försämrats successivt under hela 1970 talet. Dessa finns på västra sidan av Västerö (fig. 28). Ovannämnda felkällor påverkar emellertid inte den allmänna slutsatsen.

Tabell 29. Övergivningen av strömmingsryssjeplatserna på basen av intervjusvar.

År	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80
Övergivna	6	0	3	5	2	11	2	3	1	1	0
Dåliga	0	0	1	0	3	3	0	0	0	2	3
Sammanlagt	6	0	4	5	5	14	2	3	1	3	3

Tabell 30. Strömningsfångsten i ryssjefisket i Korsholm (+ Kvevlax), Maxmo, Oravais och Vörå enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser 1971 - 1982 i ton. I tabellen jämförs också strömningsfångsten i Maxmo med fångsten i Korsholm.

	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Korsholm + Kvevlax 1971 och 1972	679	631	871,5	1090	971	1076	730	682	375	623,5	262,5	535
Maxmo	248,5	164	260	259,5	402	312	67	130	67	165	143,5	66
Oravais	1				36	11						
Vörå					8							
Sammanlagt	928,5	749	1131,5	1349,5	1417	1399	797	812	442	788,5	406	
Maxmo/Korsholm + Kvevlax %	36,6	28	29,8	23,8	41,4	29	9,2	19,1	17,9	26,5	54,3	

Övergivningen av strömmingsryssjeplatserna beror på en nedgång i fångsten. Avsättningssvårigheter förekommer inte i skärgården utanför Kyro älvs mynningsområde, eftersom pälsdjursnäringen kan utnyttja hela den lokala strömmingsfångsten.

4.213 Strömmingsfångsten

Bestandsfluktuationerna i Kvarken följer i stort fluktuationerna i hela Bottniska viken. Utvecklingen i fångsten, ekolodningar och försökstrålningar tyder på att strömmingsbeståndet i Kvarkens yttre havsområde har hållit sig tämligen konstant i fråga om storlek och täthet under perioden 1956 - 1981 (Aro et al. 1981, Sjöblom & Parmanne 1981, Parmanne & Sjöblom 1982b).

Enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser 1971 - 1982 har ryssjefångsten av strömming i Korsholm och Maxmo rört sig mellan 400 och 1400 ton (tabell 30). Fångstfluktuationer följer fluktuationerna i hela Bottniska viken rätt väl (fig. 29). I Maxmo har fångstnivån sjunkit från i medeltal 274 ton (s = 78) 1971-76 till 106 ton (s = 40) 1977 - 82. Minskningen är större än i Korsholm, 60 % mot 40 % i Korsholm.

4.214 Utnyttjandet av beståndet

Enligt Warszawa kommissionens rapport (Anon. 1982) löper strömmingsbeståndet i Bottniska viken för närvarande ingen risk för utfiskning och man har utan risk för beståndet kunnat öka fiskedödligheten med 10 %. Det finns inte något skäl för att anta, att beståndet och strömmingsfisket i Kvarken skulle skilja sig så mycket från genomsnittet för hela havsområdet, att risk för överfiske skulle föreligga (R. Parmanne pers. medd.).

4.215 Miljöförändringarnas effekter

Flere undersökningar har visat att strömmingen troligen är hemortstrogen (Otterlind 1962, Parmanne & Sjöblom 1982c) och man har observerat att strömmingen stiger mot lekplatser, där vattenkvaliteten är så låg att fisken dör i bragderna (Vasa läns skadevärderingsnämnd 1977, R. Parmanne pers. medd.). Man kan därför anta att en lokal fångstnedgång som lett till att ryssjeplatser övergivits (fig. 28, tabell 29) berott på en lokal miljöförändring som påverkat förökningen och/eller strömmingens vandringsbeteende. Att strömmingen inte längre stiger upp mot Pudimo fjärd i mängder som skulle upprätthålla ett lönande fiske, visas av att de fiskeplatser som övergivits ligger närmast fiskarnas hemhamnar. Skulle övergivningen av fiskeplatser ha berott på t.ex. avsättnings-svårigheter kan man utgå ifrån att de fiskeplatser som ligger längst från hemhamnen övergivits först.

De enda miljöförändringar som direkt kan kopplas till utvecklingen i strömmingsryssjefisket är de som hänger samman med förändringarna i Kyro älv. Den ökande vattenföringen (Bilaledtin 1983) och försämringen och de snabba kasten i vattenkvaliteten har troligen påverkat strömmingens förökning negativt. Avstängningen av Lappsundsån och Österhankmö sund har också koncentrerat älvvattnets

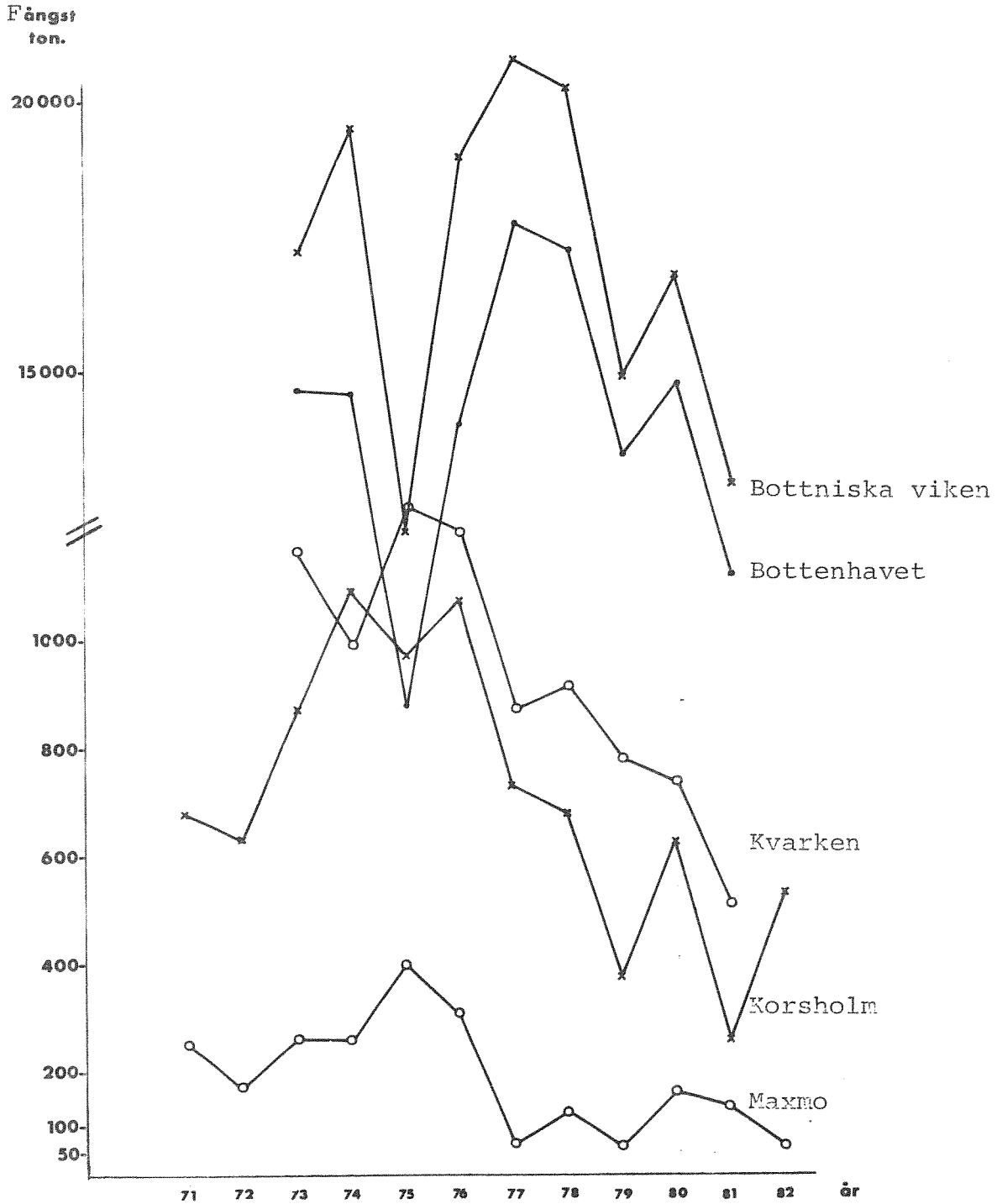


Fig. 29. Strömmingsfångstens utveckling i Bottniska viken, Bottenhavet, Kvarken, Korsholm och Maxmo. Bottniska vikens, Bottenhavets och Kvarkens statistik har sammanställts av Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet. Österbottens fiskarförbund statistiken för Korsholm och Maxmo. OBS: skalan.

utlopp till Maxmo inre skärgård, vilket direkt torde ha påverkat strömmingsfisket där. Den förhöjda mängden organiskt material (Storberg 1983, Alasaarela 1983) har också påverkat ryssjefisket negativt genom ökad nedsmutsning av bragderna. Landhöjningen kan inte förklara övergivningen av fiskeplatserna, eftersom motsvarande omfattande förluster av de inre fiskeplatserna inte kunnat observerats inom andra områden i Kvarken. Klimatfluktuationer kan inte heller helt förklara fångstnedgången, eftersom man då kunnat vänta sig en praktiskt taget lika stor fångstnedgång i hela Bottniska viken.

4.22 N o r s

4.221 Norsbeståndets spridningsområde och vandringar

Största delen av norsbeståndet övervintrar utanför skärgården, där norsen också översomrar. En del stim förefaller att vandra relativt långt. Återfångst av nors märkt i undersökningsområdet har gjorts vid Hevoskari i Rahja skärgård (fig. 30).

Märkningar, som gjorts i Köklot fiskehamn 1979 och 1980 visar att en stor del av den nors, som fiskas i inloppen till Köklotfjärden är på vandring mot Maxmo skärgård (fig. 31). En stor del av de i Köklot märkta norsarna vandrar ut genom Östra gloppet, men återfynd i Monå fjärd visar, att endel antagligen vandrar vidare genom Maxmo skärgård. Återfynden av de i Brudsund 1982 märkta norsarna visar att utvandringen från Maxmo skärgård i betydande omfattning sker genom Brudsund och eventuellt Hellnäs mot Monå fjärden och därifrån vidare till översomringsställena (fig. 30 - 31).

Märkningar av nors har visat att norsen är hemortstrogen. Den återvänder till samma lekområden år efter år (McKenzie 1945, Hudd 1983). På basen av märkningsresultaten kan man således anta att norsfisket i undersökningsområdet är beroende av en eller flere norspopulationer, som kan behandlas som ett enhetligt bestånd (unit stock (Gulland 1969, Cushing 1982)), vars fortplantningsområden befinner sig inom undersökningsområdet. Tillsviare är det inte möjligt att med hjälp av märkningsresultaten avgränsa lokala populationer eller lekgrupper.

4.222 Förökningsområden och yngelbiologi

Lekområden och lektid

Norsen leker i älvar, bäckar och vid dessas mynningsområden (Belyanina 1969, Popov 1978). Enligt intervjuuppgifter skedde norsens lekvandring tidigare genom Kyro älvs alla mynningsarmar. Lekvandringen till Lappsundsån har numera upphört. Norsar vandrar dock fortfarande genom Köklotfjärden och Skinnarfjärden. En del leker i Köklotområdet, medan andra uppenbarligen fortsätter mot Maxmo skärgård (fig. 30). Genom Hemfjärden sker inte längre lekvandring, men norsen leker troligen fortfarande vid Hemfjärdens mynning i Getlax.

Norsen vandrar upp i Kyro älv förbi Sticksholm. Lekområdet sträcker sig ända till mynningen av Vassor fjärd. Norsen leker där botten är hård och vattnet strömmar. Numera leker största delen av norsarna i älvens influensområde i Maxmo skärgård. Undersökningar om den tidigare fördelningen av lekplatser mellan skärgården och mynningsområdet saknas. Under 1970-talet har emellertid lekvandringen upp i älven varit så svag, att norsfisket i mynningsområdet upphört.

Norsen leker främst i maj, men ofta har en mindre lek observerats ännu i slutet av juni. Enligt fångstuppegifterna är lektoppen i Kvarken kort och infaller i början av maj (Hudd 1983). Yngelobservationerna tyder dock på att det finns åtminstone två skilda lektoppar i undersökningsområdet.

Yngelområden och yngelbiologi

Rommen fäster sig vid underlaget, dess yttre skal brister och bildar en fot och trots vattenströmmar hålls rommen på plats (Lillelund 1961). Enligt vissa forskare lossnar rommen från underlaget och kan driva med hjälp av det yttre skalet. Enligt Unanyan och Soin (1963) lossnar endast döda romkorn. I Maxmo skärgård observerades norsrom endast i en Gulfprovtagning 1981 (Brudsund). Romutvecklingen räcker hos norsen 1 - 4 veckor beroende på temperaturen (Lillelund 1961).

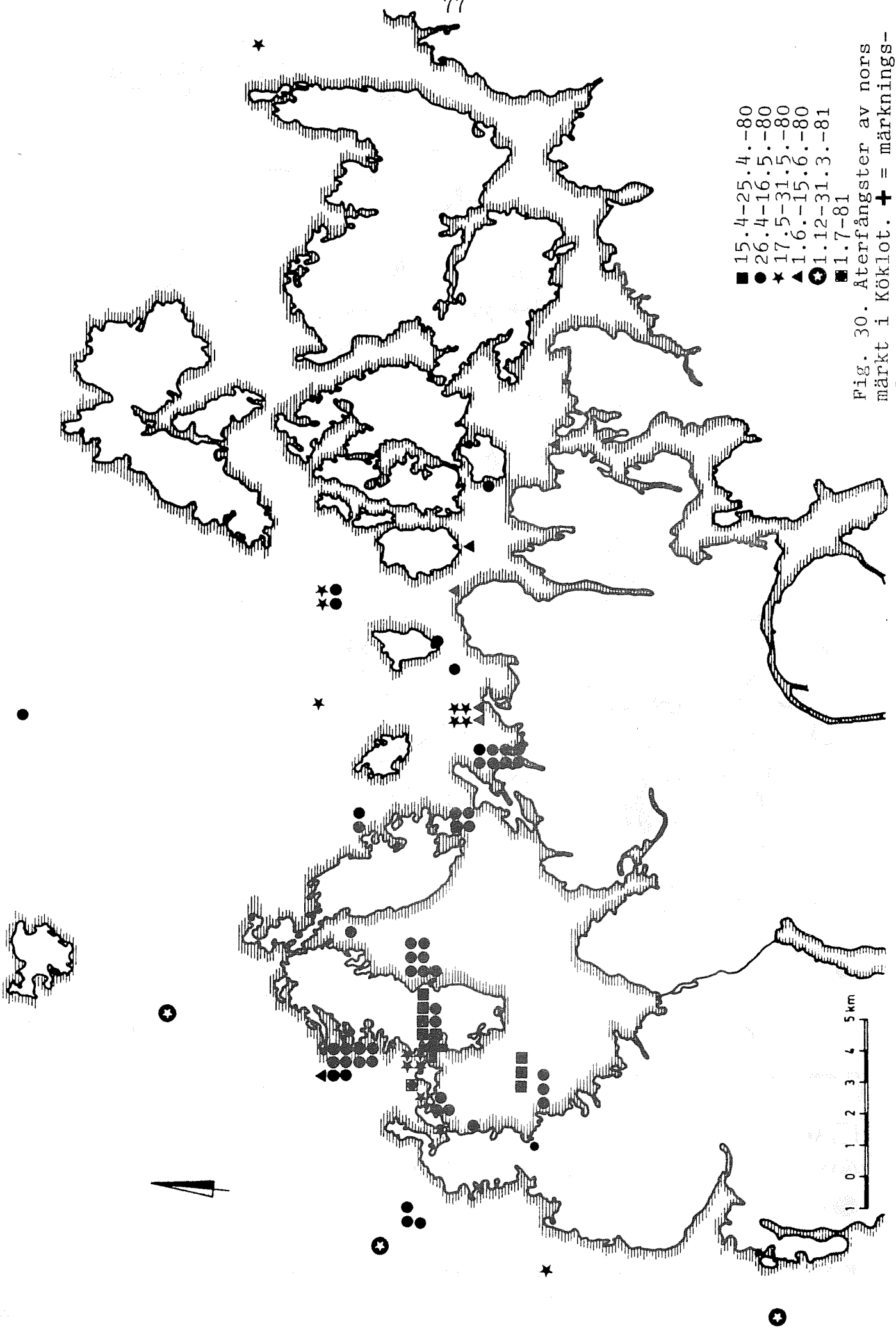
Yngel i gulesäcksstadiet observerades inom undersökningsområdet under perioden 29.5. - 7.7. Yngel observerades i kungsådran i hela mynningsområdet (fig. 32). I vegetationsbältena fanns få yngel. I Vassor fjärd fångades endast två yngel i gulesäcksstadiet. Ytterom mynningsområdet observerades norsyngel över vida områden (fig. 33). Norsyngel påträffades inte vid Hemfjärden - Lillviken (Österhankmo), Harapois och Västerö nordvästra strand. En del av provtagningarna var resultatlösa också mellan norra Pudimo och Västerö samt vid Vörå ås mynning.

Yngeltätheten varierade från 0 till 178 ind/m³ i Gulfproven (bilaga 2). Tätheter över 10 ind/m³ observerades vid Brudsund och i älvfåran mellan Mittigrund och Hässjefladan. Inom flere områden var den årliga variationen liten, men t.ex. i Köklot varierade tätheten kraftigt från år till år (tabell 31). År 1980 fångades endast få norsyngel i Köklotområdet.

Tabell 31. Norsyngeltätheter inom Köklot under åren 1979 - 1982 (ind/m³). Provtagningsdatum ges inom parentes.

	1979	1980	1981	1982 ^{a)}
Medeltäthet	0,7 (2.6.)	0,03 (6.6.) 0,0 (13.6.)	0,5 (6.6.)	1,5 (14.6.) 1,4 (15.6.)
Variationsbredd	0,1 - 1,6	0,0 - 0,1 0,0	0,0 - 2,5	0,0 - 8,3 0,0 - 6,6

a) Fångade med Olympia Gulf



- 15.4-25.4.-80
- 26.4-16.5.-80
- ★ 17.5-31.5.-80
- ▲ 1.6.-15.6.-80
- ⊕ 1.12-31.3.-81
- 1.7-81

Fig. 30. Aterfångster av nors märkt i Köklot. + = märkningsplats.

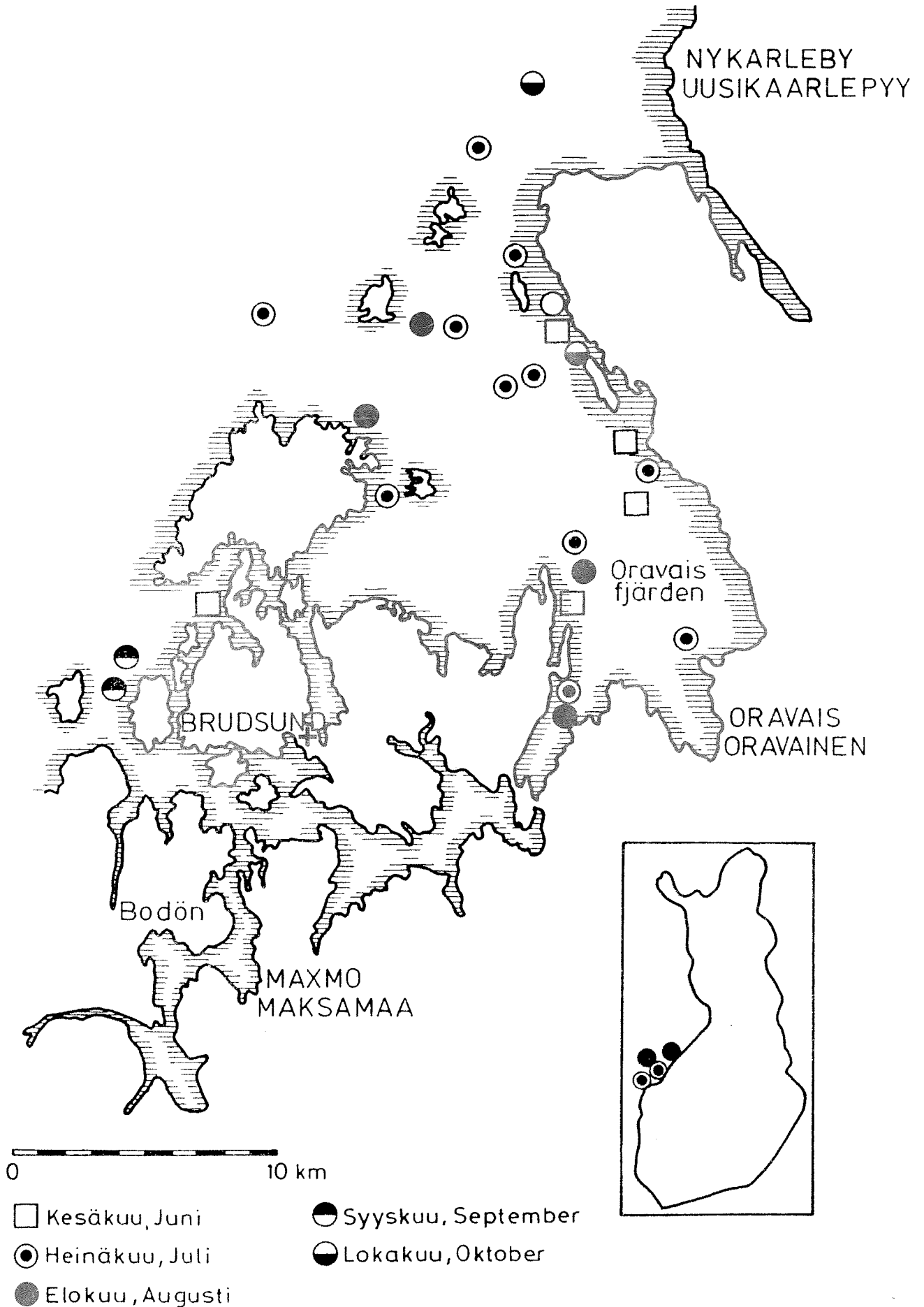


Fig. 31. Återfångster av nors märkt i Brudsund.
 + = märkningsplats.

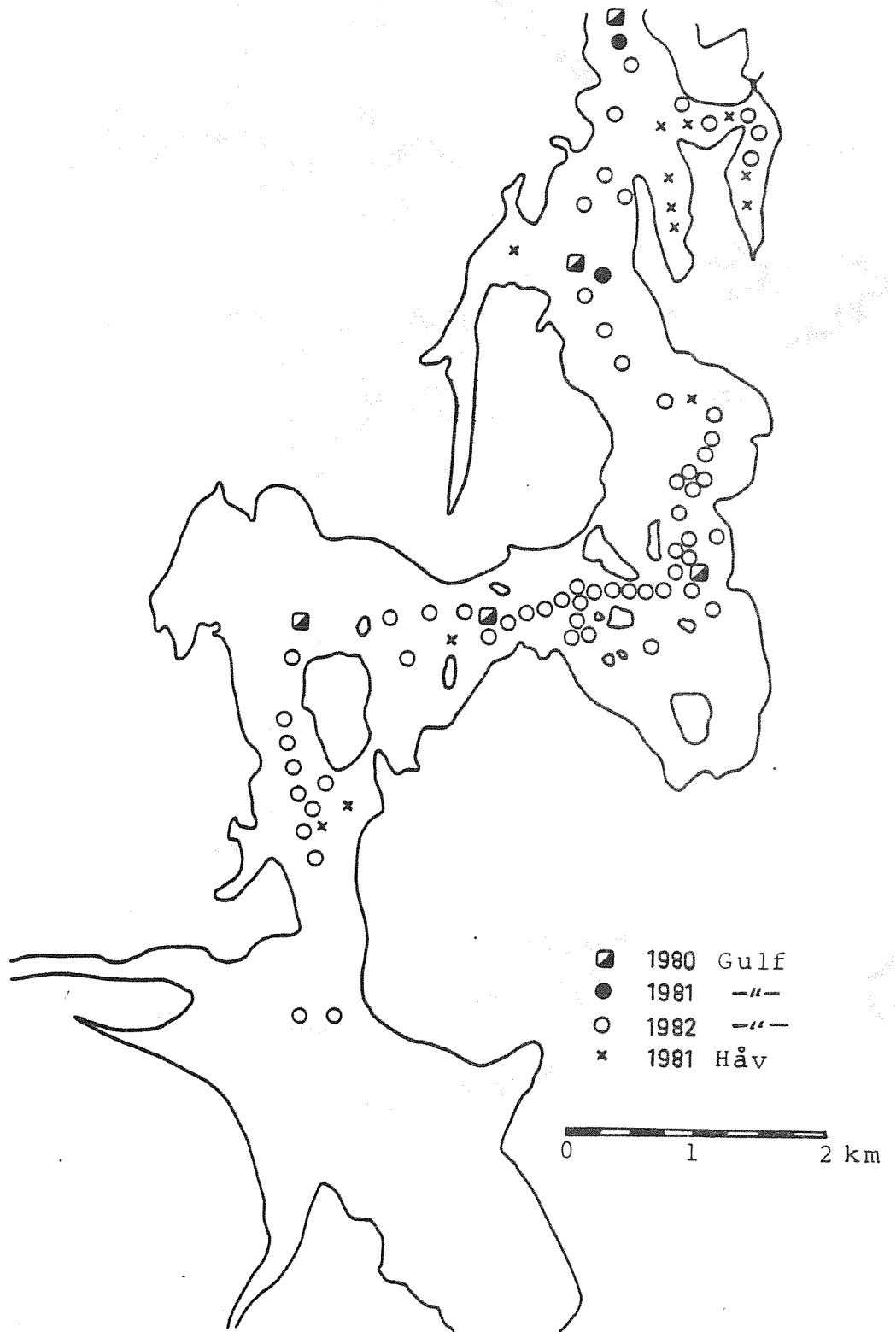


Fig.32. Förekomsten av små (gulesäcksstadie) norsyngel i mynningsområdet.

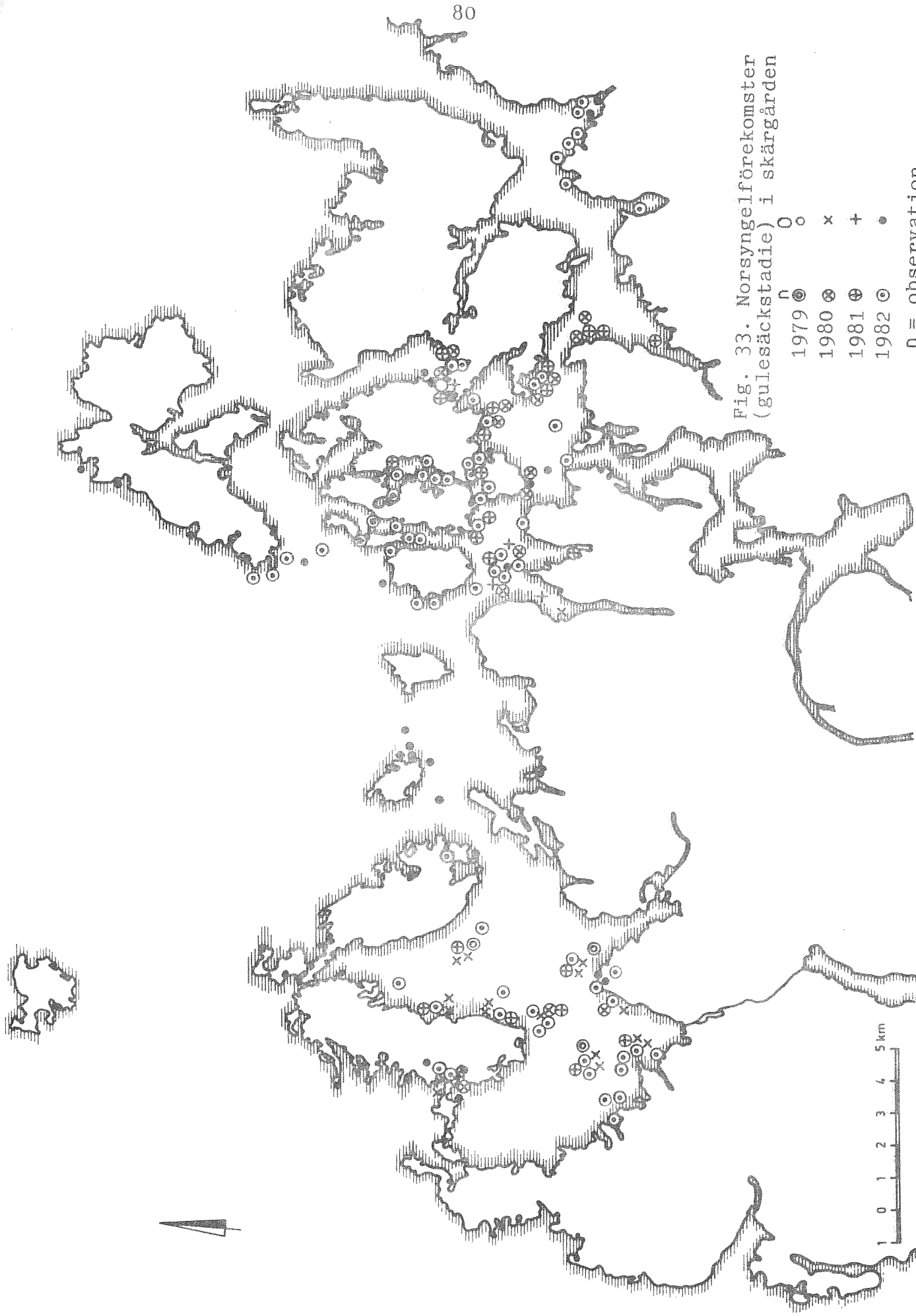


Fig. 33. Norsyngelförekomster (gulesäckstade) i skärgården

1979	n	●	○
1980	n	⊗	x
1981	n	⊕	+
1982	n	⊙	●

n = observation
 0 = ej fångst

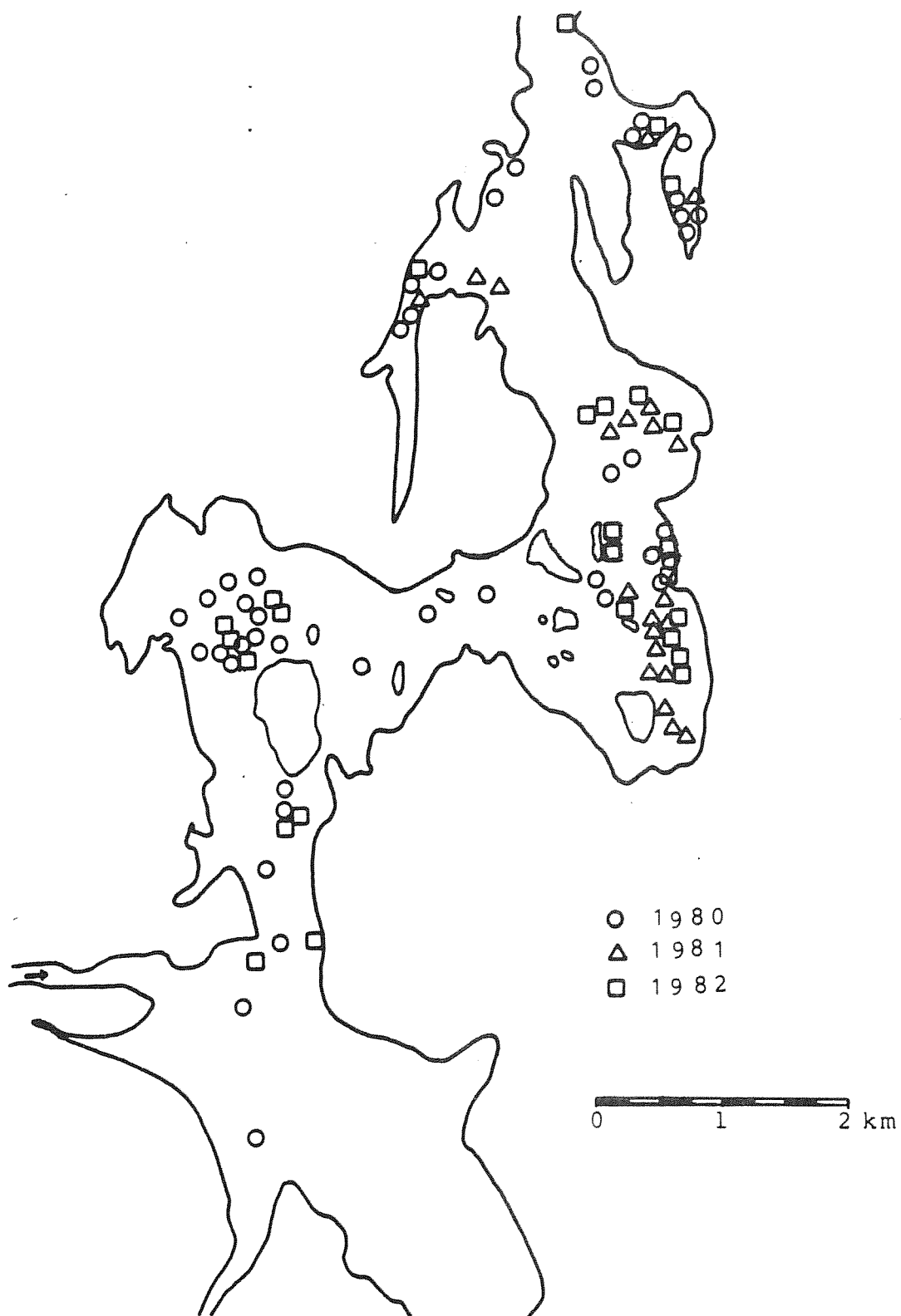


Fig. 34. Förekomst av norsyngel i yngelnotningar i mynningsområdet.

Större norsyngel observerades i mynningsområdet i tätare samlingar, speciellt i älvens bakvatten. Ett av dessa finns vid Ässesholmen, där tätheten var 44 - 110 ind/m³ (16.6.-82). Högre upp vid Nätören observerades tre veckor senare 2 - 31 ind/m³ (8.7.-82). Medellängden var 14,2 mm (variationsbredd 6 - 19 mm). Notningar inom samma område vid kanten av älvfågan gav 2814 - 4077 individ, med en medellängd på 17,3 mm (variationsbredd 13 - 24 mm).

Noten lämpar sig inte helt för fångst av norsyngel i älvfåran eftersom vattenströmmarna och notens ringa fångstdjup (c. 2 m) försämrar notens effektivitet. I vegetationsbältena fångar noten även norsyngel effektivt, men trots detta var norsfångsterna mindre i vegetationsbältena än i älvfåran (bilaga 3). Den årliga fördelningen områdesvis visas i fig. 34. I Vassor fjärd fångades nors med not endast 1980. Följande år fångades inte nors med not innanför Söderfjärden, där också fångsterna bestod av ett fåtal individ. År 1982 fångades norsyngel vid Vassorfjärdens mynning.

Trålfångsterna ges i tabell 32. Fångstvariationen är stor, men enhetsfångsters genomsnittliga nivå i Kvarken är uppenbarligen lägre än den som observerats i de östra delarna av Finska viken vid Kymmene älvs mynning och i Skärgårdshavet vid älvmyrningar (Hudd & Aro 1983). Variationen i trålfångsterna beror på norsarnas förflyttningar i skärgårdsområdet och på den ojämna fördelningen inom trålningsområdena.

Ynglens tillväxt

Ynglens storlek varierar mellan olika fångstområden. Skillnaderna kan vara en följd av den långa kläckningstiden (skilda lekgrupper), utvandring från de inre områdena som en funktion av storleken, och möjligen av skillnader i näringsförhållanden. Tillsvidare finns alltför litet information för en analys av tillväxtskillnaderna inom olika områden. I slutet av sommaren är norsynglens längd 50 - 70 mm (fig. 35).

4.223 Tillväxt

Norsens tillväxt har hållits konstant i undersökningsområdet från 1979 till 1982 (tabell 33). Norsens tillväxt i undersökningsområdet är lika snabb som norsens tillväxt i Bottenviken (Timola 1970).

4.224 Fångstens och beståndets åldersstruktur

Den nors, som fiskas med strömmingsryssjor, vars maskvidd är 13 mm och större, rekryteras till fisket vid en ålder av 4 - 5 år (fig. 36). I fisket med norsryssjor i Maxmo skärgård (maskvidd c. 10 mm) rekryteras norsen vid en ålder av 3 - 4 år. Av åldersstrukturen i fångstproven framgår att 1977 års årsklass är dominerande i hela områdets fångst. Orsaken är att årsklassen 1977 dominerar i proven från Maxmo (fig. 36). Man kan också se att en "föråldring" av beståndet skett sedan 1980. Årsklassen 1978 är förhållandevis svag. Årsklasserna 1979 och förmodligen

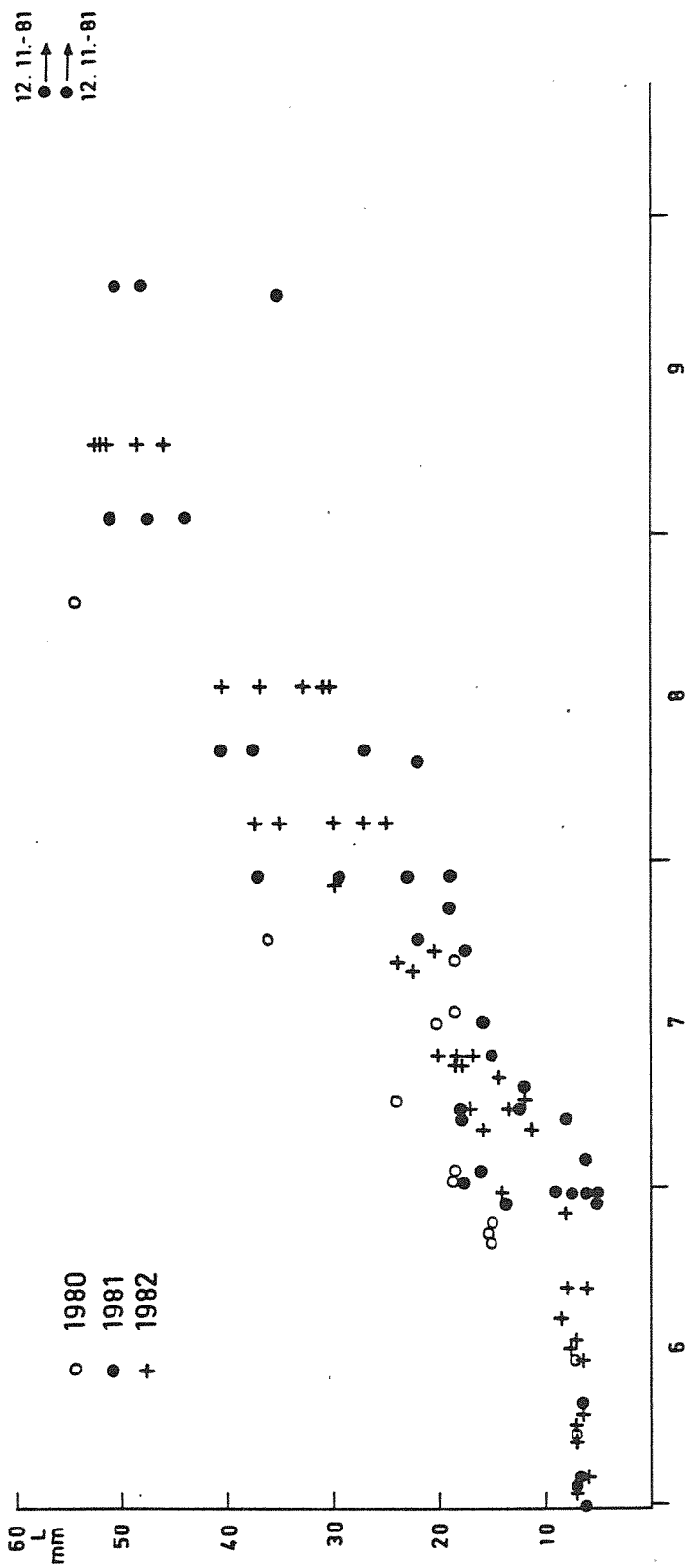


Fig. 35. Norsynglens medellängd per dag åren 1980 - 82.

Tabell 32. Yngeltrål fångsten (0+) st/15 min drag.

	Dragplats	Dragdjup	Strömning	Nors	Abborre	Gärs Gös ^{a)}	Bräxen ^{b)} Mört	Uvriga fiskarter
27.7.1980	Getlax	1,5-3,5	-	3	-	-	-	-
	Pudimo	"	-	4	-	-	-	-
	Mynningen	"	-	1122	-	-	-	-
	Bytesholmsfj.	0-2	-	579	-	15	-	-
	Österfj.	"	-	30	-	99	-	-
	Pudimo	1,5-3,5	-	-	-	-	-	-
25.8.1980	Mynningen	1,5-3,5	-	-	-	1 ^{a)}	-	-
	Bytesholmsfj.	0,5-2,5	-	6	-	3 ^{a)}	3 ^{b)}	-
	Österfj.	0-2	-	5	-	1 ^{a)}	-	-
	Pudimo	1,5-3,5	4	-	-	-	-	-
30.7.1981	Östersund		27	12	-	-	-	-
	Pudimo		3	3	-	-	-	-
	Mynningen		-	3	-	-	-	-
	Kvimo		30	120	6	-	-	-
	Bytesholmsfj.		-	75	3	-	-	-
	Österfj.		-	-	60	-	-	-
11.8.1981	Östersund		144	18	-	-	-	-
	Pudimo		48	285	-	3 ^{a)}	-	-
	Pudimo sand		27	6	-	-	-	-
	Mynningen		105	228	-	-	-	-
	Bytesholmsfj.		3	403	-	-	-	1 gädda
	Österfj.		-	-	-	-	-	3 gädda
2.9.1981	Östersund		15	1029	-	-	-	-
	Mynningen		-	24	6	-	-	-
	Kvimo		54	2940	15	-	-	-
	Bytesholmsfj.		-	-	-	-	-	1 id
	Österfj.		-	-	-	15	-	-
24.9.1981	Östersund		-	-	-	-	-	-
	Mynningen		30	-	-	-	-	-
	Bytesholmsfj.		-	72	-	-	-	-
	Österfj.		-	6	-	-	-	-
12.11.1981	Östersund		-	196	-	-	-	-
	Västersund		-	13	-	-	-	-
	Mynningen		-	12	-	-	-	-
29.6.1982	Östersund	2	-	-	-	-	-	-
	Pudimo sand	2	-	-	-	-	-	-
	Malgrund	4	-	-	-	-	-	2 sik
	Pudimo	4	-	-	-	-	-	-
4.8.1982	Pudimo sand	0-2	24	249	-	-	-	3 sik
	Östersund	4	30	1570	1	-	-	123 siklöja
	Kvimo	3	34	904	-	-	-	-
	Mynningen	3,5	118	7414	-	2	-	2 siklöja
	Bytesholmsfj.	0-2	-	422	68	-	-	-
17.8.1982	Österfj.	0-2	-	99	-	-	-	-
	Bytesholmsfj.	0-2	15	553	-	-	-	-
	Mynningen	3	50	351	-	-	-	-
	Penesor	3	290	1431	-	-	-	7 sik
	Östersund	4-5	14	594	-	-	-	-
9.9.1982	Österfj.	0-2	-	13	71	-	1	-
	Bytesholmsfj.	0-2	796	132	3	1	-	9 löja
	Mynningen	3-4	9	3	-	1	-	-
	Östersund	4-5	187	77	-	4	-	1 siklöja
	Pudimo sand	0-2	-	118	-	-	-	-
	Östersund	2-3	145	153	-	-	-	-
26.10.1982	Österfj.	0-2	-	43	45	60 ^{a)}	9 ^{b)}	3 löja
	Bytesholmsfj.	0-2	76	25	-	-	16 ^{b)}	2 björkna
	Mynningen	2-3	241	186	3	-	1 ^{b)}	-
	Östersund	4	58	2	-	2	7 ^{b)}	-

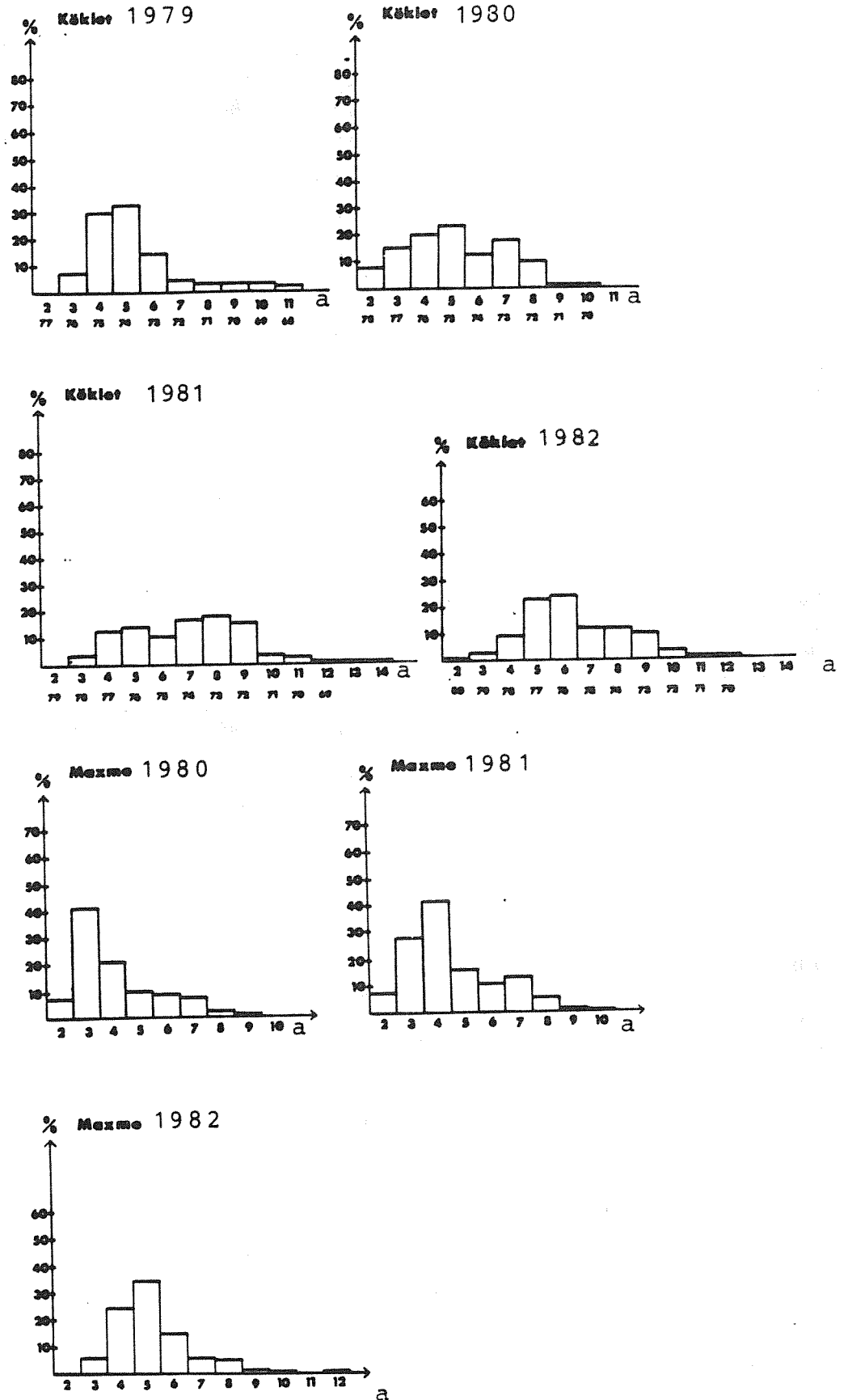


Fig. 36. Norsfångstens åldersstruktur i Köklot - Maxmo.

Tabell 33. Norsens medelstorlek: fångstprov 1979 - 1982.

	Alder	Antal	ind. %	\bar{x} längd	s	\bar{x} vikt	s
1979	3	12	8,0	135,3	4,7	14,0	2,9
Köklot	4	51	34,0	148,0	4,5	19,5	2,4
n = 150	5	49	32,7	159,1	5,6	24,7	3,7
	6	21	14,0	172,4	3,6	33,3	3,8
ryssja	7	5	3,3	187,2	4,35	42,2	4,9
	8	3	2,0	193,7	4,0	48,7	1,5
	9	3	2,0	198,3	8,5	54,0	12,1
	10	3	2,0	213,0	6,1	65,0	8,7
	11	3	2,0	224,7	7,1	69,3	12,7
1980	2	13	8,0	121,2	3,9	10,1	1,2
Köklot +	3	46	28,4	130,3	6,7	12,0	2,0
Brudsund	4	25	15,4	151,4	5,9	20,0	3,0
n = 162	5	27	16,7	160,1	6,5	25,5	3,9
	6	17	10,5	172,2	5,5	31,0	3,4
ryssja	7	21	13,0	183,9	3,3	40,3	4,2
	8	10	6,2	194,0	3,2	46,9	4,8
	9	2	1,2	199,0	8,5	49,5	14,8
	10	1	0,6	220,0	-	73,0	-
1981	2	2	0,4	125,5	2,1	11,0	0
Köklot +	3	54	12,0	134,8	3,2	14,8	2,5
Maxmo	4	118	25,8	146,4	4,1	19,2	3,0
n = 450	5	68	15,1	159,2	4,6	24,6	4,1
	6	45	10,1	170,9	4,4	30,1	6,8
ryssja	7	52	11,6	180,7	5,3	36,8	4,9
	8	51	11,3	195,5	7,4	46,8	9,1
	9	44	9,8	204,7	7,5	54,7	8,3
	10	8	1,8	212,6	9,5	55,4	8,6
	11	7	1,6	220,1	6,7	66,9	3,0
	12	1	0,2	230,0	-	81,0	-
	13	1	0,2	247,0	-	71,0	-
	14	1	0,2	242,0	-	87,0	-
1982	2	12	2,3	128,3	3,0	12,8	2,2
Köklot +	3	24	4,5	134,0	3,7	14,5	2,6
Maxmo	4	91	17,2	145,1	5,8	18,2	4,5
n = 529	5	153	28,9	156,6	5,7	23,8	3,6
	6	107	20,2	166,4	6,2	28,9	5,6
	7	47	8,9	176,6	5,7	34,9	5,5
	8	46	8,7	189,0	7,6	44,1	8,2
	9	28	5,3	200,8	6,5	51,3	9,5
	10	13	2,5	219,9	10,3	69,6	13,2
	11	3	0,6	221,7	1,5	68,3	13,1
	12	5	1,0	222,6	5,1	78,2	13,5



Fig. 37. Norsryssje-
platser 1979-1980.



Fig. 38. Övergivna
norsryssjeplatser.

1980 är svaga, eftersom deras andel av fångsten 1982 ligger under genomsnittet. Fångsten av årsyngel tyder på att årsklassen 1982 är starkare än årsklasserna 1980 och 1981 (avsnitt 4.222).

4.225 Norsfisket

Egentligt norsfiske bedrivs med ryssjor under norsens korta lekvandring i slutet av april och i början av maj. De flesta ryssjor som används är norsryssjor (maskvidd 10 mm). I bl.a. Köklot används för norsfiske också strömmingsryssjor vars maskvidd är 12 - 13 mm. Ryssjorna, som används i norsfiske ingår i tabell 16 eller 18 som strömmingsryssjor eller övriga ryssjor över 1,5 m.

Norsfisket inom undersökningsområdet har avtagit i betydelse under en lång tid. Minskningen i fiskeintensiteten avspeglas i bl.a. minskningen av de utnyttjade norsfiskeplatserna (fig. 37 och 38). Det har inte skett större förskjutningar i fiskeområdet sedan 1960-talets slut, förutom att det sedan 1960-talet inte fiskats nors i området innanför Tottesund. Den håvning av nors, som förekommit under norsens lekvandring i Petsmo och Kalvholm har upphört.

Numera används all den fiskade norsen till foder. Praktiskt taget all den nors, som fiskas inom området säljs till fodertillverkare inom området, eller används som foder i fiskarnas egna pälsfarmer.

4.226 Norsfångsten

Norsfångsten i ryssjefisket har enligt intervjuuppgifterna minskat kontinuerligt under 1970-talet. Fångsten i ryssjefisket har rört sig kring 100 ton åren 1980 - 1982 (tabell 34). Under sikfisket med nät fastnar stora mängder nors i näten, uppskattningsvis (på basen av intervjuer) 1 - 1,5 ton per månad. I husbehovs- och fritidsfisket fiskades 1981 c. 2,8 ton nors inom undersökningsområdet (Sepponen & Hildén 1983). Typiskt för norsfångsterna är att de varierar mycket från år till år.

Tabell 34. Totalfångsten av nors 1980 - 1982 i undersökningsområdet (ton).

	1980	1981	1982
strömmingsryssja	24	5	10
norsryssja	97	45	90
nätfisket	12-18	12-18	12-18
fritids- och husbehovs- fiske		2,8	

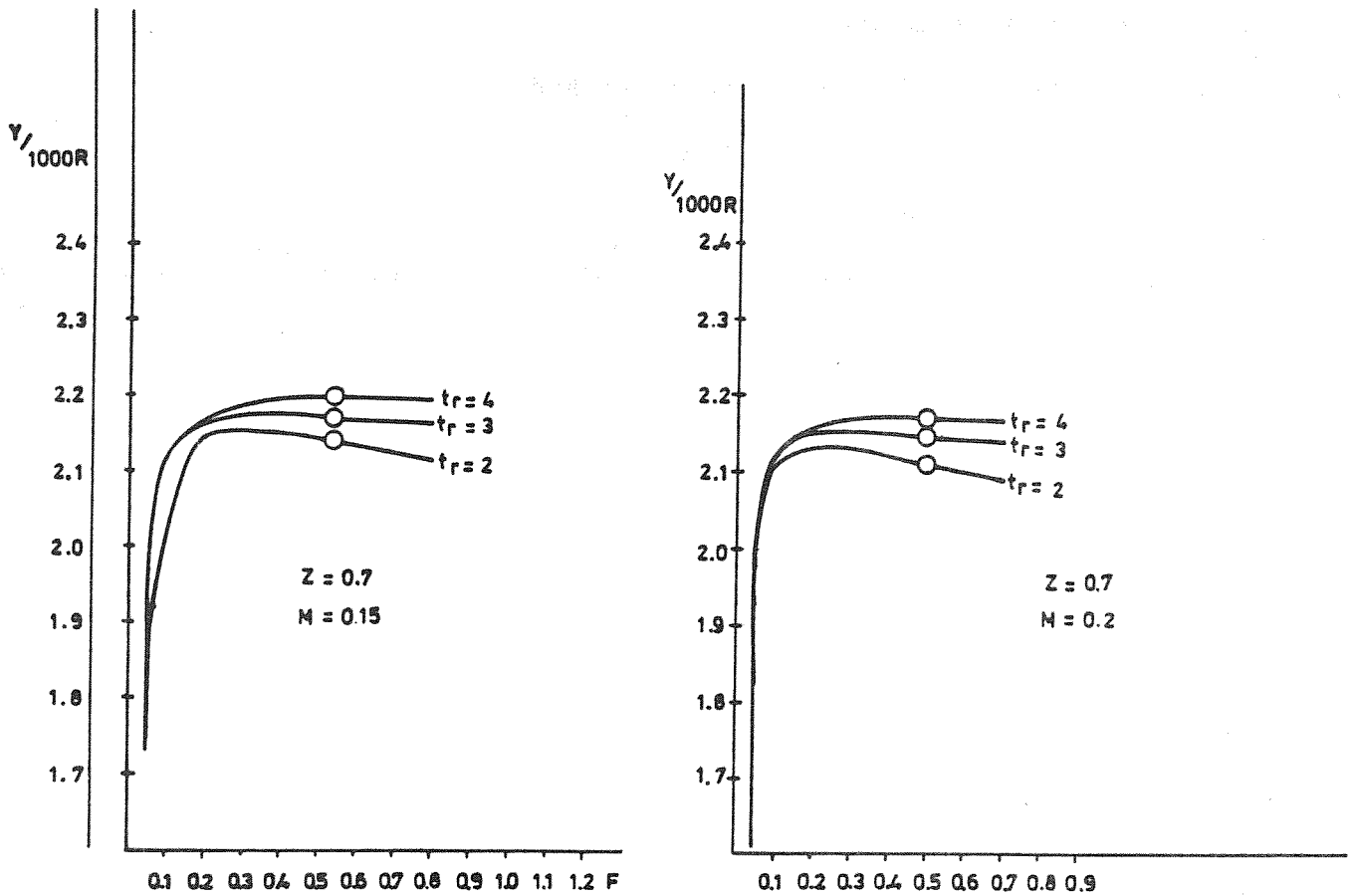


Fig. 39. Fångst per rekryt kurvor för nors i Kvarkenområdet.

o = nuvarande fiskedödlighet
 t_r = rekryteringsålder

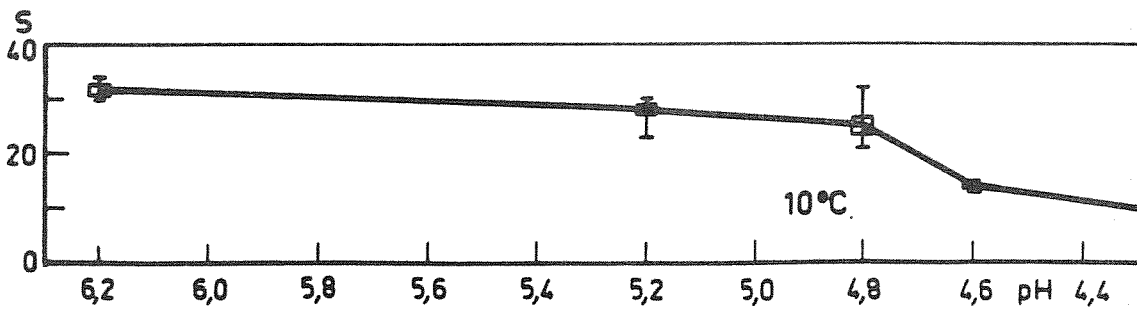


Fig. 40. Norsspermiernas rörelsetid som en funktion av vattnets pH.

4.227 Utnyttjandet av beståndet

Undersökningar av Kvarkens norsbestånd (Hudd 1983) tyder inte på att beståndet skulle vara alltför hårt utnyttjat. Norsbeståndets fångst per rekryt kurvor ges i fig. 39. De variationer som observerats i Kvarkens norsfångst förefaller vara betingade av omvärldsfaktorer som dels påverkat rekryteringen, dels fisket. Fluktuationer i omvärldsfaktorer kan förorsaka stora svängningar i norsbeståndet (Ilyenkova et al. 1978) och fluktuationer är typiska för norsfisket (Belyanina 1969). Eftersom fisket bedrivs i menförestid kan klimatförhållandena direkt påverka fisket (Hästbacka & Hudd 1980).

4.228 Miljöförändringars inverkan

Den del av norsbeståndet som stiger upp i mynningsområdet för lek är speciellt utsatt för den ökade försurning, som inträtt under vårflödet sedan slutet av 1960-talet. De år då älvvattnet inte är surt, stiger norsen upp i älven åtminstone till Oxholm. Orsaken till att norsfisket upphört innanför Tottesund (fig. 38) är förmodligen den minskade uppstigningen av nors i mynningen sedan slutet av 1960-talet. Norsen, som används till foder har säker åtgång och orsaken är således inte avsättningssvårigheter. I Maxmo skärgård har ryssjefisket på nors ofta påverkats av de snabba variationerna i vattenkvaliteten. Flere vårar har det varit omöjligt att bedriva ryssjefiske i de delar av skärgården som ligger nära älvmyningen. T.ex. fångades enligt uppgift all nors 1977 vid de yttersta fångstplatserna i skärgården. År 1977 var älvens vattenkvalitet låg.

Eftersom norsens uppvandring till lekplatserna sker redan i slutet av april och i början av maj är norsstimmen utsatta för den akuta förändring i vattnets surhetsgrad, som ofta inträffar under vårflödet. Tonvis med nors har dött i Tottesund och Österhankmo sund. Åren 1980 - 82 har massdöd inte observerats men 1981 fann fiskare några hundra kg död nors vid Tottesund (A. Söderblom muntl. medd.). År 1982 dog mindre mängder nors i Österhankmo Hemfjärden (A. Finne muntl. medd.). Nors har även dött i bragderna flere vårar, t.ex. i Särkimo och Brudsund. I Köklot och Vasa har fenomenet inte observerats.

Norsens lekplatser är på grynnor och hårdbottnar, dvs. där strömhastigheten är relativt stor. I mynningsområdet leder detta till att älvvattnets kvalitet påverkar norslekplatserna direkt. Då leken dessutom sker tidigt, utsätts norsleken ofta för den kritisk låga vattenkvaliteten som under 1970-talet kännetecknat vårflödet (avsnitt 2.3). Eftersom norssädescellernas rörelsetid är kort och eftersom rörelsetiden avtar då vattnets pH värde sjunker (fig. 40), kan man anta att vattnets pH värde måste vara relativt högt, för att förutsättningar för befruktning skall finnas. Den fastsittande rommen är också utsatt för fluktuationer i älvvattnets kvalitet. Uppgifter om norsrommens känslighet för surt vatten saknas. Norsynglen håller till i det fria vattnet och utsätts därför ofta snabbare än fiskar i växtlighetsbältena för svängningar i vattenkvaliteten. Yngelförekomsterna har också varierat betydligt i de inre delarna av mynningsområdet 1980 - 82 (avsnitt 4.222). Resultaten av undersökningarna vid Öster-

hankmosund tyder också på att dräneringsvatten förstör förutsätt-
ningarna för lek. Inga yngel har observerats i området trots
att lek skett.

Utgående från de tillgängliga uppgifterna om vattenkvalitetens
inverkan på norsförökningen kan man slå fast att den i Maxmo
dominerande årsklassen 1977 inte kan ha kläckts i de inre delarna
av undersökningsområdet (jmf. avsnitt 2.31). Årsklassens fram-
gång kan eventuellt förklaras med att överlevnaden i de yttre
delarna av undersökningsområdet varit hög p.g.a. att ynglen inte
utsatts för återkommande försurningschocker eller p.g.a. att
norsyngelpredatorerna minskat inom området. Årsklassen 1977
är inte dominerande i t.ex. Vasa södra Stadsfjärd (Hudd 1983),
vilket tyder på att överlevnaden påverkats av en lokal förändring
i miljön. Orsakerna till den variation i hela områdets fångst
som beror på variationerna i rekrytering är i detta skede svåra
att koppla till bestämda miljöförändringar, eftersom rekryteringen
hos norsen också normalt varierar kraftigt (Belyanina 1969).
Ifall det visar sig möjligt att uppskatta
årsklassens styrka utgående från yngelobservationer kan man i
framtiden uppskatta rekryteringsförlusterna på basen av yngel-
observationer och detaljerade uppgifter om vattenkvaliteten.

Norsfisket har påverkats av massfiskdöd. Effekterna av den mass-
fiskdöd som drabbade beståndet 1972 (Vattenstyrelsen 1974) har
emellertid inte kunnat kvantifieras, eftersom fångst- och bestånds-
uppgifter saknas.

4.23 S i k

4.231 Sikformerna i undersökningsområdet

I Östersjön finns i huvudsak två former av sik, vandringsvik,
Coregonus lavaretus L. s.str. och havslekande sik, Coregonus
widegreni Malmgren, förutom utplanterad sik av okänt ursprung.
Tillväxten hos vandringsviken är snabbare än hos den havslekande
viken i Kvarken och vandringsviken blir större än den havslekande
viken (Lehtonen 1981). Sikformerna har också vissa morfologiska
olikheter.

Bottniska vikens vandringsvik vandrar över hela Bottniska viken (Wik-
gren 1962, Lehtonen 1981, Ikonen 1982) medan den havslekande
viken är stationärare (Lehtonen 1981). Sikarna är hemortstrogna
och genom försök med utplanterade sikar har man funnit att präg-
lingen sker redan på yngelstadiet (E. Ikonen muntl. medd.).

Enligt sikprov tagna utom lektid har litet över hälften av de nätfångade
sikarna varit vandringsvikar (Lehtonen 1981). Sommaren 1982
var 56 % av fångsten vandringsvik (H. Lehtonen muntl. medd.).
Under lektid skiljs sikformerna åt då vandringsviken vandrar
till lekälvarna. Från och med oktober - november till april -
maj befinner sig största delen av de köns mogna vandringsvikarna
i närheten av lekplatserna (Ikonen 1982, med referenser).

Fiskarna fångar vandrings-siken som "storsik" (sik > 1 kg), men en betydande del av fångsten av mindre sik är numera icke köns-mogen vandrings-sik (Lehtonen 1981). Enligt intervjuuppgifter har "storsiken" blivit sällsyntare. Försöksfiske i Voitby i oktober 1982 visade att lek-mogen "storsik" kan fångas där. Sikarna i Voitby fors var typiska vandrings-sikar. Enligt intervjuuppgifter och provtagningar på sik som fångats i t.ex. braxennät vid Öster-fjärden (Korsholm) tycks sikuppstigningen börja omkring den 20. september och pågå till omkring den 25. oktober. Försöksfiske vid Grytbotten i älvmynningen utanför Sticksholmen och pumpning av rom (Hudd et al. 1981) visade att "storsik" leker där. Till-växten hos dessa sikar motsvarade vandrings-sikens tillväxt, men antalet gälräfständer motsvarade den havslekande sikens (H. Lehtonen muntl. medd.).

4.232 Lekplatser och yngelbiologi

Den havslekande siken leker vid grynnor i skärgården bl.a. vid Mickelsörarna, i Köklot yttre skärgård, i skärgården mellan Köklot och Maxmo och i Maxmo skärgård. Någon systematisk kartläggning av siklekplatserna har inte kunnat göras, p.g.a. områdets vid-sträckthet. Vandrings-siken leker i älvar, men lek har även observerats i älvmyningar (M. Himberg, E. Ikonen pers. medd.). Enligt Hurme (1962) var Kyro älv tidigare en viktig sikälv. Lek-mogna vandrings-sikar fångas fortfarande vid Voitby. Storsik leker vid Sticksholm. Denna "storsiks" taxonomiska status är inte klarlagd (avsnitt 4.231), men ur fiskets synvinkel kan den klassificeras som "vandrings-sik" på grund av sin tillväxt. Enligt intervjuuppgifter leker "storsiken" även vid Öskatan.

Små sikyngel påträffades vid Kimholmarna 1981 (15.5.), trots att nedvandrande sikyngel inte påträffas i Kyro älv (Ikonen et al. 1983). År 1982 påträffades några dygn gamla yngel i gulesäckstadiet vid älvmynningen (fig. 41). Äldre yngel påträffades vid flere provtagningsstationer i skärgårdsområdet utanför älvmynningen (Fig. 41). Resultaten ger inte en fullständig bild av sikens yngelområden, men uppenbart är att sikyngelproduktion sker i området kring älvmynningen. Sikynglens storlek under den första sommaren ges i fig. 42.

4.233 Aldersstruktur

Av fångstprov ur lekbestånd från Mickelsörarna framgår att undersökningsområdets havslekande sik 1977 hade ett framgångsrikt år, vad gäller ynglens överlevnad. Man ser också att 1977 års årsklass är företrädd i fångstprov från Voitby och i prov från vandrings-sikar i Österfjärden. Däremot är 1977 års årsklass svag eller kanske helt och hållet obefintlig i den mynningslekande siken från Grytbotten (tabell 35). 1978 års årsklass är förmodligen stark i beståndet från Mickelsörarna. Eventuellt har förökningen också lyckats relativt väl Grytbotten.

Under de senaste åren har sikfångsten i hela Bottniska viken ökat. Detta beror till en stor del på att årsklassen 1976 varit synnerligen stark hos vandrings-siken. Årsklassen styrka är eventuellt en följd av framgångsrika utsättningar i de norra delarna av Bottenviken (Hildén et al. 1982).

Tabell 35. Aldersstrukturen hos havslekande sik från Mickelsörarna, Grytbottnen och Kyro älvs vandringsrik. a) prov taget i september, ? = osäker bestämmning (I. Antere muntl. medd.).

		årsklass												
		79	78	77	76	75	74	73	72	71	70	69	68	
1979	M:örarna	n			4	54	51	17	15	7	4			
		%			2,6	35,3	33,6	11,2	9,9	4,6	2,6			
1980	M:örarna	n		38	13	13	16	12	21	10	9	2	1	
		%		28,1	9,6	9,6	11,9	8,9	15,6	7,4	6,7	1,5	0,7	
1981	M:örarna	n	25	150	12	6	5	5	7	4	1			
		%	11,6	69,8	5,6	2,8	2,3	2,3	3,3	1,9	0,5			
1982	M:örarna a)	n	2	19	6	1	1	2	1					
		%	4,1	38,7	12,2	2	2	4	2					
1982	Grytbottnen	n	1	32	1 ?	2	3							
1982	Voitby	n		2	5	1								
1982	Österfjärden	n		4	1	1								

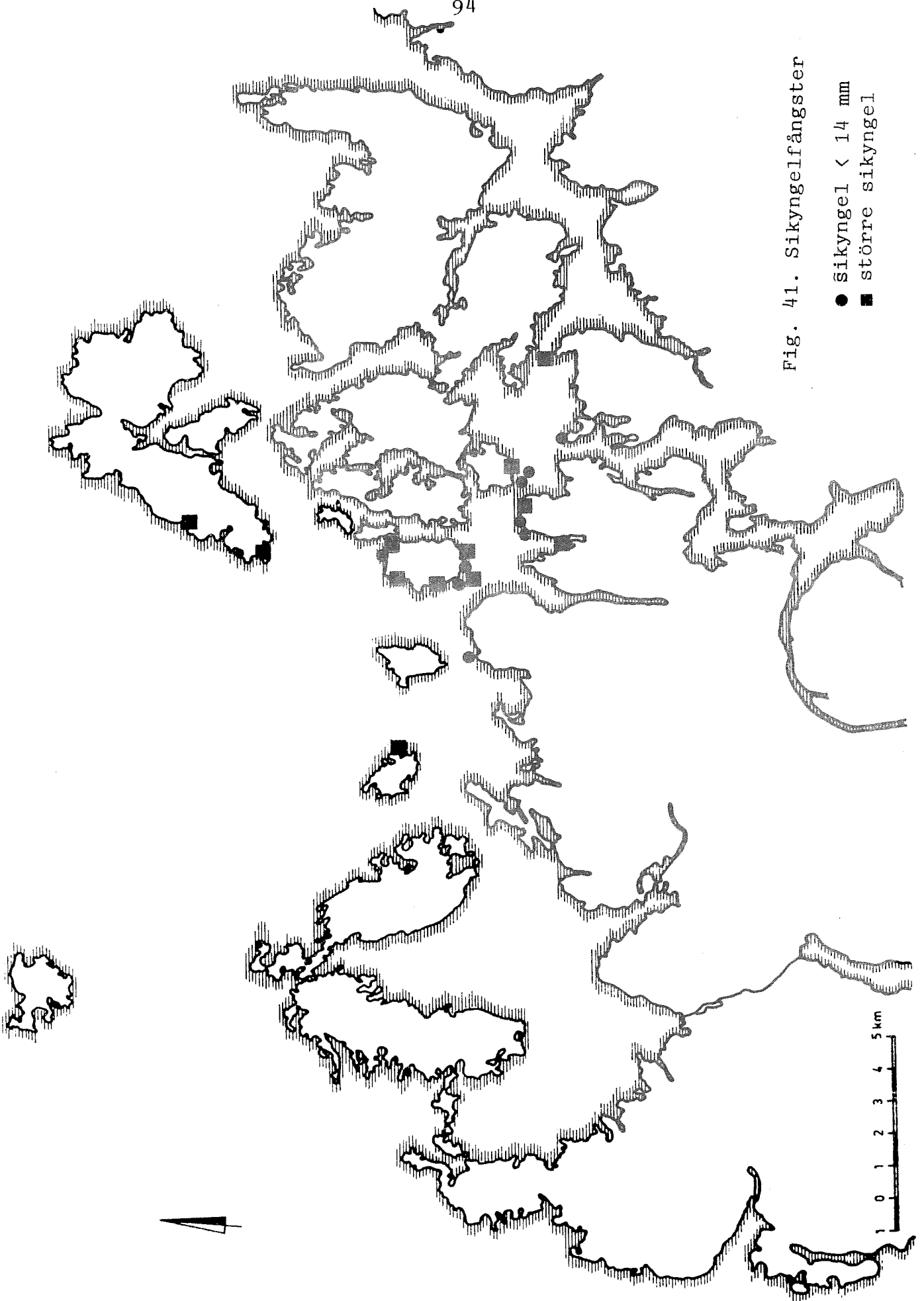


Fig. 41. Sikyngelfångster

- sikyngel < 14 mm
- större sikyngel

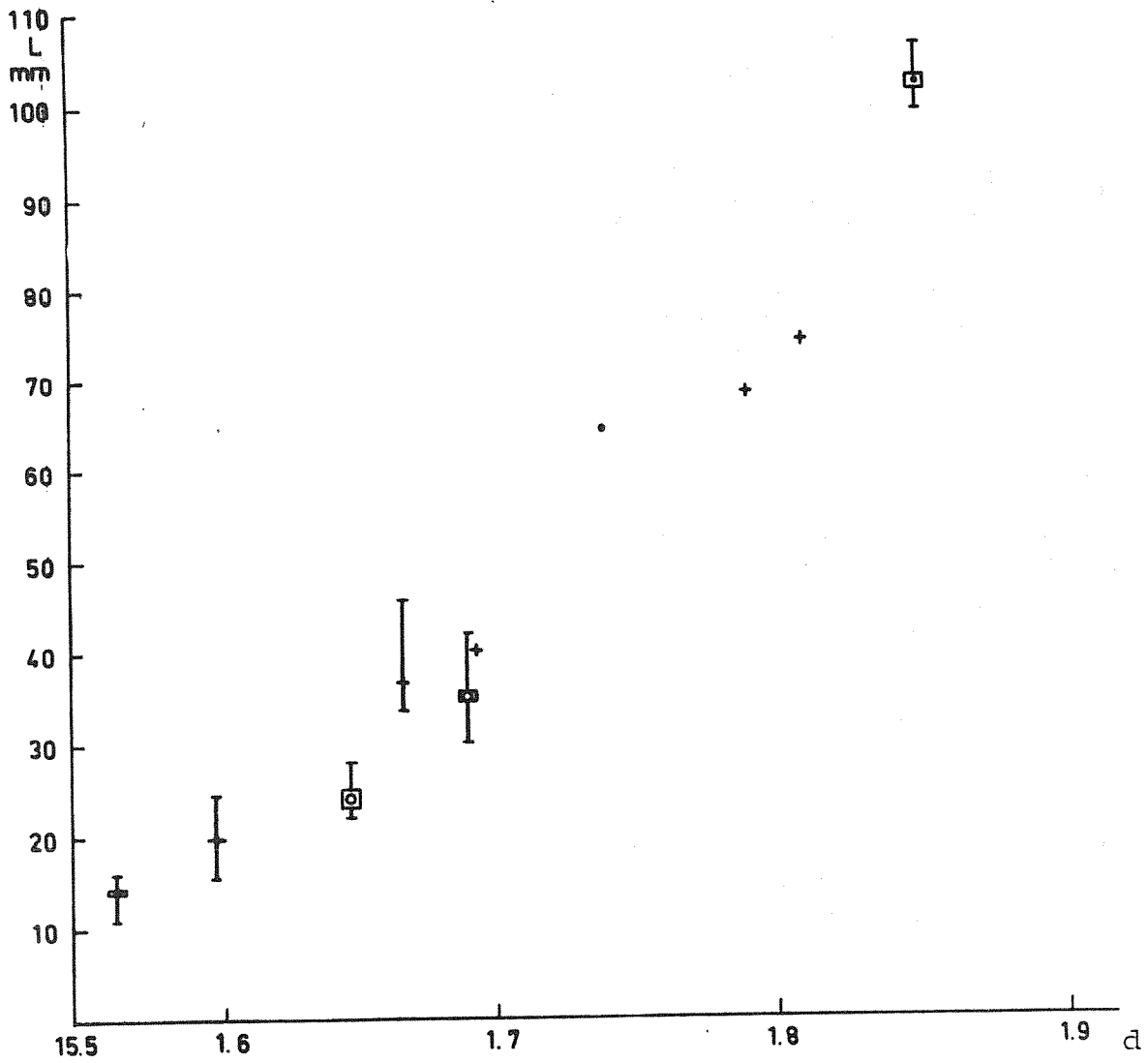


Fig. 42. Sikynglens längdtillväxt 1982.

- Sticksholmen, Storskatan, Penesor
- + Pudimo
- Harapois, Västerö
- ⊥ MAX
- ⊥ L ± S.E.
- ⊥ MIN

4.234 Sikfisket

Numera bedrivs sikfiske nästan uteslutande med nät. I undersökningsområdet finns bara ett fåtal sikryssjor, som används tillfälligt. Ytterom Mickelsörarna används några fällor av kombityp. De oftast använda siknätens maskvidd är 35 - 40 mm. Enligt intervjuuppgifter har maskvidden ökat något under undersökningsperioden. I Maxmo skärgård används djupa siknät mer än i undersökningsområdet västra delar. De djupa siknäten introducerades i mitten av 1970-talet och ökade fångstansträngningen betydligt. De nya näten mångdubblade investeringarna. Periodvis fångas relativt stora mängder sik som bifångst i strömmingsryssjor. De redskap som används i sikfisket presenteras i avsnitt 4.123.

Sik fiskas av fiskare från alla byar inom undersökningsområdet. I Vassor-Hagnäs-Kuni har sikfisket upphört, men tidigare var det säsongbetonat (Suupohja 1965) och troligen inriktat på de stigande sikarna. Fastän antalet fiskare har minskat och således även konkurrensen på fiskeplatserna, visar kartläggningen av de viktigaste sikfiskeplatserna att de innersta fjärdarna från Maxmo till Oxkangar inte längre används i sikfiske (fig. 43a,b). De största förändringarna har skett undet 1970-talet.

Fiskare från Maxmo skärgårds inre delar har även de längsta fiskefärderna i sikfiske (Hudd et al. 1982). De största nyinvesteringarna i havsgående båtar har också gjorts i Särkimo.

I nästan alla byar har de intervjuade fiskarna uppgett att de övergått till sikfiske då de övriga fjällfiskefångsterna minskat eller helt gått förlorade. T.ex. i Köklot där laken vintertid var en viktig fiskeresurs (avsnitt 4.28) har de flesta av fiskarna slutat fiska i de inre fjärdsområdena och fiskar numera sik på Norra Gloppet. I Särkimo var braxen karaktärsfisk speciellt vintertid. Numera har sikfisket nästan helt övertagit braxens roll. Utvecklingen kan följas i intervjuvaren (Hudd et al. 1981) och kommer till synes i fångststatistiken (avsnitt 4.3) Den gynsamma beståndutvecklingen i vandrings-sikbeståndet (avsnitt 4.233) har gjort övergången lönsam.

Undersökningsområdets fritids- och husbehovsfiskare fångar sik med nät. De mest använda näten hade maskvidden 37 - 45 mm. Uppgifter om fritidsfiskets utveckling saknas, men enligt de flesta besvarade formulären har sikfångsten minskat under de senaste 5 åren (Sepponen & Hildén 1983).

4.235 Fångsten

Undersökningsområdets sikfångst har ökat under 1970-talet (tabell 36, fig. 44). Uppgifterna om invägningen från 1960-talet är bristfälliga, men en ökning av fångsten är obestridlig. Samma utveckling kan även ses i hela Bottniska viken (Hildén et al. 1982). Under 1970-talet har höstfiskets fångststopp ökat mest. Den relativa minskningen i oktober månads fångst 1979 (fig. 44) beror på sikfredningen. Fritids- och husbehovsfiskarnas sikfångst 1981 var c. 25 ton då den försålda fiskens andel subtraheras från totalfånsten. År 1981 överskred undersökningsområdets sikfångst 100 ton. För att kunna avgöra i vilken mån denna fångst är beroende av förhållandena i Kyro älv, måste fångsten delas upp på de olika sikbestånden.

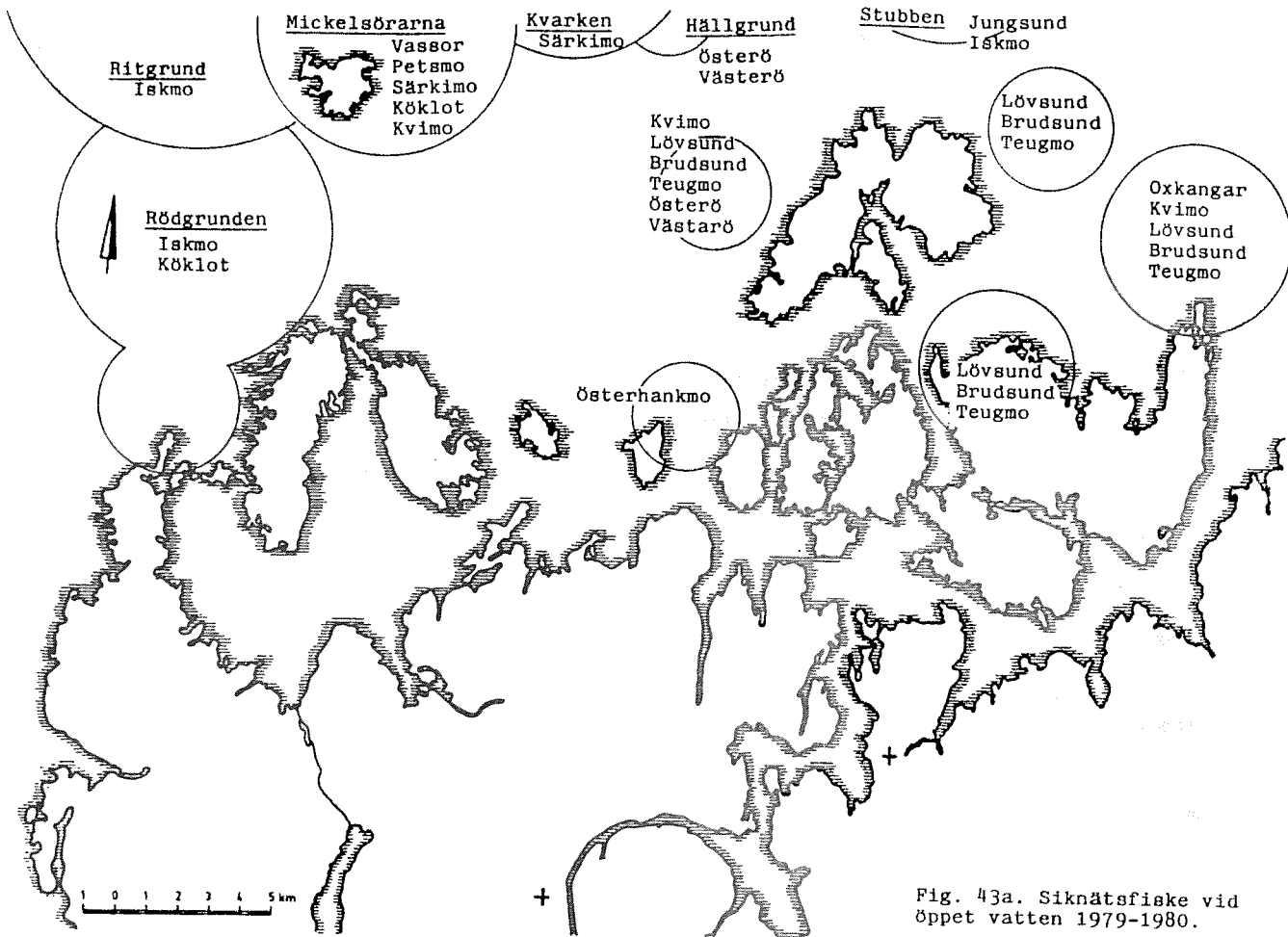


Fig. 43a. Siktätsfiske vid öppet vatten 1979-1980.

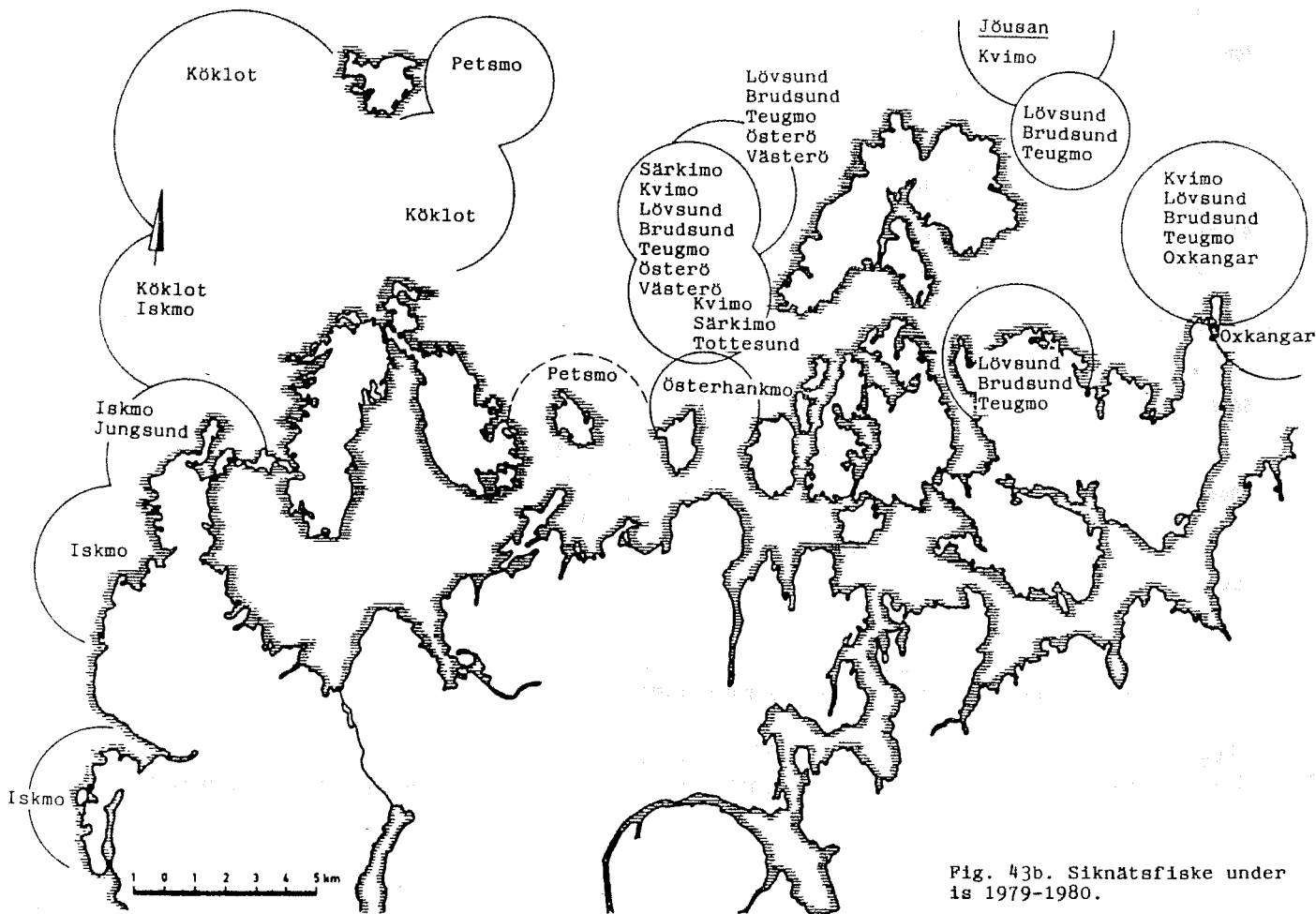


Fig. 43b. Siktätsfiske under is 1979-1980.

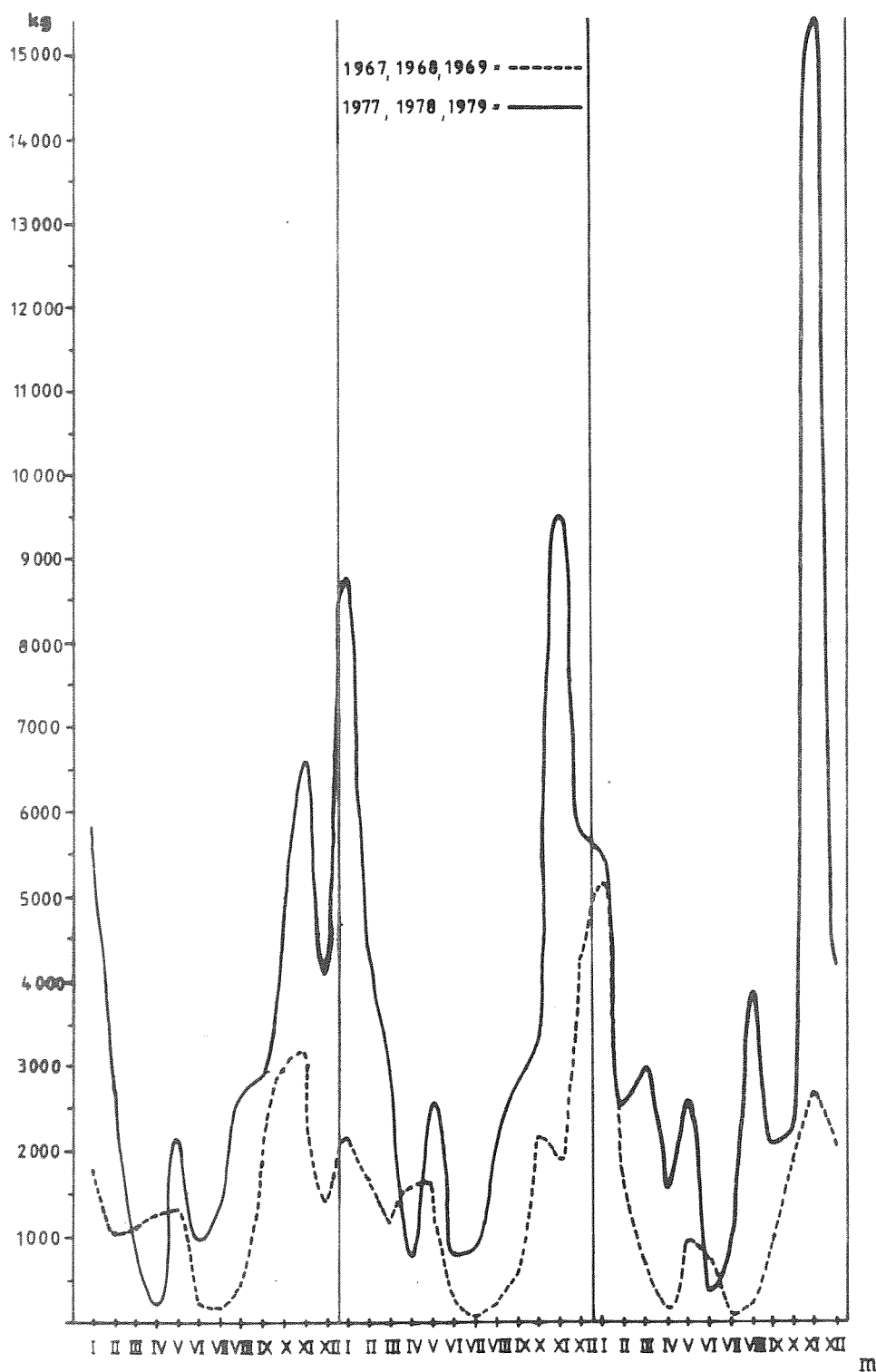


Fig. 44. Partiinköpen av sik månadsvis åren 1967-69 och 1977-79. Inköpena gäller fiskare bosatta inom undersökningsområdet.

Undersökningsområdets sikfångst är en blandning av lokal havslekande sik och vandringsvik. Utom lektid är 40 - 60 % av de fångade sikarna vandringsvikar (Lehtonen 1981). Till följd av att vandringsviken växer snabbare kommer dess andel av fångstens vikt att vara större, 50 - 70 %.

Fångsten av havslekande sik består i huvudsak av områdets egen sikproduktion, eftersom Lehtonen (1981) visat att den havslekande viken är stationär. Fångsten av vandringsvik härstammar från flere älvar och troligen utsättningar. Något helt tillförlitligt sätt att skilja åt undersökningsområdets vandringsvik från de övriga vandringsvikarna finns inte, men man kan utnyttja det faktum att köns mogen vandringsvik som fångas från oktober till och med februari bör till största delen vara vandringsvik som leker inom området (avsnitt 4.231). Sikfångsten i nät med en maskvidd över 46 mm består i Kvarken till största delen av vandringsvik, eftersom den havslekande vikens teoretiska maximilängd i Kvarken är c. 440 mm (Lehtonen 1981). Enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för fångstruta 23 och 24 var fångsten av sik i nät ≥ 46 mm c. 12 ton både 1979 - 1980 och 1980 - 1981. Enligt uppköpslistorna från partihandlarna har invägningen av 1 klass sik under perioden oktober - februari i byarna närmast älvmyningen (Österhankmo och Särkimo) varit 3,4 ton (1977-78) och 2,4 ton (1978-79). Hösten 1979 ökade fångsterna, från oktober till december vägdes 5,2 ton in. Dessa uppgifter leder till antagandet, att en fångst av köns mogen vandringsvik på c. 10 ton bör härstamma från vandringsvik som förökar sig i undersökningsområdet. Uppskattningen är troligen ett minimivärde eftersom eventuell fångst av vandringsvik som lekt i undersökningsområdet men som fångats under andra perioder av året inte beaktats. Dessutom har fångsten av sik ökat från 1981 till 1982 (tabell 36). Å andra sidan är det möjligt, att en del köns mogna vandringsvikar inte leker varje år och att dessa ickelekande fiskar ingår i fångsten från oktober till november. De märkningsresultat Lind och Kaukoranta (1974) presenterat tyder på detta eftersom märkesåterfynd gjorts i hela Bottniska viken även under lektid. Det är även tänkbart att utplanterade sikar, som inte funnit någon "hemälv" håller till i undersökningsområdet under och efter lektid.

Med stöd av ovanstående uppgifter kan undersökningsområdets sikfångst delas upp enligt följande. Den havslekande vikens andel av fångsten var i början av 1980-talet 30 - 40 % och vandringsvikens 60 - 70 %. Den vandringsvik ("storsik") som troligen förökade sig inom undersökningsområdet svarade för 5 - 10 % av sikfångsten. Denna "storsik" bestod dels av sik som kläckts i Kyro älv, dvs. egentlig vandringsvik, dels av skärgårdens "storsik". Denna fångstandel förutsätter, att det lekande delbestånd som gav upphov till det nuvarande beståndet bestod av några hundra individ. Beräkningen bygger på de uppgifter Salojärvi (1983) gett för sikynglens dödlighet samt de uppgifter som publicerats av Lehtonen (1981) om fekunditet och dödlighet för äldre fiskar.

Tabell 36. Fiskfångsten (t) i Maxmo och Korsholm enligt Österbottens fiskarförbunds statistik, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik (VFFI) för fångstruta 23 och 24 samt invägningen av sik från undersökningsområdet.

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Korsholm	135,930	-	-	131,022	136,952	195,500	191,829	226,550	193,000
Maxmo	33,879	-	-	8,458	21,350	29,730	33,925	56,695	87,400
Oravais	1,202	-	-	-	-	-	-	-	-
Totalt	170			144	158	225	226	283	
VFFI 23						224	233	280	
24						10	28	46	
Totalt						234	261	326	
Fiskinvägning undersökningsområdet				34,500	45,740				

4.236 Utnyttjandet av sikbestånden och utsättningen av sik

På basen av tillämpningen av fångst per rekryt modeller har Lehtonen (1981) konstaterat att fisket på havslekande sik i undersökningsområdet varit nära optimalt i slutet av 1970-talet. Enligt Lehtonen (1981) skulle det emellertid ha varit fördelaktigt ur beståndets synvinkel med en högre rekryteringsålder. I undersökningsområdet har under 1980-talet skett en viss förskjutning mot glesare nät. Undersökningar av ett optimalt fiske på vandringssik finns inte tillgängliga, men eftersom vandringssikens tillväxt i hög grad påminner om den åländska havslekande sikens tillväxt, kan man utgående från Lehtonens (1981) data konstatera, att det är fördelaktigt att ha en relativt hög rekryteringsålder (6 - 7 år). Inom undersökningsområdet används i fisket på havslekande sik nät med stolplängden 36 - 45 mm och dessa fångar icke könsmogen vandringssik. Detta fiske på liten vandringssik är ofördelaktigt, men svårigheterna att undvika denna fångst är stora. Problemet gäller för hela det havsområde inom vilket den havslekande siken är klart mindre än vandringssiken. Ifall fisket på icke könsmogen vandringssik intensifieras, kan detta leda till rekryteringssvårigheter för de naturliga bestånden av vandringssik. Tillsvidare har inte uppgifter om lekbeståndens nedgång publicerats, och man kan anta, att fisket inte ännu uppnått den intensitet som kunde skada bestånden.

I Bottniska viken sätts årligen ut över 5 miljoner sommargamla sikar (Hildén et al. 1982). Inom undersökningsområdet har sik planterats ut sedan 1979 (Österbottens fiskarförbund, opublicerat utsättningsregister). De stora utsättningarna i hela Bottniska viken kan ha höjt fångsten av icke könsmogen vandringssik under hela året och fångsten av könsmogen vandringssik under tider utom lektid. Enligt de uppgifter som finns om sikformernas biologi (avsnitt 4.231) bör emellertid mängden könsmogen "storsik" inte ha påverkats nämnvärt under perioden oktober - februari. Detta stöds också av de uppgifter som finns om fångstutvecklingen i undersökningsområdet. Fångsten av sik i nät \geq 46 mm från oktober till februari hölls konstant 1979 - 1981, trots att totalfångsten av sik ökade 1980 - 1981 med c. 25 % (avsnitt 4.235). Tillsvidare kan dock utvecklingen inte slås fast med säkerhet, eftersom tidsserierna är korta. De utsättningar av vandringssik som gjorts i undersökningsområde kan inte ännu ha påverkat "storsikens" fångstutveckling.

4.237 Effekterna av miljöförändringar

I Maxmo skärgård fanns tidigare de bästa sikfiskeplatserna i brytningszonen mellan älvvattnet och havsvattnet. Viktiga sikfiskeplatser fanns även i den innersta skärgården nära älvmynningen vid Sticksholmen. Dessa fiskeplatser har till största delen gått förlorade. Siken förefaller att sky älvvattnet under vissa perioder och sik har dött i bragderna p.g.a. låg vattenkvalitet bl.a. vid Kimholmarna. Enligt många intervjusvar har sikfisket även flyttat utåt p.g.a. att bragderna smutsas mer inom "brunvattenområdet".

Sikens förökning har påverkats negativt av de svängningar i vattenkvaliteten som skett i Kyro älv. Siksädescellernas rörelsetid minskar då vattnets pH värde sjunker. De största fallet sker

vid pH värdet 4,7 - 4,9 (fig. 45). Prokes (1975) har konstaterat att peledsikyngel (9 - 10 mm) inte överlever pH värden ≤ 5 . Vid pH = 5,5 var överlevnaden c. 90 %. I Kyro älv kan det kritiska pH värdet vara högre, eftersom vattnet inte är analysrent.

Uppgifterna om fångstens ålderstruktur (avsnitt 4.233, tabell 35) visar att det vid Mickelsörarna lekande beståndet av havslekande sik inte påverkats av den låga vattenkvaliteten på försommaren 1977 (avsnitt 2.31). Däremot saknas årsklassen praktiskt taget helt i lekpopulationen vid Grytbotten, vilket är väntat, eftersom området utsätts direkt för svängningarna i Kyro älvs vattenkvalitet. År 1977 har sikutsättningar inte gjorts i Kyro älv (Vääriskoski 1982, Österbottens fiskarförbund, opublicerat utställningsregister, Lillkyro fiskeförening (P. Salli muntl.medd.)) och de fiskar av årsklassen 1977 som observerats härstammar således inte från utsättningar i Kyro älv eller skärgården utanför.

Enligt intervjuuppgifterna har "storsiken" minskat. Med stöd av ovanstående kan sägas att orsaken är nedgången i Kyro älvs sikbestånd och i beståndet av storsik, som lekt i mynningsområdet och området omedelbart utanför det. Storsikens lek vid Maxmo (Laven) och Rämpan (Tottesund) har upphört. En viss lek sker möjligen ännu vid Voitby och Lansorsund. Eftersom fångstuppgifter saknas kan en definitiv uppskattning av förlusterna inte göras. Under 1960-talets slut såldes till Vasanejdens fiskandelslag dock c. 1,5 ton 1 klass sik (sik >700 g) som fångats i den inre skärgården omedelbart utanför Sticksholm. Detta är ett minimivärde för fångsten, eftersom sik även såldes till andra partiaffärer. Den totala fångsten kan ha varit dubbelt så stor. Utgår man från minimivärdet och en momentan totaldödlighet på 0,4 - 0,6, och antar att fiskarnas medelstorlek var c. 1 kg kan minimistorleken beräknas för den del av det lekande beståndet som efter leken stannade i mynningsområdets omedelbara närhet. Beräkningen ger att det lekande delbeståndets storlek måste ha varit minst 3000 individ. Enligt Airaksinen et al. (1982) hade sikfångsterna börjat minska i Kyro älv redan under 1960-talet. Kyro älvs och mynningsområdes ursprungliga siklekpopulation måste därför ha varit större. Uppgifter om hur långt siken vandrade från Kyro älv saknas, men Lehtonens (1981) märkningar vid Mickelsörarna och Replot visar att sikar därifrån vandrat mot Kyro älvs mynningsområde. Förlusten av sikryssjeplatser (fig. 46) visar att 1970-talets förluster i sikbeståndet varit kännbara vid Västerö och i Östra Gloppet.

Miljöförändringarna i Kyro älv har troligen även förorsakat förlusten för den havslekande siken, som lekt i områdena nära älvmynningen. Eftersom sikfisket numera främst bedrivs vid Mickelsörarna ute i Gloppet (fig. 42, 43) syns miljöförändringarnas effekter inte tydligt i dagens fångster. Husbehovs- och fritidsfiskarnas observation, att sikfångsten gått ned under de senaste fem åren (fram till 1981) är emellertid eventuellt en följd av att också den havslekande siken utsatts för rekryteringsförluster.

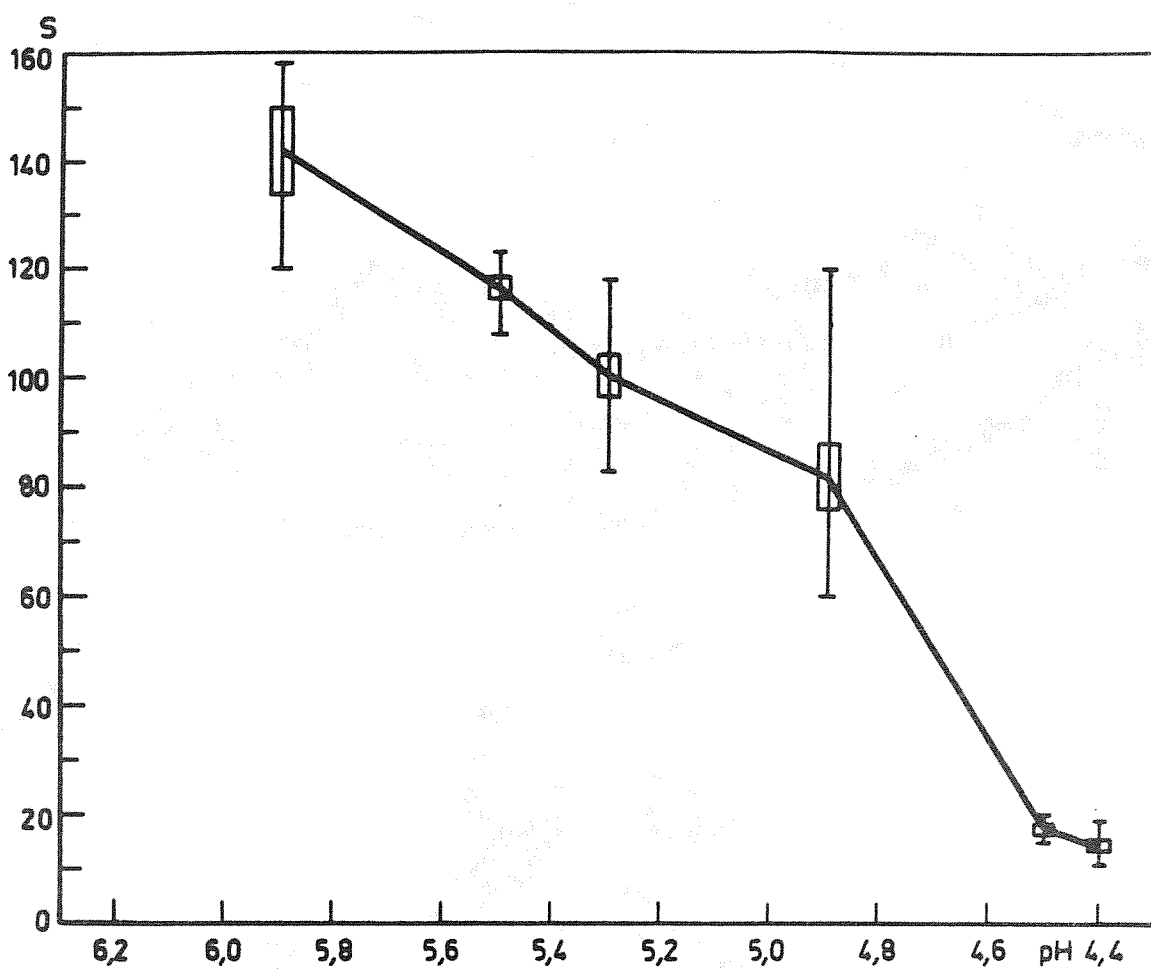
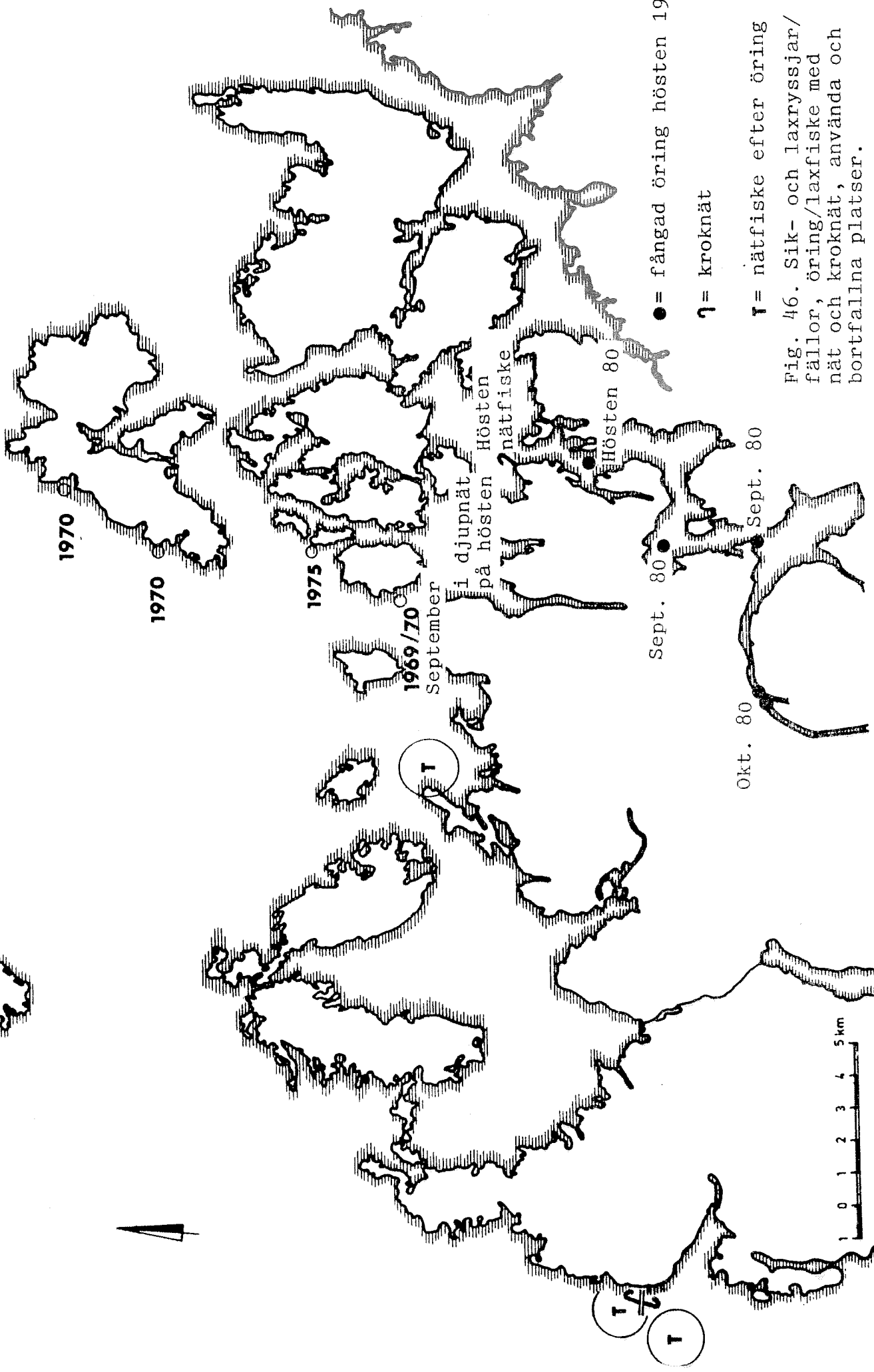


Fig.45. Sikspermiernas rörelsetid som en funktion av vattnets pH värde.

====

○ 1975

○ 1970



● = fångad öring hösten 1980

∩ = kroknät

T = nätfiske efter öring

Fig. 46. Sik- och laxryssjar/fällor, öring/laxfiske med nät och kroknät, använda och bortfallna platser.

4.24 G ä d d a

4.241 Gäddbeståndets spridningsområde och vandringar

För studiet av spridningsområde och vandringar märktes gäddor dels vid Bytesholmsfjärden, dels vid Österfjärden. Den 10.1.1983 hade 76 återfångster rapporterats, 65 under året efter märkningen och 11 under det följande året. Vid behandlingen av resultaten har de två märkningsplatserna inte behandlats skilt, eftersom återfångsterna från bägge märkningarna gjorts inom samma område.

Fig. 47 visar återfångsternas fördelning på olika områden under olika tidsperioder. Återfynden tyder på att den märkta gäddpopulationen normalt håller sig inom området Vassor fjärd - Bytesholmsfjärden - Pudimo och Peusko fjärden. Denna populations viktigaste lekområden finns i mynningsområdets inre fjärdar och grunda vikar, vilket visas av de många märkesåterfynden i mynningsområdets inre delar under maj månad och under sommaren. Även yngelundersökningarna stöder detta (se avsnitt 4.242).

Under hösten (oktober - november) vandrar en del av gäddorna ut från mynningsområdets innersta delar (fig. 47). Detta vandringsbeteende anses ha blivit vanligare, ty massvandring ut ur mynningsområdet har noterats upprepade gånger (se avsnitt 4.249).

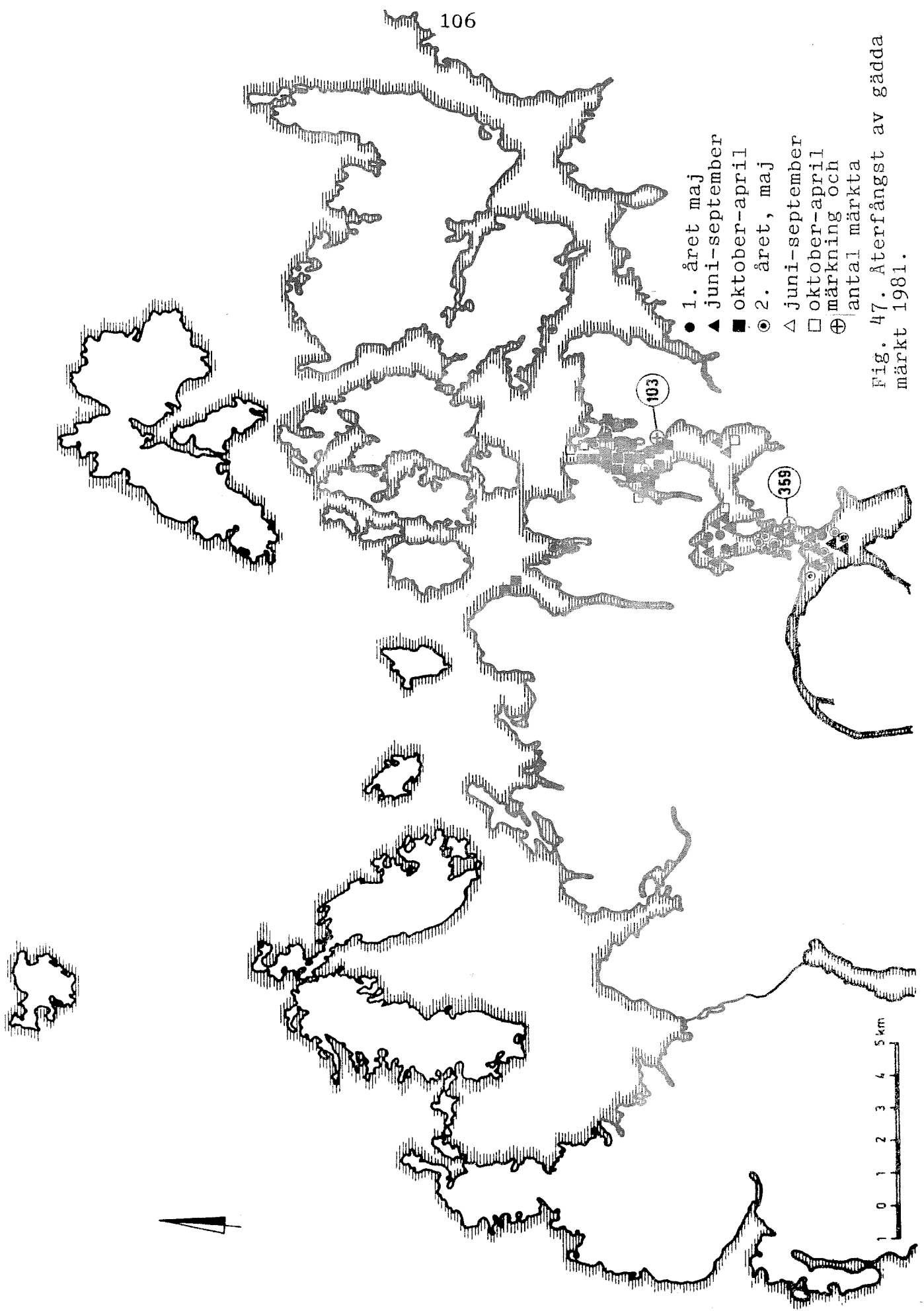
Gäddbeståndets vandringar mellan de inre och yttre delarna av mynningsområdet gör, att gäddans vandringar i Kyro älvs mynningsområde är relativt långa. Omkring 40 % av återfynden har gjorts på mer än 5 km avstånd från märkningsplatsen, medan över 90 % av de märkta gäddorna i norra Skärgårdshavet återfångades inom 5 km från märkningsplatsen (Lehtonen et al. 1983). Korta vandringar förefaller vara regel längs Finlands sydkust (Lehtonen 1973). Längre vandringar har däremot observerats av bl.a. Johnson och Müller (1982). Däremot var de gäddor Lind och Kaukoranta (1975) undersökte i Ule älvs mynningsområde lokala och över 80 % fångades inom 1 km från märkningsplatsen.

Märkningsresultaten visar i kombination med yngelundersökningarna (avsnitt 4.242) att det finns flere gäddbestånd inom undersökningsområdet. De olika bestånden förefaller inte att vara helt avgränsade från varandra, eftersom en del gäddor som märkts i Österfjärden påträffats under lektid på andra kända lekplatser (fig. 47). Märkningsresultaten visar dock att gäddorna i huvudsak är hemortstrogna, vilket även Johnson (1978) konstaterat. I vilken mån de gäddor som leker i skärgården utanför mynningsområdet har kortare vandringar än de som leker i mynningsområdet har inte kunnat klarläggas. Man kan dock anta att skärgårdens gäddor gör näringsvandringar till det på småfisk rika mynningsområdet.

4.242 Lekområden och yngelbiologi

Lektid och -områden

Gäddan leker i början och mitten av maj i grunda vikar med vegetation. Rom observerades inom flere områden mellan Vassor och Sticksholmen. Gäddan leker även utanför själva mynningsområdet (bl.a. vid Karm-lax, i Särkimobrunnarna, Maxmo Norrfjärden, Torssund och Köklot). De vidaste enhetliga förökningsområdena finns i mynningsområdet, t.ex. i Österfjärden.



- 1. året maj
- ▲ juni-september
- oktober-april
- 2. året, maj
- △ juni-september
- oktober-april
- ⊕ märkning och antal märkta

Fig. 47. Återfångst av gädda märkt 1981.

Yngelbiologi och yngelområden

Gäddynglen kläcks vanligen redan i maj och därefter håller ynglen till i de grunda vikarna med växtlighet. Notfångsterna varierade mellan 0 och 25 yngel/varp. Österfjärden var under alla år det viktigaste gäddyngelområdet och 1982 fångades där i medeltal ett gäddyngel per varp i juli (tabell 37). Tabellvärdena är minimivärden, eftersom de äldre gäddynglen strävar mot botten då fara hotar och kan på så sätt undgå noten.

Tabell 37. Notfångsterna av gäddyngel. a = medelantalet notningar av 100, vilka gav gäddyngel; b = medelantalet gäddyngel i 100 notningar.

Område	1980 (x)		1981		1982		1980-82	
	a	b	a	b	a	b	a	b
Vassor (xx	10	10	17	19	32	64	18	27
Österfjärden	25	46	51	85	60	120	43	75
Söderfjärden	19	29	30	80	33	50	27	59
Hässjefladan	31	44	10	14	14	14	17	23
Bytesholmsfj.	18	21	13	13	50	150	20	34
Områden utan- för älvmynnin- gen	(xxx 8	8	8	47	13	15	10	30

x) År 1980 användes en lägre not (se 3.121)

xx) Vassorområdet omfattar området från dammen vid Stenån (Oxholm) till Björnholmen

xxx) Ytterområdena är utvalda yngelområden (se 3.121)

Enligt Johnson och Müller (1978) vandrar 0+ gäddor ut från lekområdet (Ängerån, Sverige) hela sommaren, men den största utvandringen sker i slutet av vårflödet. Franklin och Smith (1963) har konstaterat att unga gäddor av storleken 50 - 125 mm vandrar ut från yngelområden, men att en stor förflyttning av yngel sker redan då ynglen är 20 mm långa. I Kyro älv har någon massförflyttning av små yngel (c. 20 mm) inte observerats, men i början av augusti påträffades unga (0+) gäddor i mitten av kungsådran uppenbarligen på väg ut ur mynningsområdet. En del av gäddorna stannar dock kvar, eftersom gäddor (0+) påträffades i mynningsområdet också i november.

Under sin första tillväxtperiod i Kyro älvs mynningsområde når gäddan 10 till 13 cm längd (fig. 48).

I Kyro älvs mynningsområde övergår gäddorna (0+) till fiskdiet då de uppnått en längd av c. 30 mm. År 1981 var de unga gäddornas viktigaste bytesfisk abborre (0+) (tabell 38). De olika arternas fördelning i gäddmagar motsvarar i stort sett deras fördelning i notfångsterna.

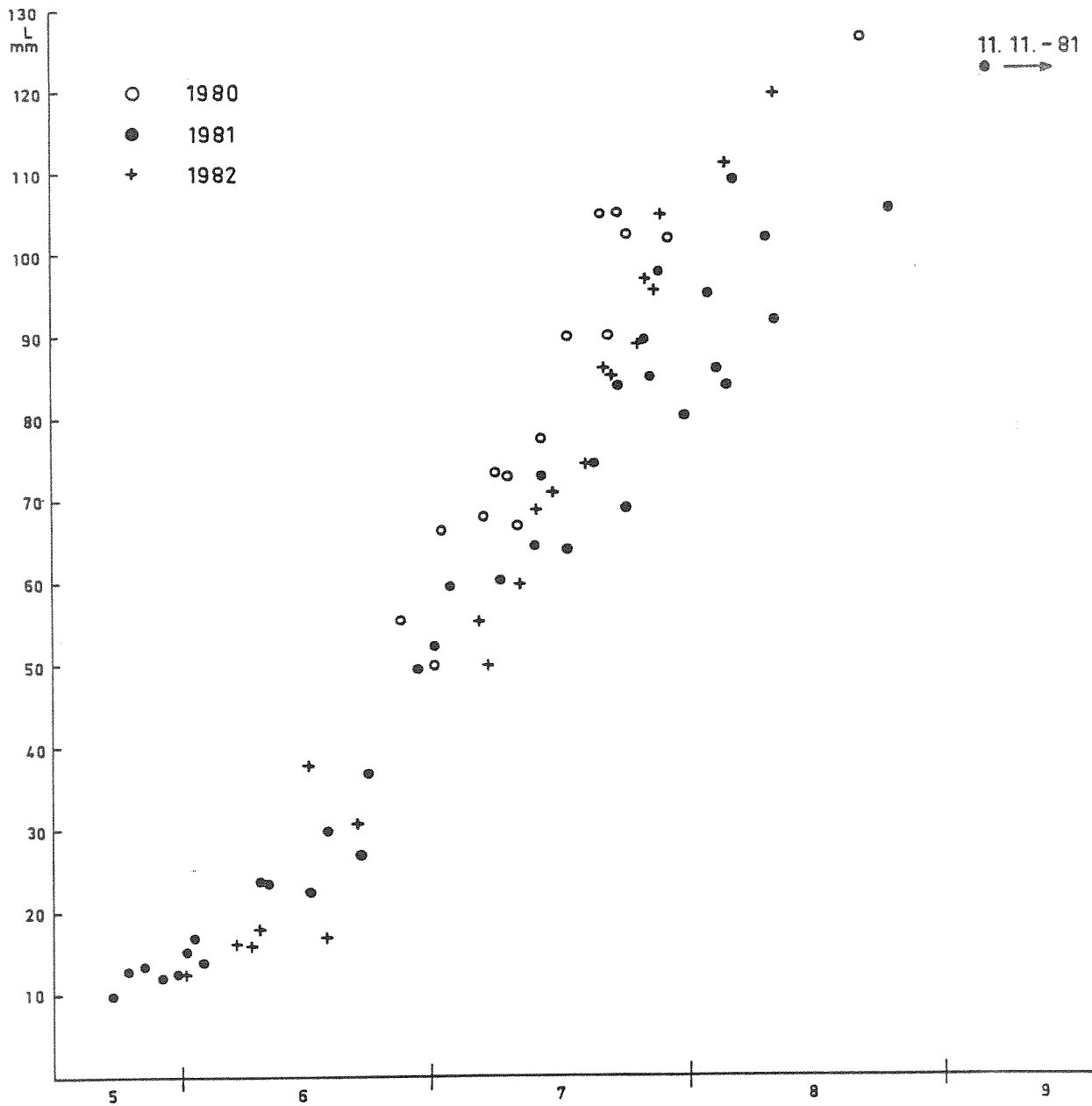


Fig. 48. Gäddynglens tillväxt under den första sommaren åren 1980-82.

Tabell 38. Unga gäddors näringsbas sommaren 1981. Antal undersökta gäddmagar = 150.

Art	Antal i gäddmagar	Antal i notfångst
Abborre	99	43 728
Storspigg	35	? (> 20 000)
Mört	6	1 948
Nors	7	249
Braxen	3	2 147

4.243 Tillväxt

Gäddans tillväxt har analyserats på basen av fångstprov från 1980-1982. Gäddans medelvikt och -längd för åldrarna 3-11 i de olika proven framgår ur tabell 39. I fig. 49 har decemberproven kombinerats med närmast påföljande ålder i prov från lekfångst, eftersom tillväxten praktiskt taget upphör under vintern (Diana 1979). Längd-vikt förhållandet kan beskrivas med exponentialfunktionen

$$w = a l^b, \text{ med parametervärdena}$$

$$a = 0,289 \cdot 10^{-6}$$

$$b = 3,498$$

Standardavvikelsen för b är 0,0816, antalet observationer är 518. Detta ger 95 % tillförlitlighetsgränserna för b som är 3,659 och 3,338.

Undersökningsresultaten visar att gäddorna i Kyro älvs mynningsområde växer något långsammare än i Norra Skärgårdshavet (Lehtonen et al. 1983).

4.244 Beståndets och fångstens åldersstruktur

Osorterade fångstprov från dec. 1980 till maj 1982 från såväl Maxmo inre skärgård som Vassor visar att beståndets åldersstruktur under dessa år hållit sig relativt lika (fig. 50). Fångstproven från Vassor är tagna under lektid och avspeglar det lekande beståndets åldersstruktur. Gäddbeståndet består av relativt få åldersgrupper. Äldre gäddor (≥ 7 år) saknas nästan helt i fångsten. I norra Skärgårdshavet fångas vanligen gäddor upp till 10 - 11 års ålder i betydande mängder, men även där bestod fångsten 1980 av unga individ. Gäddor ≥ 7 år svarade endast för c. 10 % av individfångsten. Det samma gäller för mynningsområdets fångst 1980. I Skärgårdshavet var däremot årsklassen 1972 relativt stark (Lehtonen et al. 1983), medan den saknas nästan helt i Kyro älvs mynningsområde.

Gäddans minimimått var 42 cm fram till den 31.12.1982, vilket innebar att den kommersiella gäddfångsten bestod av 3 eller 4 åldersgrupper. Till det kommersiella fisket rekryterades gäddan vid 4 års ålder. De 4 och 5 år gamla gäddornas andel av fångstens vikt har varit över 60 % både 1981 och 1982 i mynningsområdets fiske. I norra Skärgårdshavet har fångstens ålderstruktur vanligen varit bredare (Lehtonen et al. 1983).

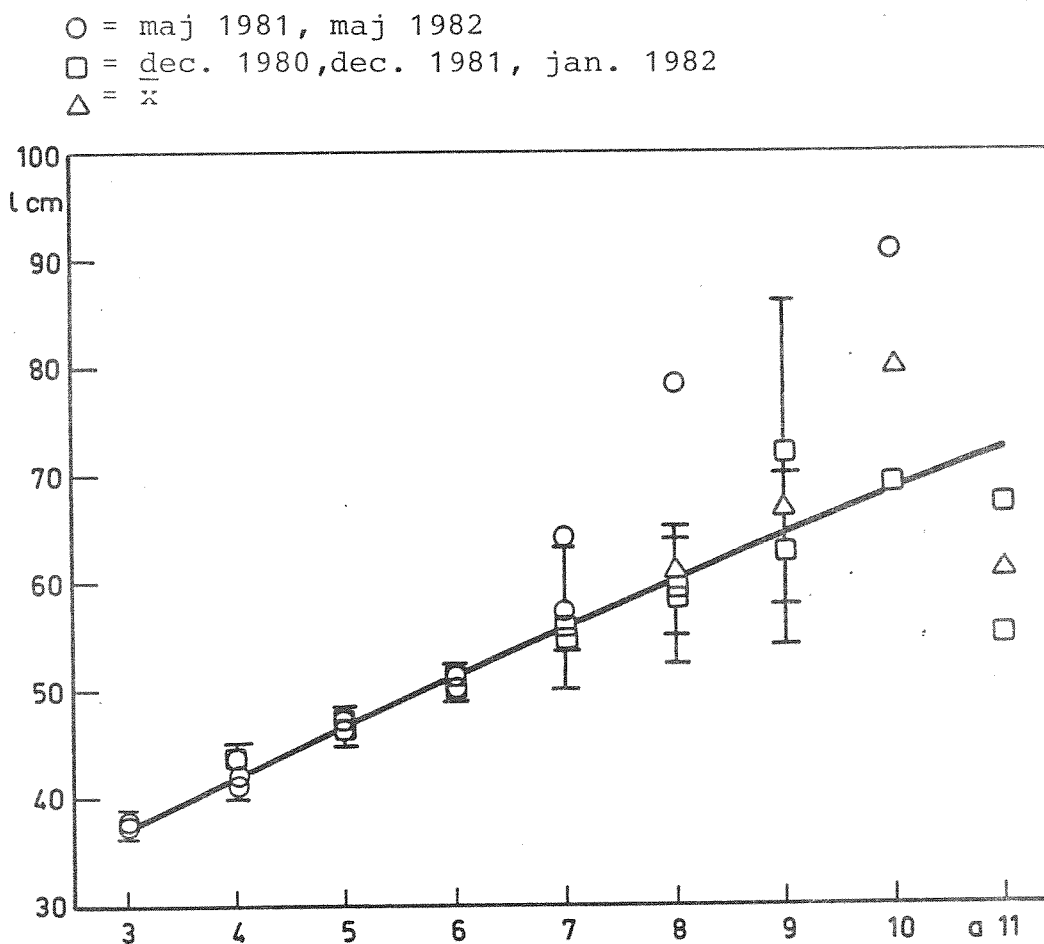


Fig. 49. Gäddornas tillväxt enligt materialet 1980-82. Von Bertalanffys ekvation får parametervärden enligt nedanstående.

L_{∞} 2577 mm
 K 0,0223
 t - 3,9119
 n° 518

Tabell 39. Gäddans medellängd och medelvikt i prov 1980 - 1982.

	Ålder	Antal	%	\bar{x} längd	s	\bar{x} vikt	s
1980 dec	3	17	10,5	41,9	3,4	458,3	173,1
n = 162	4	33	20,4	46,3	4,6	658,1	234,3
139 ryssja	5	59	36,4	50,6	4,6	826,3	256,3
23 sax	6	35	21,6	54,9	6,3	1143,5	494,8
	7	12	7,4	59,9	7,0	1472,5	626,7
	8	4	2,5	62,9	7,0	1906,3	907,0
	9	1	0,6	69,0		-	
	10	1	0,6	55,5		1100,0	
1981 maj	3	21	15,1	37,8	2,8	310,0	75,8
n = 139	4	70	50,4	41,0	2,9	422,8	95,5
84 katsa	5	31	22,3	46,0	3,6	620,2	169,5
52 ryssja	6	11	7,9	49,8	3,4	786,8	237,9
3 yngelnot	7	5	3,6	56,9	7,8	1265,0	558,9
	10	1	0,7	91,0		4180,0	
dec -81	3	4	6,7	43,5	3,5	562,5	158,8
jan -82	4	13	21,7	47,1	2,5	675,8	106,9
n = 60	5	24	40,0	50,8	3,5	875,0	205,2
ryssja	6	11	18,3	55,8	2,6	1141,8	194,3
	7	4	6,7	58,4	6,3	1435,0	498,7
	8	3	5,0	72,2	12,8	2846,7	1505,9
	10	1	1,7	67,0		1450,0	
1982 maj	3	31	19,3	37,3	3,2	280,0	79,0
n = 161	4	73	45,3	41,5	3,1	387,8	81,5
katsa	5	43	26,7	46,9	3,2	570,8	132,6
	6	12	7,5	50,8	4,4	738,3	169,4
	7	1	0,6	64		1500	
	8	1	0,6	78,5		3000	

4.245 Dödlighet

I dödlighetsberäkningen har fångstprovets procentuella åldersstruktur använts eftersom fiskeristatistiken inte tyder på någon klar förändring i fånsten per fångstansträngning och eftersom åldersstrukturen inte uppvisar stor variation i årsklassernas styrka. Beräkningarna ges i tabell 40. Vid beräkningen har maj- och decemberproven jämförts skilt för sig, eftersom en sammanslagning av materialet skulle ge en felaktig bild av dödligheten p.g.a. bragdernas selektivitet.

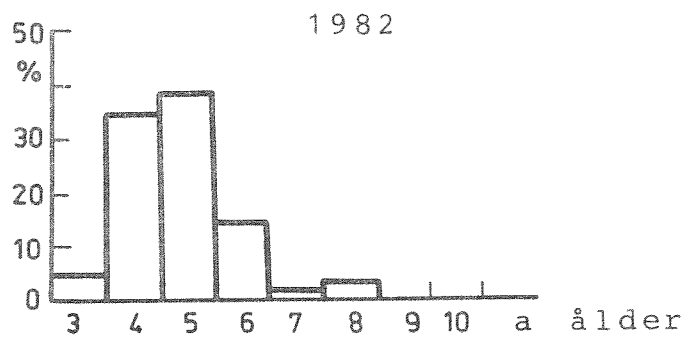
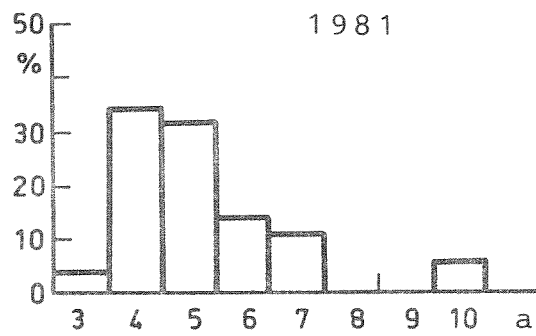


Fig. 50. Cöddfångstens åldersstruktur under lektid i Vassorfjärden.

Tabell 40. Dödlighetsberäkning för gäddbeståndet. Den använda åldersstrukturen framgår ur tabell 39. Aldern anges inom parentes.

Använd åldersfördelning	Momentan totaldödlighet (Z)
dec 1980 (5+)/dec 1981 (6+)	0,69
dec 1980 (6+)/dec 1981 (7+)	1,17
maj 1981 (4) /maj 1982 (5)	0,64
maj 1981 (5) /maj 1982 (6)	1,09

Medelvärde för den momentana totaldödlighet är 0,9 \pm 0,3 (95 % tillförlitlighetsgränser). Beräkningen tyder på att dödligheten ökar med åldern. Detta kan emellertid vara en följd av bragdernas selektivitet. Katsorna som majproven härstammar från fångar t.ex. inte stora gäddor (> 1,5 kg) lika effektivt som mindre. Detta visas av skillnaden i åldersfördelningen mellan maj- och decemberproven. En annan viktig felkälla är årsklassernas storlek. Det är möjligt att de äldre årsklasserna (1973 och äldre) i genomsnitt varit svagare än de årsklasser som nu är viktiga i fångsten. Den fångstnedgång som skett i slutet av 1970-talet i Österhankmo, Tottesund och Särkimo tyder på detta (avsnitt 4.247). Bägge felkällorna leder till att den momentana totaldödligheten överskattas med den beräkningsmetod som använts, och man kan utgå från att den verkliga momentana dödligheten snarare ligger under än över 0,9.

Märkningsresultaten kan ge ett oberoende estimat av dödligheten. Svårigheten är emellertid att fulla två års märkesåterfynd inte ännu finns att tillgå, och därför överskattas dödligheten. De återfångster som hittills rapporterats skulle ge en momentan totaldödlighet på 1,77 ($\ln(65/11) = Z$) men om vårffisket inbringar c. 10 märken sjunker värdet till 1,1, vilket redan ligger inom 95 % tillförlitlighetsgränserna för det estimat som fås ur åldersstrukturen. Värdet $Z = 0,9$ kan därför användas som utgångspunkt i analyserna av gäddfisket.

Den momentana naturliga dödligheten har inte kunnat uppskattas, utan den har givits värden från 0,1 till 0,4. Med hjälp av indirekt bevisföring kan man dock konstatera, att den naturliga dödligheten ligger närmare 0,1 än 0,4 (se avsnitt 4.248).

4.246 Fisket

Gädda fiskas med nät, ryssja och saxar. Nätfisket sammanfaller vintertid med nätfiske på lake. Ryssjefisket sammanfaller vintertid delvis med ryssjefisket på lake och på våren med ryssjefisket främst på braxen. De ryssjeplatser, som används i gäddfisket visas i fig. 51 och 52. Gäddan fiskas året om med uppehåll för den fredningstid, som endel byar har infört under lektiden.

Vintertid har det yrkesmässiga gäddfisket minskat i Köklotområdet. Gäddfisket under is har även minskat i de inre delarna av mynningsområdet (t.ex. Österfjärden) och i älven.

Gäddan är den näst viktigaste arten för fritids- och husbehovsfisket, som främst fiskas med nät och drag (Sepponen & Hildén 1983).

4.247 Gäddfångsten

Den till partihandeln uppköpta gäddans mängd åren 1967 - 1979 har hållit sig över 30 ton ända fram till 1977. Undantag utgör uppköpen 1972, då uppköpen föll till drygt 20 ton. I slutet av 1970-talet har partiuppköpen minskat (fig. 53). I Köklot och Petsmo har uppköpen av gädda minskat främst beroende på att fisket på gädda minskat eftersom fisket på lake avtagit. I endel byar såsom Österhankmo, Kvimo och Teugmo har uppköpen av gädda i någon mån ökat under 1970-talet. Enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser 1977 - 1981 har den kommersiella fångsten i Maxmo successivt sjunkit varemot fångsten i Korsholm har varierat mycket (tabell 41). År 1982 var fångsten i Maxmo högre än 1981. Fritids- och husbehovsfiskets gäddfångst uppgick 1981 till v. 40 ton då mängden försåld fisk subtraherats (avsnitt 4.23).

Tabell 41. Gäddfångsten i Maxmo och Korsholm enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser 1977 - 1982 (OBS hela Korsholm).

	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Maxmo	18 298	15 287	12 431	14 085	9 775	17 250
Korsholm	32 824	25 922	22 942	31 372	50 123	39 440

Utgående från ovanstående kan man konstatera att den totala gäddfångsten i undersökningsområdet varit c. 60 ton i början av 1980-talet.

4.248 Fångst per rekryt

Tillämpningen av fångst per rekryt modeller på gäddbestånd är problematisk, eftersom flere undersökningar (Snow 1978, Mann 1980) visat att den naturliga dödligheten inte är konstant, som modellerna förutsätter, utan snarare är funktion av fiskedödligheten. Lehtonen et al. (1983) presenterade en alternativ Y/R modell i vilken den naturliga dödligheten ingick som en linjär funktion av fiskedödligheten. Modellen analyserade emellertid inte närmare effekten av en förändring i rekryteringsåldern. För att åskådligt kunna studera detta presenteras här Y/R beräkningarna i form av en serie kurvor med olika men konstant naturlig dödlighet (fig. 54).

Av figuren framgår, att om den momentana naturliga dödligheten är så låg som 0,1, skulle fångsten kunna ökas betydligt genom att höja rekryteringsåldern från nuvarande c. 4 till 7. Detta skulle med stor sannolikhet leda till en ökning av den naturliga dödligheten (Snow 1978, Mann 1980) och redan med en ökning till 0,2 skulle fördelarna av den höjda rekryteringsåldern gå om intet. På så sätt innebär den varierande naturliga dödligheten att det

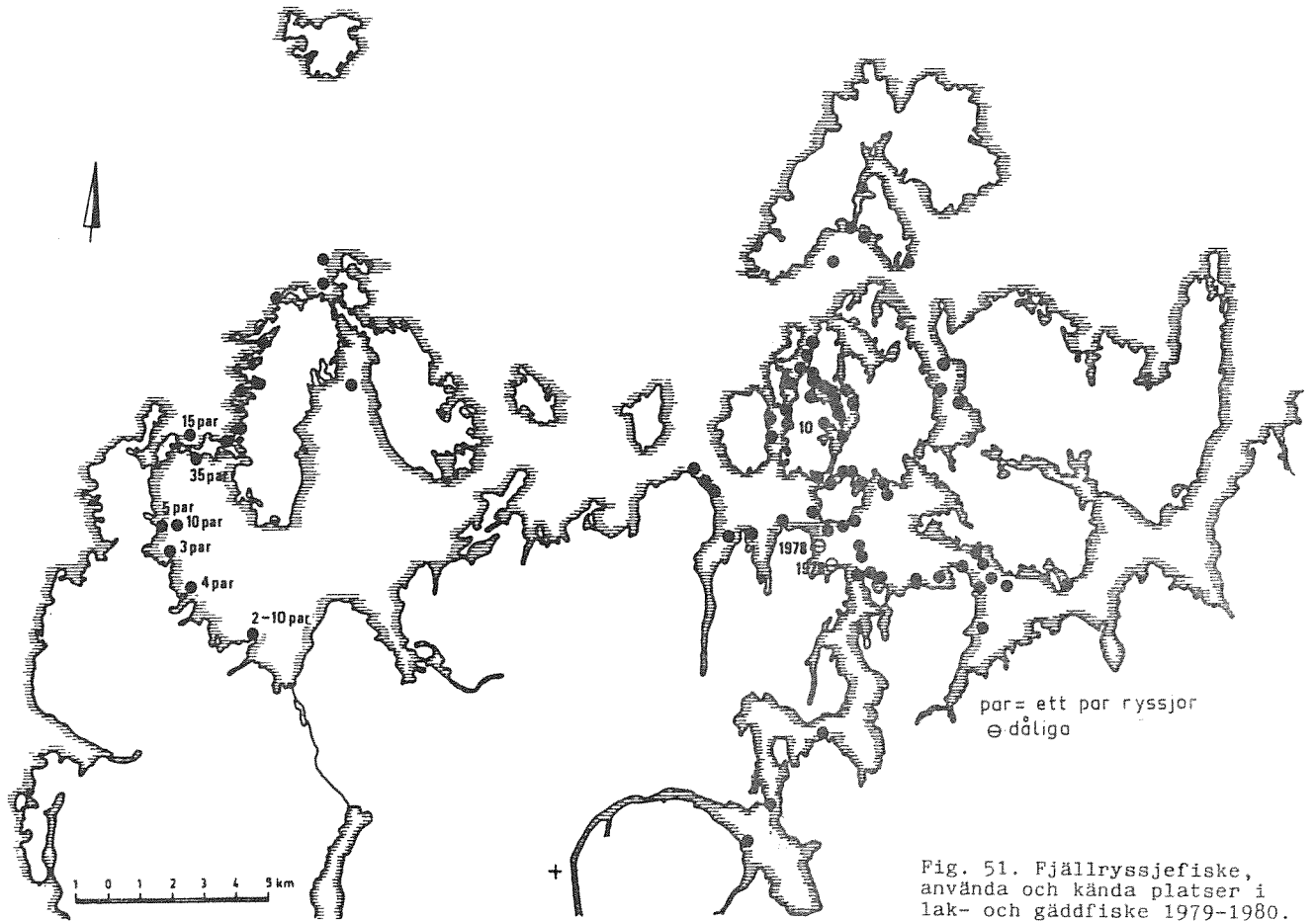


Fig. 51. Fjällryssjefiske, använda och kända platser i lak- och gäddfiske 1979-1980.

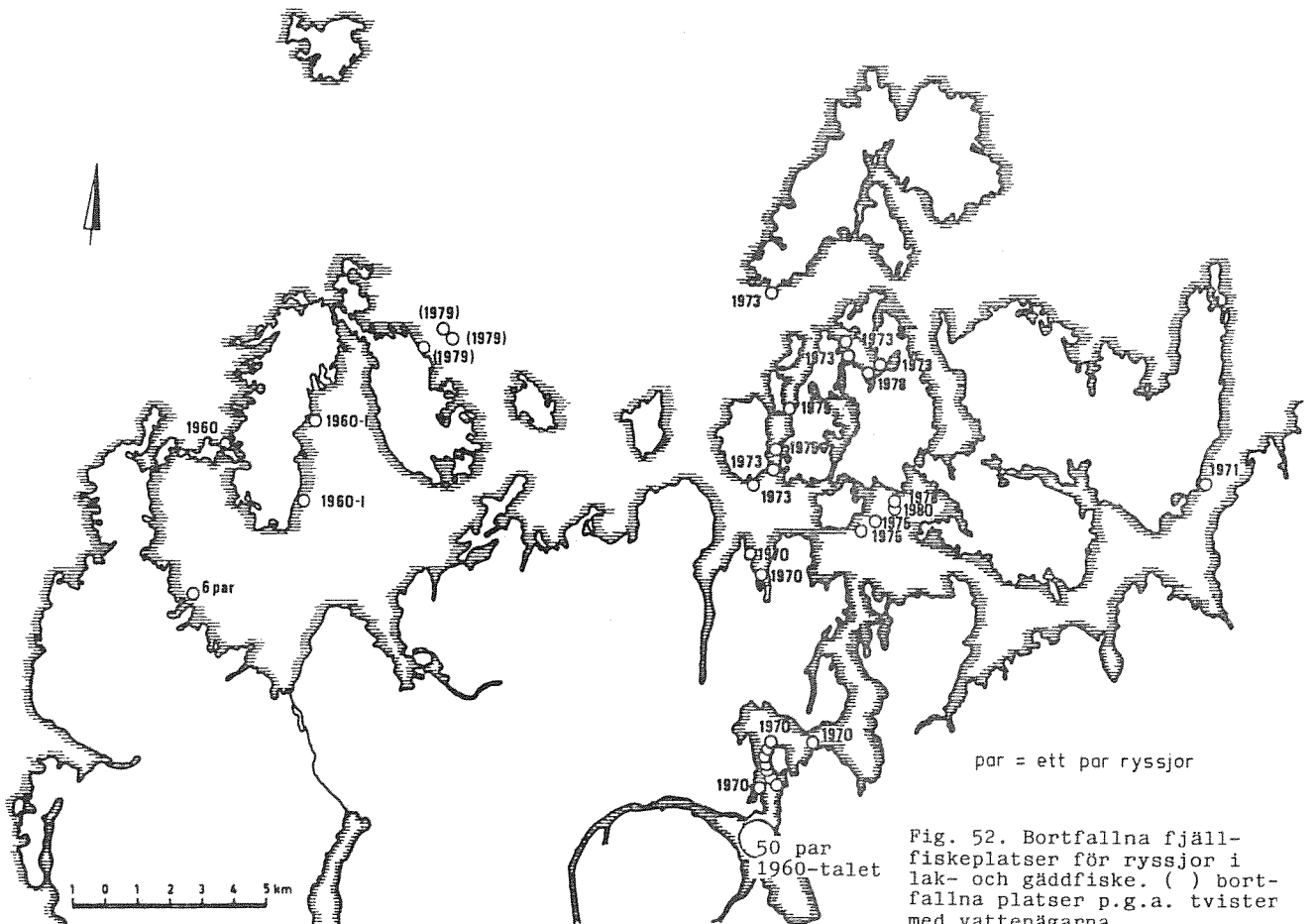


Fig. 52. Bortfallna fjällfiskeplatser för ryssjor i lak- och gäddfiske. () bortfallna platser p.g.a. tvister med vattenägarna.

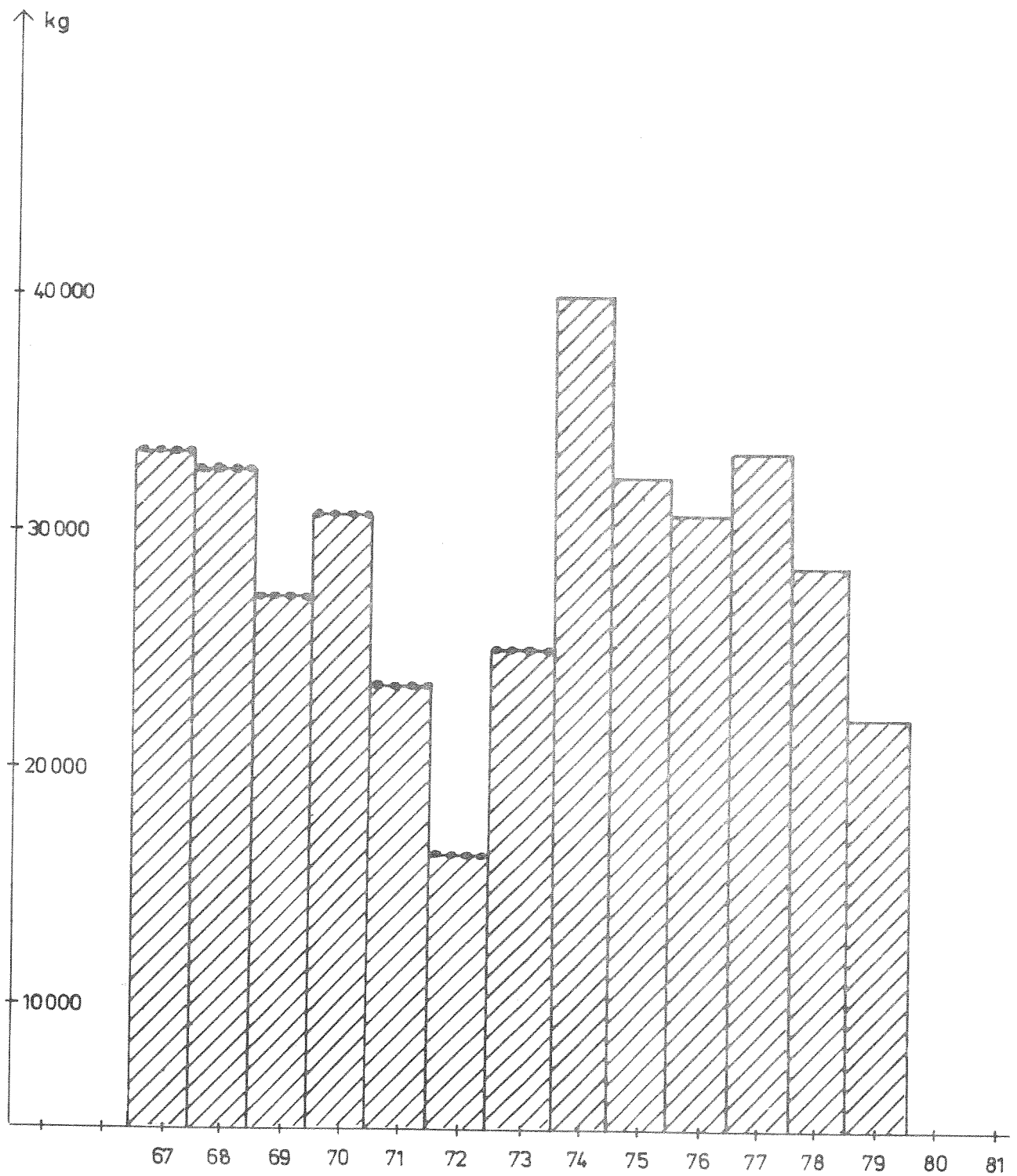


Fig. 53. Partiinköpen av gädda från undersökningsområdet.
o-o-o- = uppgifterna om uppköpen ofullständiga, de verkliga
inköpen var större.

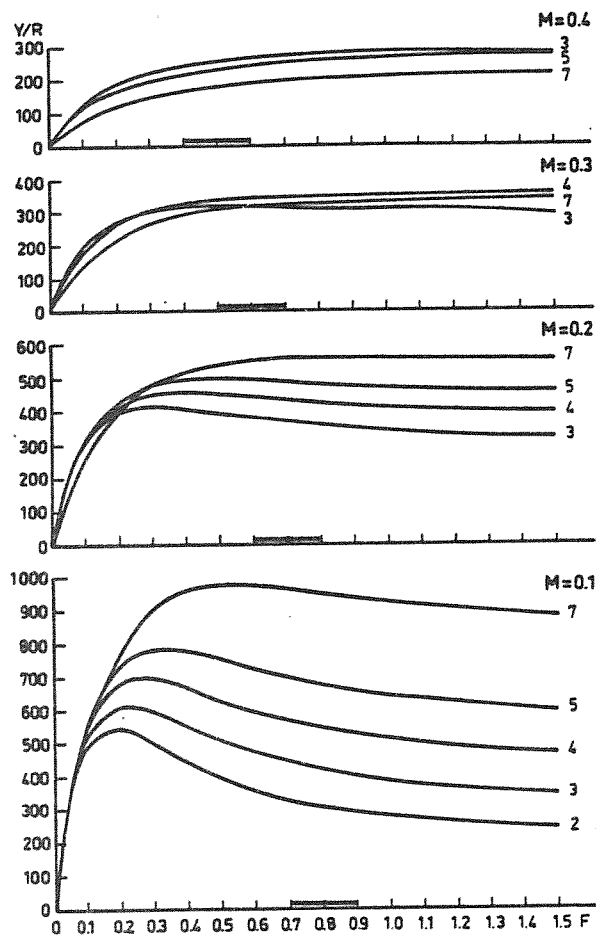


Fig. 54. Fångst per rekryt kurvor för gädda. Strecket anger gränserna för den nuvarande fiskedödligheten. M = momentan naturlig dödlighet. Siffrorna vid kurvornas slut anger rekryteringsåldern.

är svårt att öka gäddfångsterna genom reglering av fiskedödligheten eller minimimatt (Snow 1978). Däremot påverkar självfallet rekryteringen fångstens storlek.

Då man känner fångsten, rekryteringsåldern och fiskedödligheten kan den rekrytering som krävs för att upprätthålla fångstnivån beräknas. Den nuvarande fångsten av gädda inom området Vassor - Pudimo - Peusko kan beräknas vara c. 8 000 kg/år. Utgående från detta har rekryternas antal beräknats för olika värden på den naturliga dödligheten (tabell 42). Uträkningen ger samtidigt vissa möjligheter att kontrollera rimligheten i antagandena om den naturliga dödligheten. Tabellen visar jämnviktssituationen med nuvarande totaldödlighet. Ifall $M = 0,4$ måste delbeståndet av 3 - 9 år gamla fiskar vara c. 80 000 för att en fångst på c. 8 000 kg skall kunna upprätthållas. Uppgiften om fångstens storlek bygger på statistiken från de byar som fiskar det märkta beståndet. Är $M = 0,1$ räcker halva antalet individ. Den förra uppskattningen skulle ge omkring 1 gädda per 22 m², om man beaktar hela ytan för området Vassor - Sticksholmen (c. 18 km², Meriläinen 1983). Värdet är orealistiskt, då en del av området inte är gäddhabitat. Mann (1980) observerade t.ex. endast 27 till 127 gäddor/ha (max. 1 gädda/78 m²) i gäddrika rinnande vatten i England.

Man kan därför kostatera att den momentana naturliga dödligheten troligen är betydligt närmare 0,1 än 0,4.

Tabell 42. Antal 3 år gamla rekryter (R) för att upprätthålla en fångst på c. 8 000 kg i Kyro älvs mynningsområde vid olika momentana naturlig dödlighet.

M	F	R	Beståndets storlek (3 - 9 åringar)
0,1	0,8	18 000	44 000
0,2	0,7	23 000	
0,3	0,6	29 000	
0,4	0,5	40 000	81 000

4.249 Miljöförändringars inverkan

Av de undersökta arterna förefaller gäddan att tåla sura vatten bäst. Gäddsädescellernas rörelsetid minskar kraftigt först då vattnets pH värde sjunker under 4,7 (fig. 55). Rommens och ynglens överlevnad var svag då vattnets pH understeg 4,6 (fig. 56). Försöken försvårades emellertid av att rommen och ynglen höjde vattnets pH värde. Detta kan ha gett en alltför optimistisk bild av situationen, eftersom gäddyngel inte påträffades inom områden där vattnets pH värde understeg 5. Sumpningen av gäddrom 1982 visade dock att gäddrom kläcktes, där vattnets pH värde var 4,7 - 4,8. Johansson och Kihlström (1975) observerade att gäddyngels överlevnad var sämre i vatten vars pH värde var 4,2 än i vatten med pH värdet 5,2. De kunde även konstatera att ynglen vid kläckningen var mindre om inkubationen skett i surt vatten. Detta kunde verifieras i laboratoriestudierna med vatten från Kyro älvs mynningsområde. Sipponen (1977) kunde också konstatera att gäddrommens dödlighet var stor vid pH 4,0 - 4,4.

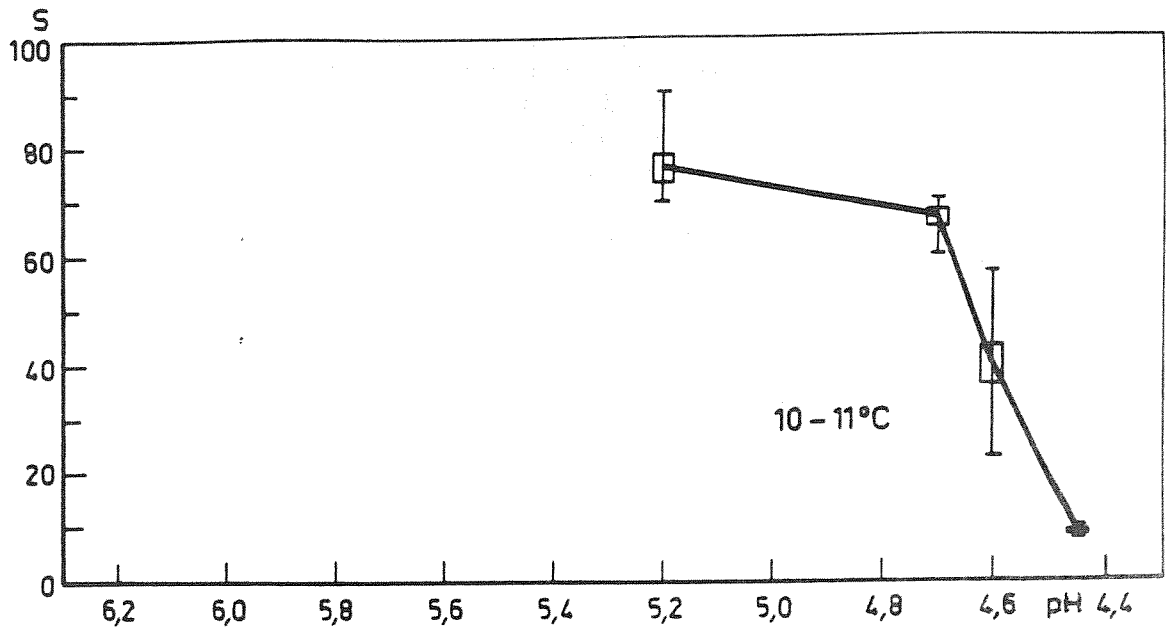


Fig. 55. Gäddspermiers rörelsetid som en funktion av vattnets pH.

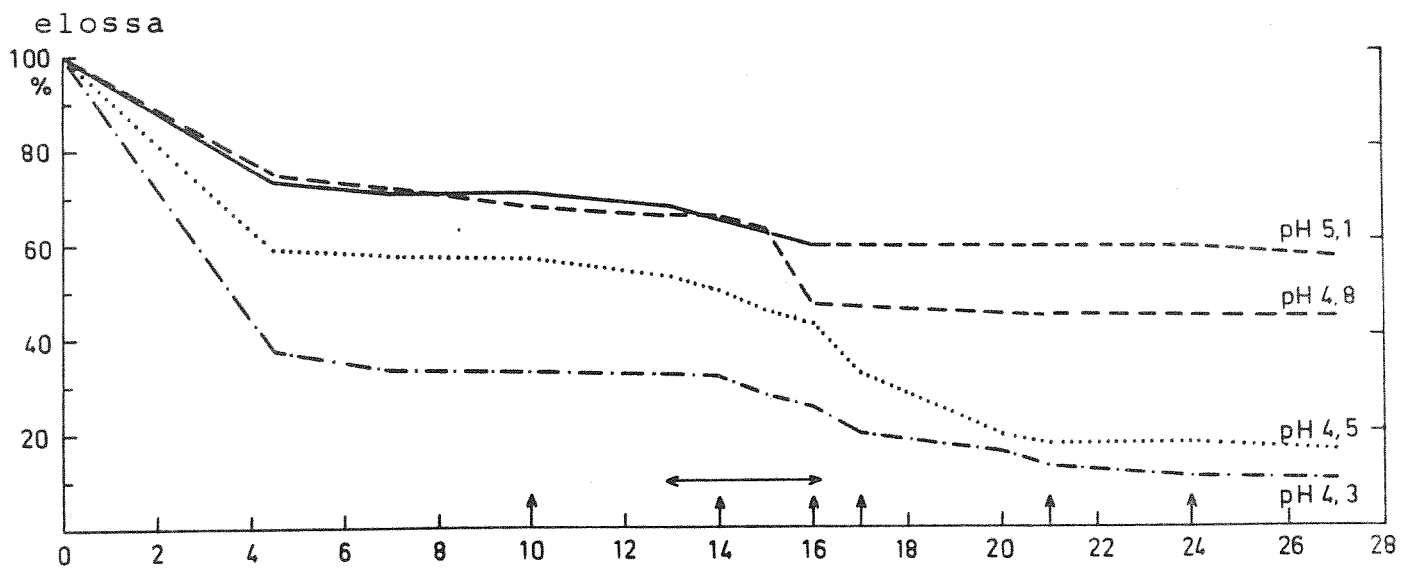


Fig. 56. Gäddroms och gäddyngels överlevnad vid olika pH. Uppåt-riktad pil anger vattenbyte, den vågräta dubbelpilen kläckning.

Förutom att gäddförökningen förefaller att tåla de svängningar i vattenkvaliteten som sker i Kyro älvs mynningsområde rätt väl, härstammar de gäddor som fiskas inom undersökningsområdet både från gäddlek i mynningsområdet och från gäddlek i områden som inte påverkas direkt av Kyro älvs vattenkvalitet. Därför kan man anta, att gäddan är en av de arter som påverkats minst av förändringarna i älvens och mynningsområdets vattenkvalitet. Trots detta kan en klar nedgång i mängden uppköpt fisk konstateras efter fiskdöden 1971 - 1973 och efter 1975 (se avsnitt 4.247, fig. 53). Då fångstprov saknas kan händelseförloppet inte rekonstrueras i detalj, utan analysen måste bygga på en jämförelse av utvecklingen inom olika områden.

Bortfallet 1971 - 1973 syns klarast i de byar, vars fiskevatten till största delen ligger inom fiskdödens influensområde. Man kan därför säga, att fiskdöden med största sannolikhet förorsakade en total fångstförlust på 20 - 30 ton för det kommersiella gäddfisket, under åren 1971 - 73. Nedgången efter 1975 syns både i de byar som direkt berörs av Kyro älvs vattenkvalitet och i de byar som ligger på sidan om det direkta influensområdet (t.ex. Köklot, Petsmo). Fångstnedgången i de västliga byarna har troligen främst ekonomiska orsaker. Då lakfisket gått tillbaka p.g.a. beståndsnedgången (avsnitt 4.284) har också gäddfisket blivit olönsamt. Fångstnedgången i området som direkt påverkas av Kyro älvs vattenkvalitet kan däremot bero på rekryteringsförluster. Detta stöds också av att fångstutvecklingen i hela Korsholm skiljer sig klart från fångstutvecklingen i Maxmo (tabell 41). Orsaken till rekryteringsförlusterna under senare delen av 1970-talet är de sura utflödena. Grävningssarbeten har tidigare troligen också förorsakat rekryteringsförluster genom att reducera lekområdenas storlek. Gäddan leker vanligen vid flödesängar, från vilka ynglen förflyttar sig till vattendragets vegetationsbälten (t.ex. Franklin & Smith 1963). Mellan Kvevlax och Vassor återstår endast en liten del av dessa områden efter grävningssarbetena. I älvfåran där vegetationsbälten ännu finns har gäddyngel fångats, medan ynglen saknats vid de branta och grävda stränderna med sparsam eller ingen vegetation. De torrlagda flödesområdena i Vassor, Hemfjärden och Norrfjärden (sammanlagt >900 ha) har med största sannolikhet också lett till en förkust av gäddyngelproduktion.

Mynningsområdets gäddbestånds vandringsbeteende har påverkats av fluktuationerna i Kyro älvs vattenkvalitet. Vatten av låg kvalitet förefaller att driva ut en stor del av gäddorna från de inre delarna av mynningsområdet och eventuellt från det nedre loppet av Kyro älv. Detta har lett till en fångstnedgång i de inre delarna av mynningsområdet, medan man tidvis kunnat få stora fångster i de yttre delarna av mynningsområdet vid t.ex. Tottesund. Även märkningsresultaten stöder detta (fig. 47). Få märkesåterfynd har gjorts vid t.ex. Österfjärden under vintern, trots att fjärden tidigare varit ett viktigt vinterfiskeområde för gädda. Förändringen i vandringsbeteendet stämmer överens med den försämring av höstens vattenkvalitet bl.a. Storberg (1983) noterat.

Ekonomiskt har älvmynningsområdets gäddfiske skadats av rapporterna om kvicksilverfisk i Kyro älv. Mynningsområdets gäddor förknippas med de konstgjorda bassängernas gäddor och rapporter om kvicksilvergäddor minskar efterfrågan på gädda. Samma fenomen har även observerats i t.ex. Finska Viken (Lehtonen & Hildén 1981). En kvantifiering av denna effekt är synnerligen svår.

Fritids- och husbehovsfiskets fångstutveckling har inte kunnat uppskattas. Över 50 % av de som besvarat frågan om fångstens utveckling ansåg dock att fångsten gått ned de senaste 5 åren fram till 1981. Omkring 30 % ansåg att fångsten varit oförändrad (Sepponen & Hildén 1983).

4.25 B r a x e n

4.251 Braxenbeståndets spridningsområde och vandringar

Kyro älvs mynningsområde har sedan gammalt varit ett viktigt braxenfiskeområde (Ehnholm 1981) eftersom braxen leker i mynningsområdets grunda vikar. Fig. 57 visar resultaten av de braxenmärkningarna som gjorts i Kyro älvs mynningsområde. Den märkta lekpopulationen har spridit sig till Köklot i väster och Vörå i öster. Under tiden närmast före och under lektiden (juni månad) har 93 % av märkesåterfynden gjorts i mynningsområdets inre delar från Vassor fjärd till Bytesholmsfjärden. Uppstigningen mot lekplatserna förefaller att ske i två-tre grupper. Efter leken vandrar en stor del av braxenbeståndet ut mot skärgårdsområdena. Beståndet är då troligen rätt spritt eftersom få återfynd gjorts från juli till november. Under vintern (december - mars) har 74 % av återfynden gjorts i Köklotområdet. Resultaten visar att samma braxenstam fiskas i hela skärgårdsområdet Köklot - Vörå. Övervintringsområdena och en del av födoområdena finns i de djupare skärgårdsvattnen t.ex. i Köklotfjärdarna, Kalotfjärden och i de inre delarna av Östra Gloppet, medan de viktigaste lekplatserna finns innanför Bytesholmsfjärden. Små braxnar (10 - 15 cm) fångas ofta i abbör- och siknät samt i ryssjor i skärgården om hösten. Tidigare övervintrade braxen även i Bytesholmsfjärden. Detta vandringmönster stämmer överens med braxens vandringmönster i östra Nyland (Segerstråle 1983).

Man kan således slå fast att braxensstammen i norra Kvarken är beroende av lekplatserna i Kyro älvs mynningsområde, eventuellt leker skärgårdens braxen även i Kyro älv. Andra kända stora braxenlekplatser som kunde producera braxen för norra Kvarkens skärgård finns i Vasa södra Stadsfjärd och vid Vörå ås mynning. Enligt intervjuuppgifter lekte braxen tidigare även vid Lappsundsån och i flere vegetationsrika vikar i skärgården runt Kyro älvs mynning. Lekplatserna i Vasa och Vörå har tillfälligt gått förlorade på grund av sura utflöden (Hildén et al. 1982, Vasanejdens fiskandelslag, N. Sund & J. Lipkin muntl. medd.).

4.252 Förökning och yngelbiologi

Lektid och lekområden

I Finland leker braxen från mitten av maj till mitten av juli (Kokko 1978). Åren 1980 - 82 lekte braxen i Kyro älvs mynningsområde i huvudsak under juni månad. På basen av materialet från 1982 kan man observera tre skilda lekgrupper (tabell 43). Förekomsten av skilda storleksgrupper i materialet från 1980 och 1982 tyder också på att skilda lekgrupper förekommer inom området. De olika lekgruppernas relativa andel varierade troligen från år till år och från område till område (fig.58). Vid Vassor kläcktes yngel ur den första gruppen endast 1980.

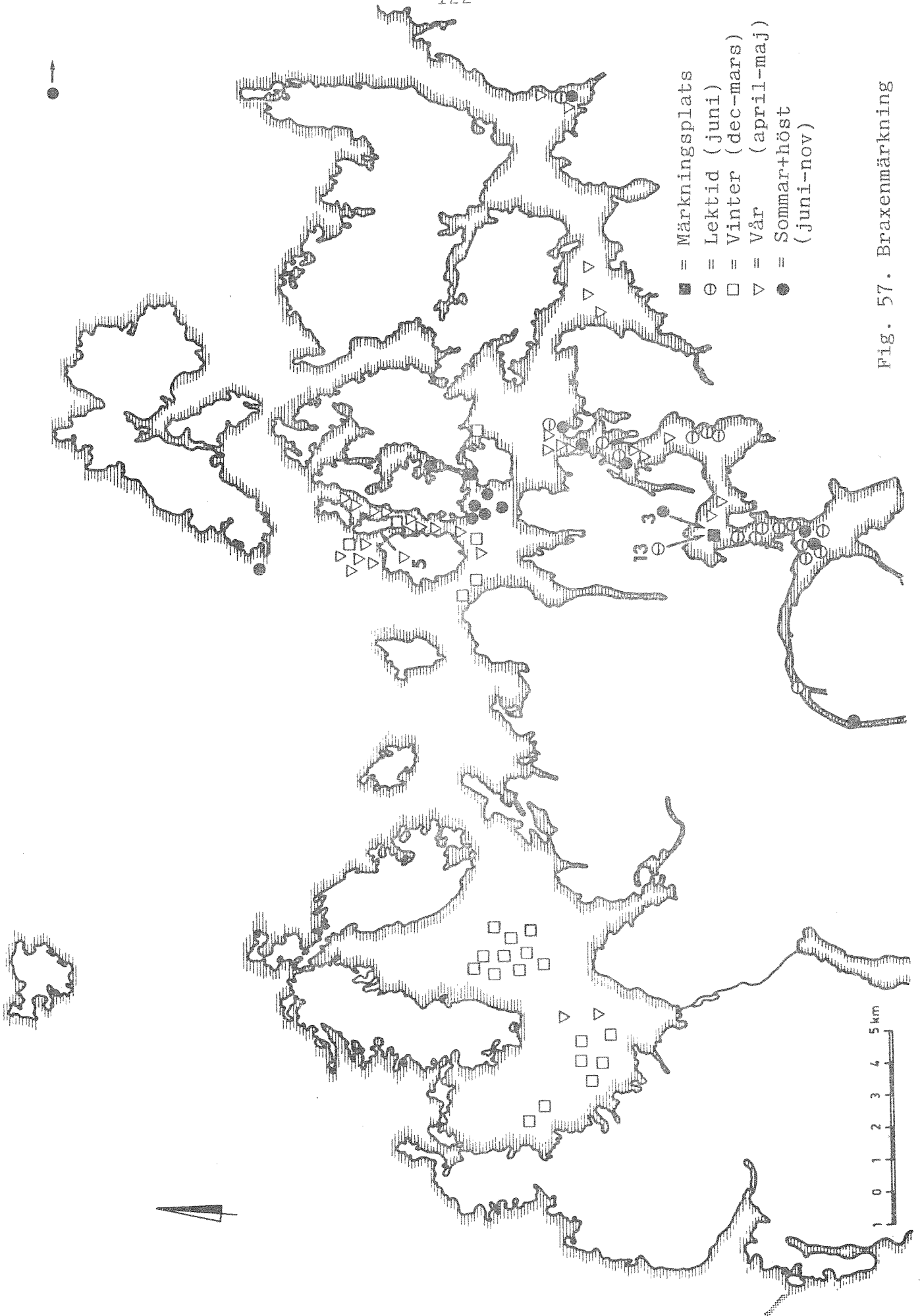


Fig. 57. Braxenmärkning

Tabell 43. Förekomst av rom och yngel i juni 1982 i Kyro älvs mynningsområde. Delområdet anges inom parentes. a) = kläckning i laboratorium.

Lek-grupp	Rom	Yngel i gulesäcksstadie
I	1.6. (Österfjärden) 7.6. (Bytesholmsfjärden)	Kläckning 7.6. - 8.6. a) Kläckning 8.6. - 9.6. a) Observation 9.6.
II	10.6. (Lakören) 10.6. (Kvevlax)	Kläckning 14.6. a) Kläckning 14.6. a) Observation 16.6. (Lakören) Observation 16.6. (Bytesholmsfj.)
III	17.6. (Vassor, konstbefruktning)	Kläckning 24.6. a) Observation 30.6. (Vassor) Observation 5.7. (Lakören-Sandören)

Det viktigaste lekområdet omfattar området innanför Bytesholmsfjärden. De viktigaste lekplatserna finns vid Söderfjärden och mellan Vassorfjärden och Österfjärden. En del braxnar leker även i älven ovanom Vassorfjärden.

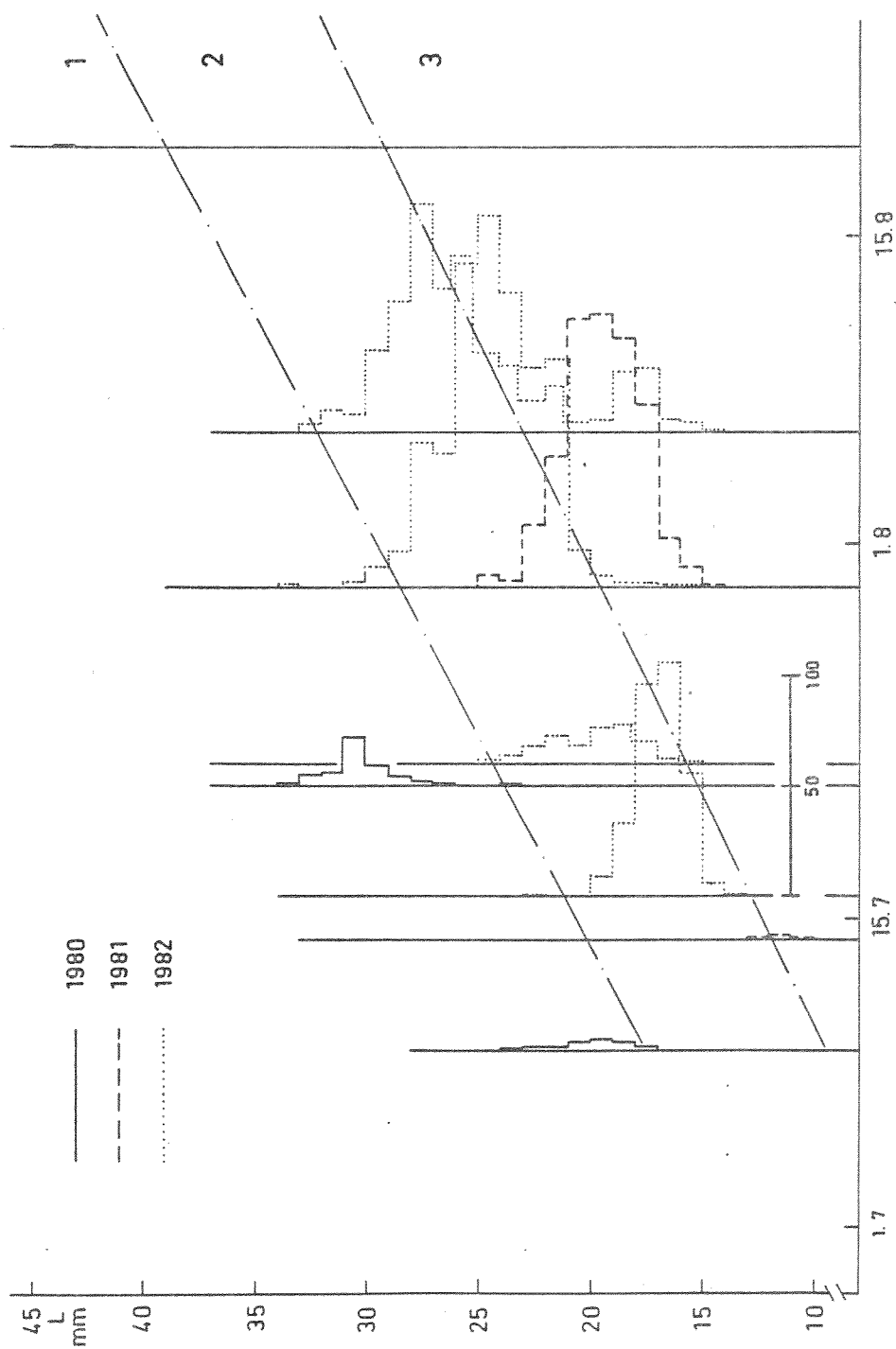
Yngelområden och yngelbiologi

Då braxenynglen kläckts stannar de en tid i lekplatsens vegetation, varefter de sprider sig till skyddade näringsområden. Yngel större än 20 mm håller till i 0,5 - 1,5 m djupt vatten. De största tätheterna observerades i vattendjupet 0,6 - 1 m (bilaga 3). Utgående från notningsundersökningarna kan man konstatera att braxenynglen håller till i områden med vegetation av flytbladsväxter (Nuphar lutea, Nymphaea spp., Sparganium spp.), bland vilka även submersa växter förekommer (Potamogeton spp., Utricularia spp., Myriophyllum spp.).

Yngelområdena var i huvudsak de samma 1980 - 1982 (fig. 59). Yngelområdet vid Vassor fjärd varierade emellertid i omfattning de år undersökningen pågick. Störst var yngelområdet 1980, då braxenyngel fångades t.o.m. vid Bonässkatan. Under alla tre åren var över hälften av Vassorfjärdens yta tom på braxenyngel. År 1982 påträffades braxenyngel inom en tredjedel av fjärdens yta, 1981 var braxenyngelområdet ännu mindre. Österfjärden utnyttjas till stora delar för produktion av braxenyngel, även om man inte kunde observera höga tätheter av yngel åren 1980 - 82. Söderfjärden uppvisade täta braxenyngelförekomster. Vid Hässjefladan och i Bytesholmsfjärden var notfångsterna mindre. Man bör emellertid observera, att notvarpens antal inom sistnämnda områden var relativt lågt.

Under den första sommaren uppnådde braxnarna 30 - 55 mm storlek. Den årliga variationen i tillväxt var större än variationen mellan områden. Tillväxten var snabbast 1980 (fig. 60). Områdesvaria-

Fig. 58. Braxenynglens storleksfördelning 1980-82 på Vassorfjärden. Lekgrupperna framträder som storleksgrupper (1,2,3).



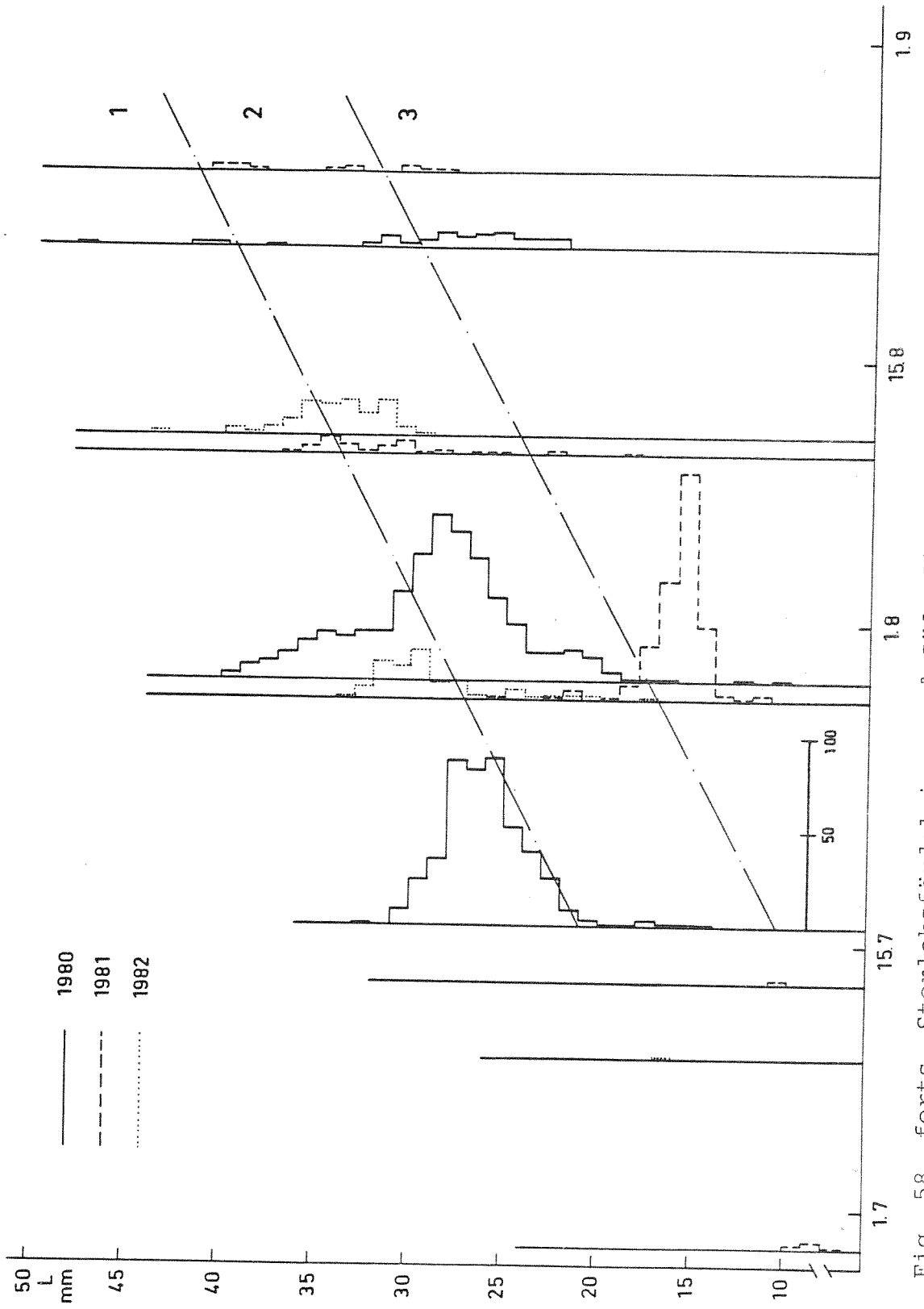


Fig. 58, forts. Storleksfördelningen på Söderfjärden.

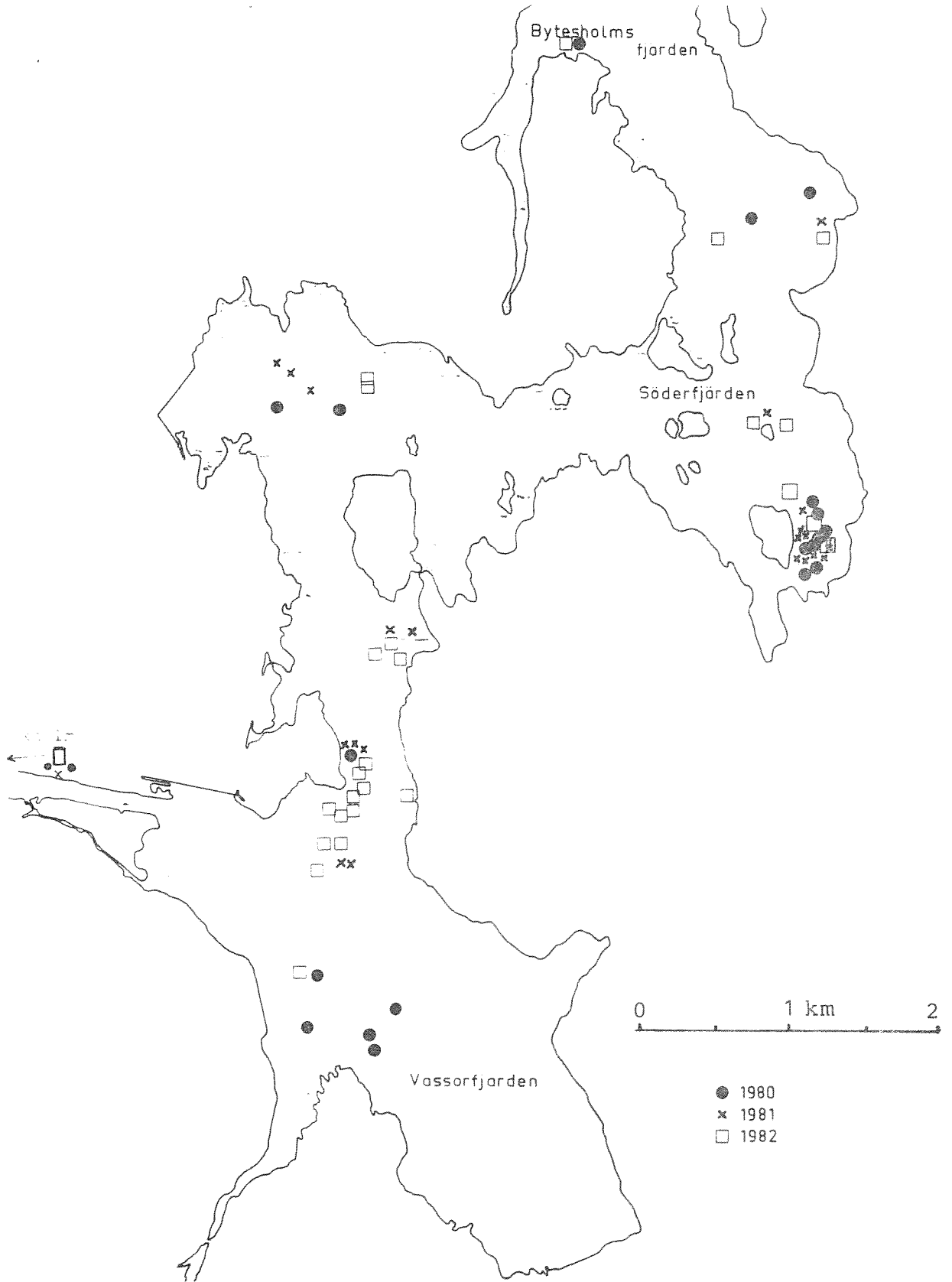


Fig. 59A. Braxenyngel i yngelnotningar åren 1980-82.

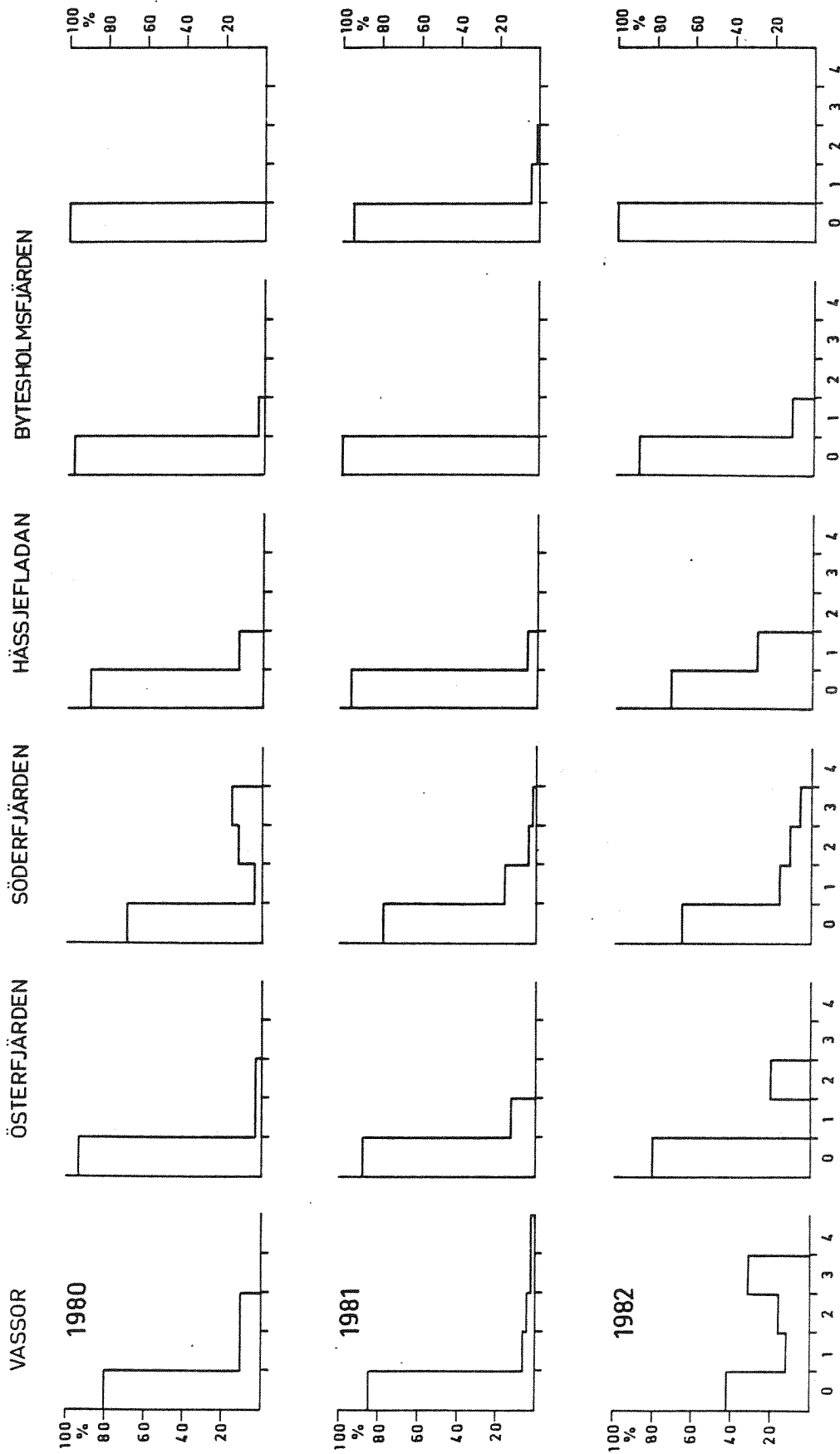


Fig. 59B. Notfångsternas fördelning enligt en poängmetod som uttrycker fångsten storlek. 0 = 0 braxenyngel, 1 = 1 - 10 braxenyngel, 2 = 11 - 100 braxenyngel, 3 = 101 - 1000 braxenyngel, 4 = > 1000 braxenyngel.

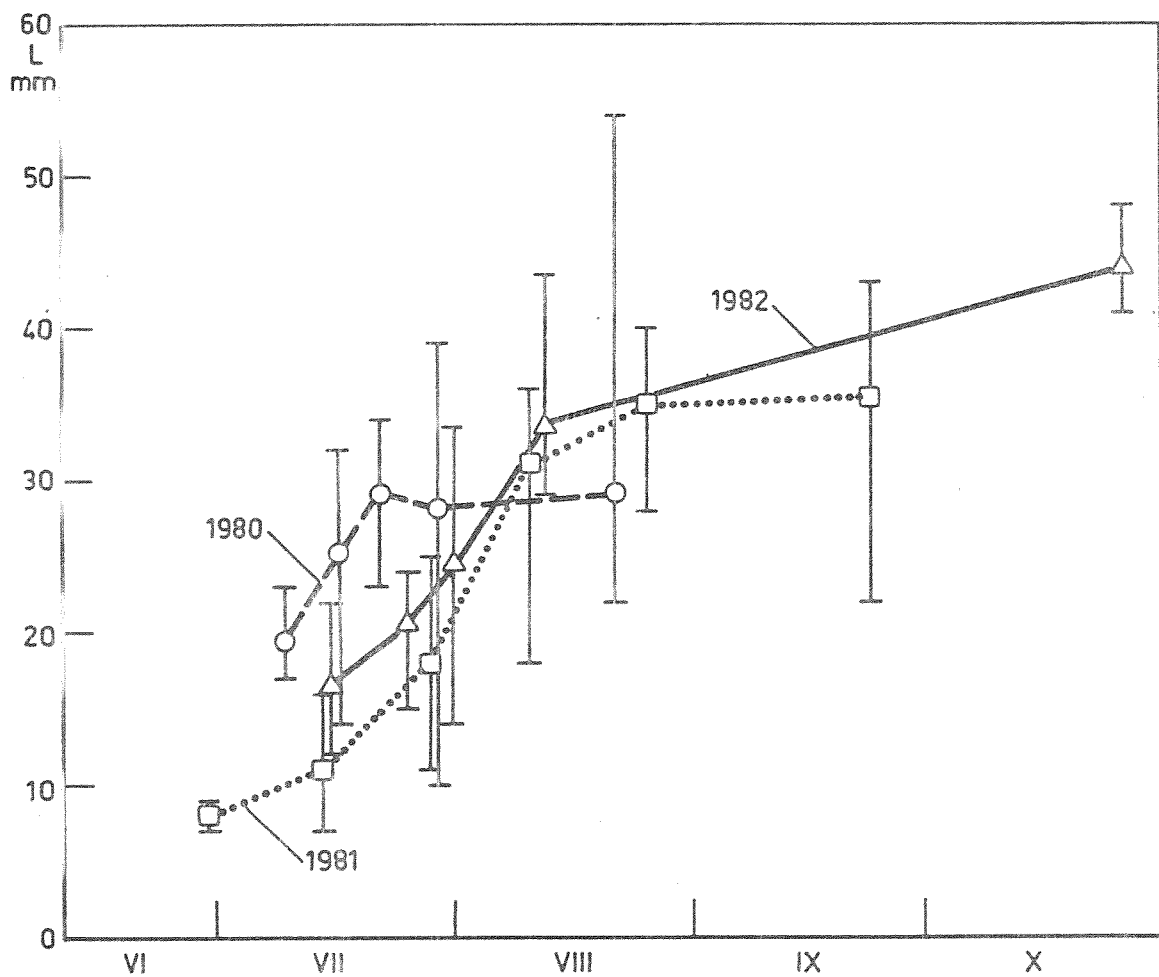


Fig. 60. Braxenynglens tillväxt i älvmynningsområdet (medeltal, minimivärde, maximivärde).

tionen i tillväxt beror på de olika lekgruppernas relativa andel i fångsten. Tillväxtkurvornas böjning nedåt är en följd av att större yngel vandrar ut från yngelområdena.

I Finland har inga uppgifter publicerats om braxenynglens utvandring från älvmynningsområden. I Volgas delta sker utvandringen i mitten av juli, då braxenynglens medellängd är 32 mm (Tanasijtsuk 1941). Enligt A.N. Popov (muntl. medd.) stannar braxenynglen vid lekplatserna nära Nevans (Finska viken) mynning c. 1 månad varefter de vandrar ut mot något djupare vatten. Dessa observationer stämmer överens med observationerna i Kyro älvs mynningsområde, enligt vilka utvandring sker åtminstone i juli, augusti och september. Ynglen rör sig under hösten troligen i skärgårdens littoralområden, där även fångst av unga braxnar (0+ och 1+) gjorts.

4.253 Braxens tillväxt

Braxens tillväxt har beräknats med hjälp av braxenmaterialet från 1982, som kompletterats med uppgifter från braxenmaterialet för 1980 för de åldersgrupper som var svagt representerade 1982. Von Bertalanffys tillväxtekvation (1938) beskriver braxens tillväxt väl (fig. 61). Braxens längd-viktförhållande har beräknats utgående från materialet 1982 enligt regressioneckvationen $\lg(\text{vikt}) = 3,11 \times \lg(\text{längd}) - 2,20$ ($r = 0,93$). Detta förhållande gällde även i stort för de övriga åren.

4.254 Fångstens åldersstruktur

Prov på braxenfångstens ålders och storleksfördelning har analyserats sedan 1978. En del av proven härstammar från den kommersiella fångsten, medan en del är osorterade fångstprov i vilka även undermålig braxen ingår. De osorterade proven har gjorts jämförbara med de kommersiella proven genom att ur proven utesluta alla fiskar < 39 cm och genom att låta endast hälften av fiskarna i storleksklassen 39 - 40 cm ingå i provet. På så sätt har ett jämförbart material av den kommersiella fångsten erhållits för åren 1979 - 1982. Därtill är de icke-kommersiella fångsterna sinsemellan jämförbara.

Fångsternas storleksfördelning ges i fig. 62. Hela braxenmaterialets åldersstruktur ges i tabell 44. De bragder som används inom området i egentligt braxenfiske fångar inte braxen yngre än 8 år. Den kommersiella fångstens åldersfördelning ges i form av enhetsfångst/ålder (tabell 45).

År 1979 bestod den kommersiella fångsten i huvudsak av 11 - 13 år gamla fiskar. Samma slutsats nås om man jämför storleksfördelningen med tillväxtkurvan (fig. 61 och 62). Fångsten togs m.a.o. ur årsklasserna 1967, 1966 och 1965. Följande år (1980) bestod den kommersiella fångsten av 11 - 14 år gamla fiskar. Ökningen i fjortonåringarnas andel syns som en förskjutning i storleksfördelningen. Årsklassen 1969 var klart svagare än de övriga. Även storleksfördelningen visar att de minsta fiskarnas (39 - 40 cm) andel minskat i fångsten. Provet från den kommersiella fångsten är litet 1981, men åldersfördelningen tyder på att fisket utnyttjade 12 - 14 år gamla fiskar. En del 8 och

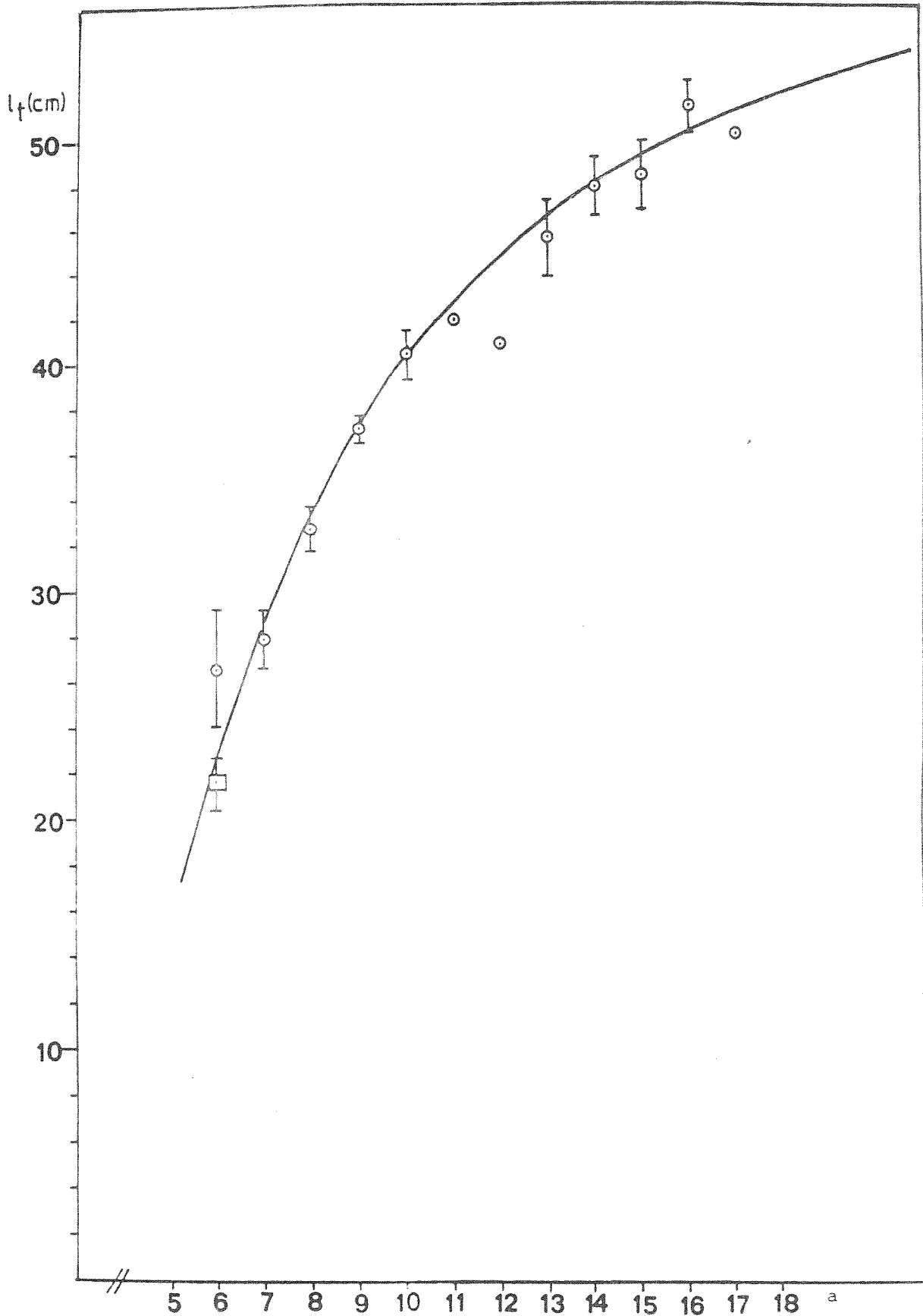


Fig. 61. Braxens tillväxt enligt materialet 1982. Medeltalens 95% tillförlitlighetsgränser har givits. Von Bertalanffys tillväxtekvation har parametervärdena $L_{00}=553$ mm, $K = 0,187$, $t_0 = 3,158$.

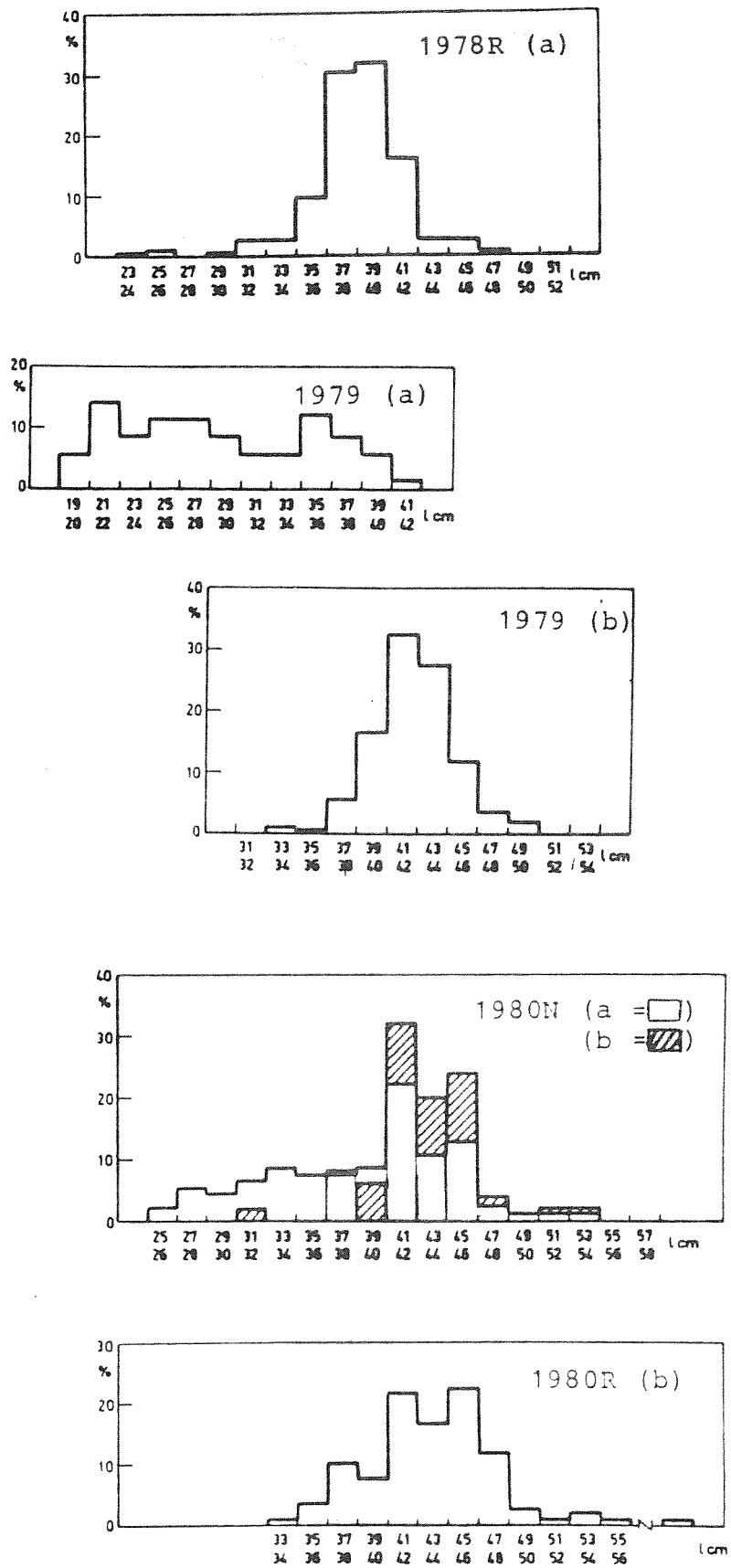


Fig. 62. Braxenfångsternas storleksfördelning
 a = slumpprov, b = kommersiell fångst
 N = nätfångst, R = ryssjefångst

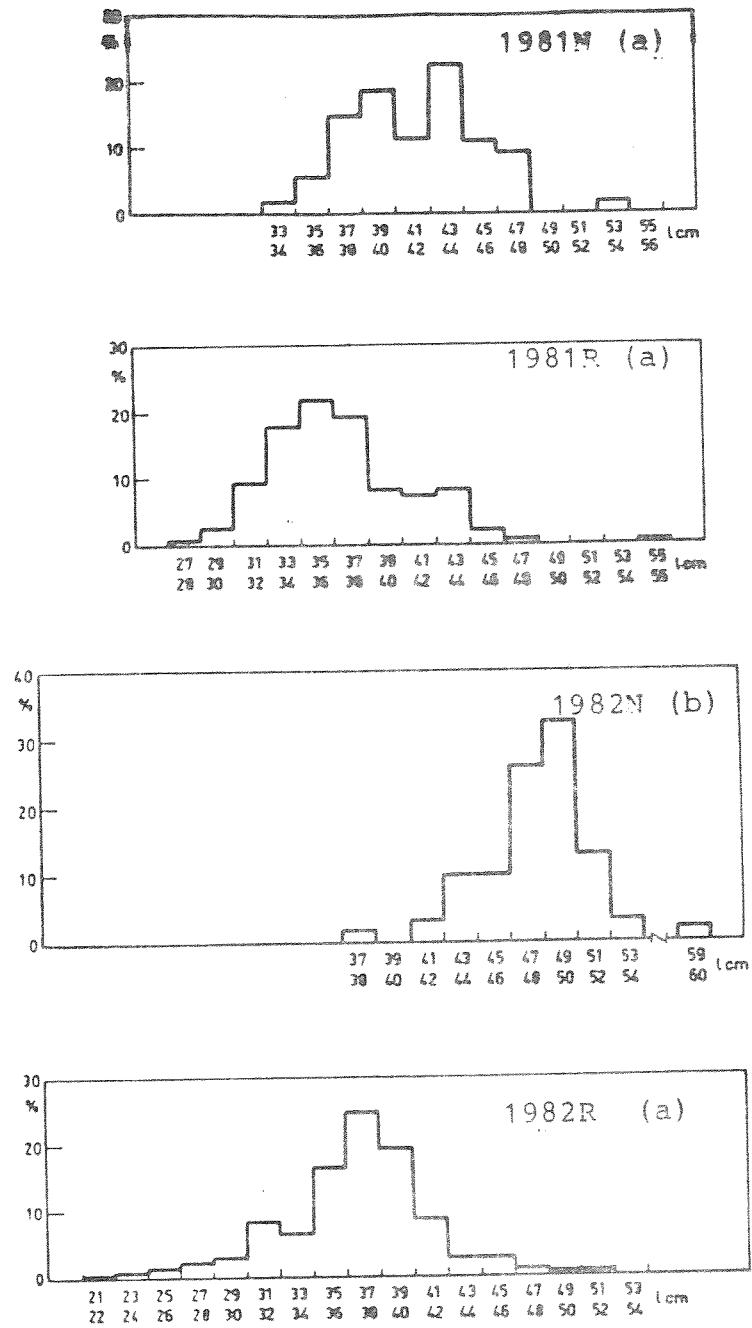


Fig. 62. forts.

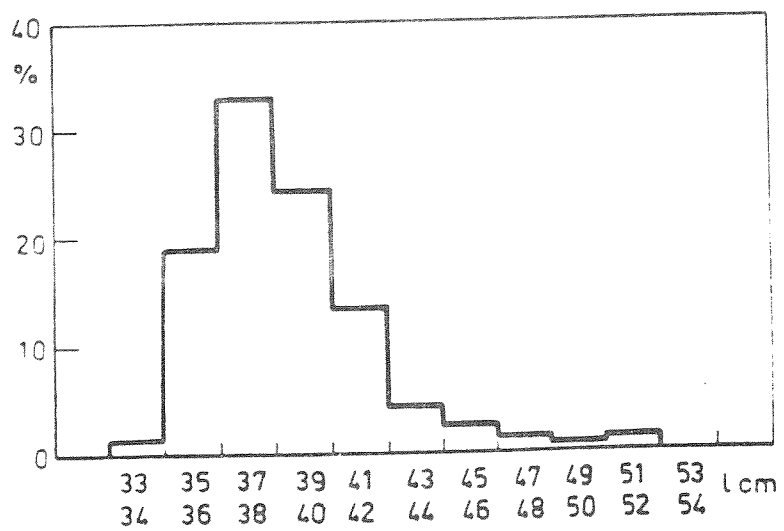


Fig. 63. Den försälda braxenfångstens storleksfördelning 1982.

Tabell 44. Braxens åldersstruktur i materialet 1977 - 1982 (%).

	1977	1978	1979	1980	1981	1982
6	0	2,0	10,7	1,8	1,1	0,9
7	3	1,5	9,1	13,6	2,7	5,7
8	3	0,5	5,0	13,6	61,9	10,6
9	30	6,9	4,1	2,7	11,7	54,8
10	24	28,1	6,0	2,7	2,0	11,6
11	24	34,5	19,2	15,5	2,0	1,2
12	6	19,2	20,8	21,8	8,6	1,6
13	0	3,9	18,9	15,5	6,1	2,8
14	6	0,5	1,9	6,4	3,2	5,2
15	3	1,0	0,9	1,8	0,5	3,8
16		1,0	1,3	0,9		0,9
17		0,5	0,3	1,4	0,2	0,5
18		0,5	1,3	1,4		
> 18			0,6	0,9		0,2
	99	100	100	100	100	100
n	33	203	318	220	556	423

Tabell 45. Braxenåldersgruppernas enhetsfångst (ind) 1978 - 1982 i det kommersiella fisket.

	1978	1979	1980	1981	1982
Σ	158,491 ^{a)}	143,87	147,61	97,82 97,82	98 ^{b)}
6		1,14			
7		7,42	3,49		
8	1,04	7,42	22,71	16,75	1,62
9	3,13	5,71	3,49	13,40	47,98
10	34,41	8,56	5,24	6,70	23,18
11	58,39	31,97	26,20	4,19	1,08
12	32,33	36,54	38,43	20,94	1,08
13	12,51	33,68	29,70	19,27	4,85
14	2,09	3,43	12,23	10,89	15,10
15	4,17	1,71		0,84	6,45
16	4,17	2,38		0,84	
17	2,09	0,57			
18	2,09	2,38			
> 19		1,14			

a) teoretiskt beräknad utgående från icke kommersiell fångst

b) antagen enhetsfångst = 1981

9-åringar ingick även, vilket syns i storleksfördelningen. Årsklasserna 1970 och 1971 var svaga, medan 1969 och 1972 var svagare än 1965 - 1967. Den kommersiella fångsten bestod 1982 av 9 och 10 år gamla fiskar samt av fiskar äldre än 13 år. Årsklass 1973 är starkare än årsklasserna 1969 - 1972. Åldersstrukturens skevhet 1982 gick igen i storleksfördelningen. I den marknadsförda fångsten (fig. 63) ingick även fiskar i storleksklasserna 35-36 cm och 37-38 cm. Detta berodde på att fångsten av fiskar > 40 cm var liten. På basen av det material som finns kan man inte avgöra om den relativt starka årsklassen 1973 absolut sett är stark eller reventuellt normal eftersom allt material härstammar från tiden efter massfiskdöden, som i synnerhet drabbade braxen (Vattenstyrelsen 1973).

Fångsterna av små braxnar (< 37 - 39) visar samma fångstutveckling som de kommersiella fångsterna. I fångsterna av små braxnar syns dock förändringarna i storleks- och åldersstruktur c. 2 år tidigare (fig. 62 och tabell 44).

4.255 Dödlighet

Braxens dödlighet har beräknats utgående från fångsten i individer/fångstansträngning för de skilda åldrarna (tabell 45). Fångsten i kg per fångstansträngning härstammar från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för fångstruta 23 och 24. Vid beräkningen har nätfångstens fångst/fångstansträngning använts, eftersom ryssjematerialet är varierande till följd av att ryssjornas konstruktion inte är enhetlig inom området. Fiskeristatistiken för 1982 har inte varit tillgänglig och därför har fångsten/fångstansträngning antagits konstant 1981 och 1982. Detta motiveras med att det rekryterade beståndets storlek troligen hållits rätt konstant, till följd av att den relativt framträdande årsklassen 1973 börjar rekryteras till fisket.

Fångsten per fångstansträngning i kg räknades om till individfångst per fångstansträngning utgående från fångstprov. Vid beräkningen användes fångstprov som enhetligt representerade den kommersiella fångsten, vilket bl.a. förutsatte en omräkning av osorterade fångstprov till kommersiella fångstprov.

Vid dödlighetsberäkningen användes fullt rekryterade åldersgrupper med tillräckligt många observationer i provet (25 individ/ålder). De uppgifter som använts i dödlighetsberäkningen har angivits i tabell 46. Detta gav i medeltal $0,7 \pm 0,3$ (95 % tillförlitlighetsgränser) för åren 1979 - 1982. Materialet från 1978 användes inte, eftersom det möjligen är selektivt utvalt.

Dödlighetsberäkningen på basen av märkesåterfynd visas i tabell 47. Denna metod ger ett övre gränsvärde för braxens dödlighet eftersom det är möjligt att märkningen ökar dödligheten och eftersom det är möjligt att ytterligare märkesfynd rapporteras under fiskesäsongen 1983, som inte ingår i materialet. Därtill har braxens momentana fiskedödlighet troligen minskat sedan 1979, vilket framstår som skenbar ökning i en totaldödlighet, som beräknats med hjälp av märkesåterfynd. Minskningen i fångstansträngningen i braxenfisket syns i fiskeristatistiken för 1979 - 1981 (tabell 48). Antalet grovmaskiga nät i braxenfiske har

Tabell 46. Dödlighetsberäkning för braxen. Material ur tabell 45 har använts för beräkningarna. Åldersgruppen anges inom parentes.

Material för beräkningen	Z
1979 (12)/1980 (13)	0,21
1979 (13)/1980 (14)	1,01
1980 (12)/1981 (13)	0,69
1980 (13)/1981 (14)	1,00
1981 (12)/1982 (13)	1,46
1981 (13)/1982 (14)	0,24
1981 (14)/1982 (15)	0,52

Tabell 47. A) Märkesåterfynden i tid. B) Dödlighetsberäkning med hjälp av märkesåterfynd.

A)	Märkning	År efter märkningen				Σ
		1	2	3	4	
	1978	37	12	3	1	53
	1979	7	2	3		12
	1980	10	4			14
	1981	23	10			33

B)	Beräkningsgrund	Z
	ln(år 1)/(år 2)	1,01 (hela materialet)
	ln(år 2)/(år 3)	0,85 (1978, 1979)

gått ned med c. 30 % per år, medan antalet fångstdagar hållit sig relativt stabilt enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik.

Tabell 48. Fångstansträngningens utveckling i braxenfisket 1979 - 1981. Uppgifterna härstammar från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för fångstruta 23 och 24. Tabellen upptar endast nät glesare än 60 mm (stolplängd), eftersom övriga nät är betydelselösa i braxenfisket.

	1979	1980	1981
Antalet nät	4358	3254	2379
Antalet fångstdagar	2385	2373	1982

Ifall nedgången i den momentana fiskedödligheten är direkt proportionell mot nedgången i antalet nät kan ett korrigerat estimat beräknas för den momentana totaldödligheten (Ricker 1975, s. 138). Resultatet är 0,7 - 0,8. Då man beaktar märkningens övriga felkällor kan resultatet anses vara tillfredsställande nära det värde som analysen av fångsternas åldersstruktur ger. Den momentana totaldödligheten hos fullt rektyterad braxen från Kyro älvs

mynningsområde var åren 1978 - 1982 således 0,5 - 0,8. Dessa gränsvärden har använts i analysen av braxenbeståndets utveckling och braxenfiskets nuläge.

Den momentana naturliga dödligheten har getts värdena 0,05 och 0,10. Dessa värden har använts med stöd av den diskussion som Hildén och Lehtonen (1982a) gett.

4.256 Fisket

Braxenfisket bedrivs inom området främst med släta nät och ryssjor. Braxen fångas i ryssjor före och under lektid, medan nät också används under höst-, vinter- och vårfisket. Tabell 49 visar uppköpen till partihandeln under årets månader. De största fångsterna tas under vårfisket. Uppköpens fördelning på årets månader har förändrat sig sedan slutet av 1960-talet. Januari och februari månads andel av de totala uppköpen har ökat, medan april månads andel har minskat. Detta beror på att uppköpen i byar där vårfisket traditionellt varit viktigt gått tillbaka. Minskningen i april månads andel förklaras också delvis av observationen, att braxens stigning mot lekplatserna försenats under 1970-talet ellet att ett eventuellt tidigare stigande delbestånd fallit bort. Observationen har gjorts av fiskare som intervjuades 1980 (Hudd et al. 1981).

I absoluta tal har våruppköpen minskat kraftigt i april - maj. Åren 1967 - 69 var uppköpen i medeltal 22 500 kg, medan de 1978 - 79 var 10 000 kg. Den verkliga förändringen är troligen större (\geq 25 ton), eftersom alla uppgifter om partihandlarnas uppköp inte finns bevarade från 1960-talet. Braxenryssjeplatserna inom undersökningsområdet visas i fig. 64. Braxen fiskas även i en del ryssjor som omvänds i övrigt fjällryssjefiske (fig. 51). Fig. 65 visar bortfallna braxenryssjeplatser samt året för bortfallet. Nätfiskeområden visas i fig. 66. Bortfallna nätfiskeområden ges i fig. 67. Orsaken till fångstplatsernas utveckling är att fångsterna blivit små och oregelbunda. Då braxens kommersiella värde är relativt lågt har de oregelbunda fångsterna gjort att braxenfisket gått tillbaka eventuellt mer än vad beståndets utveckling skulle förutsätta. Detta stöds också av intervjuuppgifterna (Hudd et al. 1981).

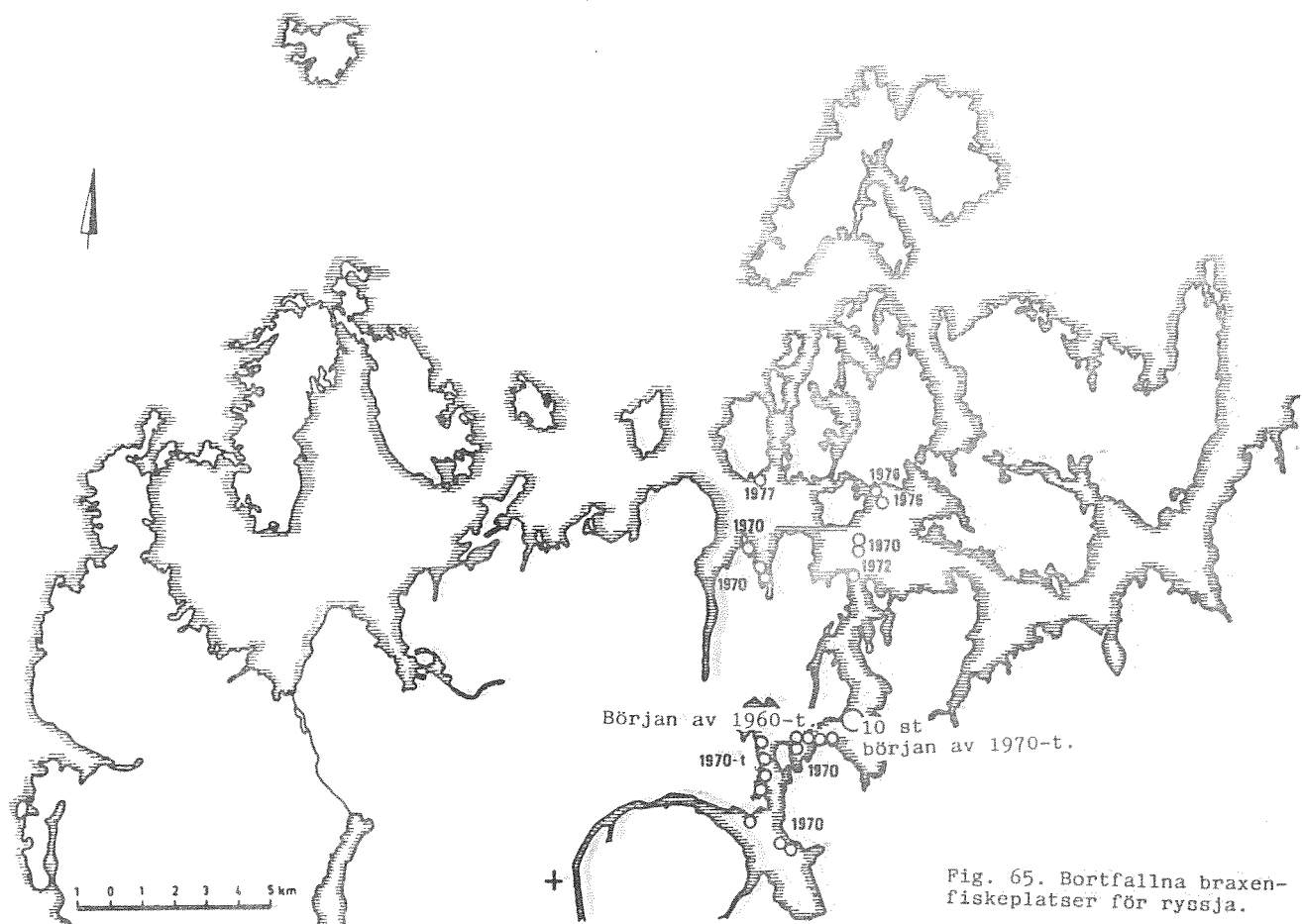
4.257 Fångsten

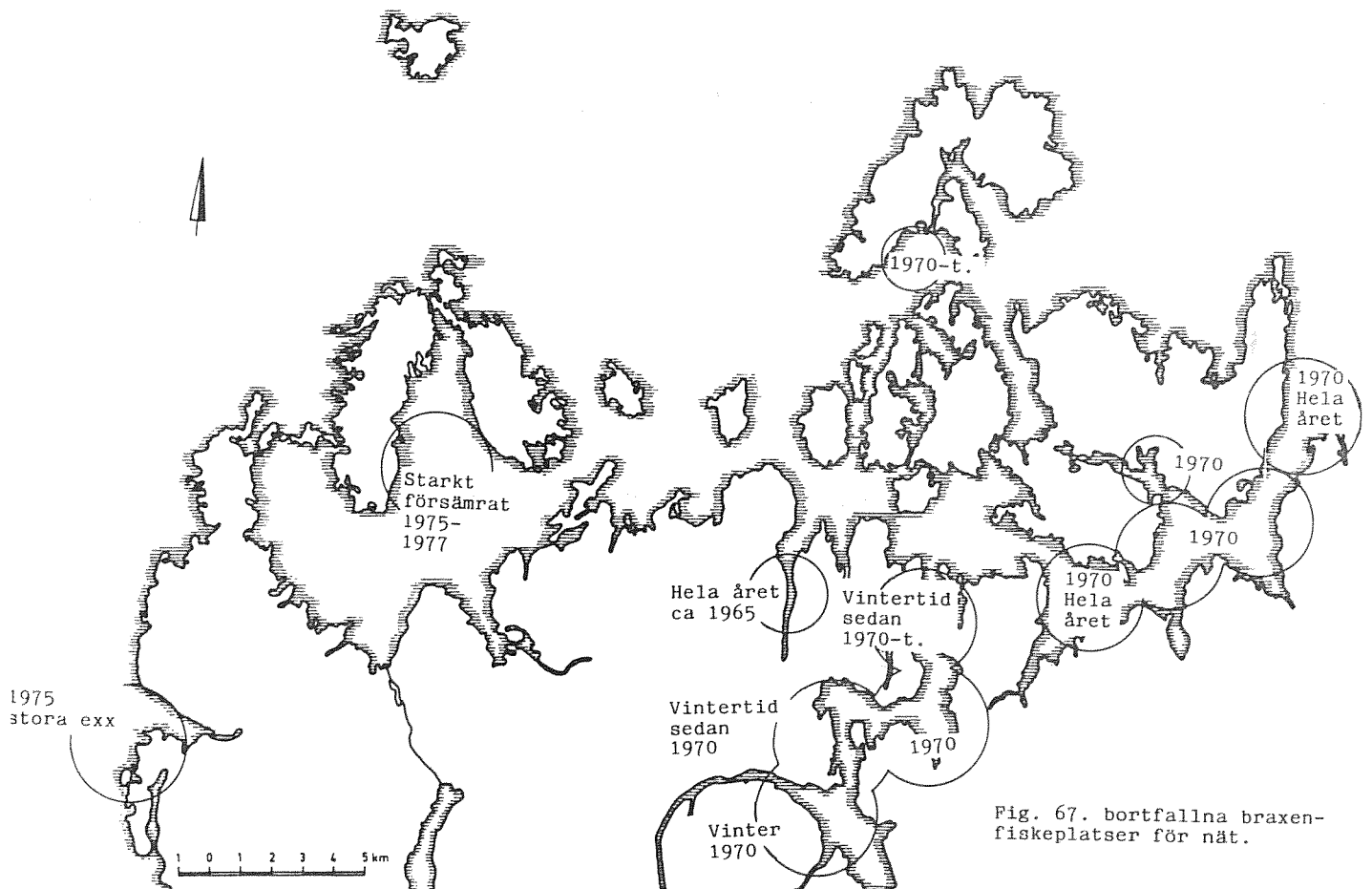
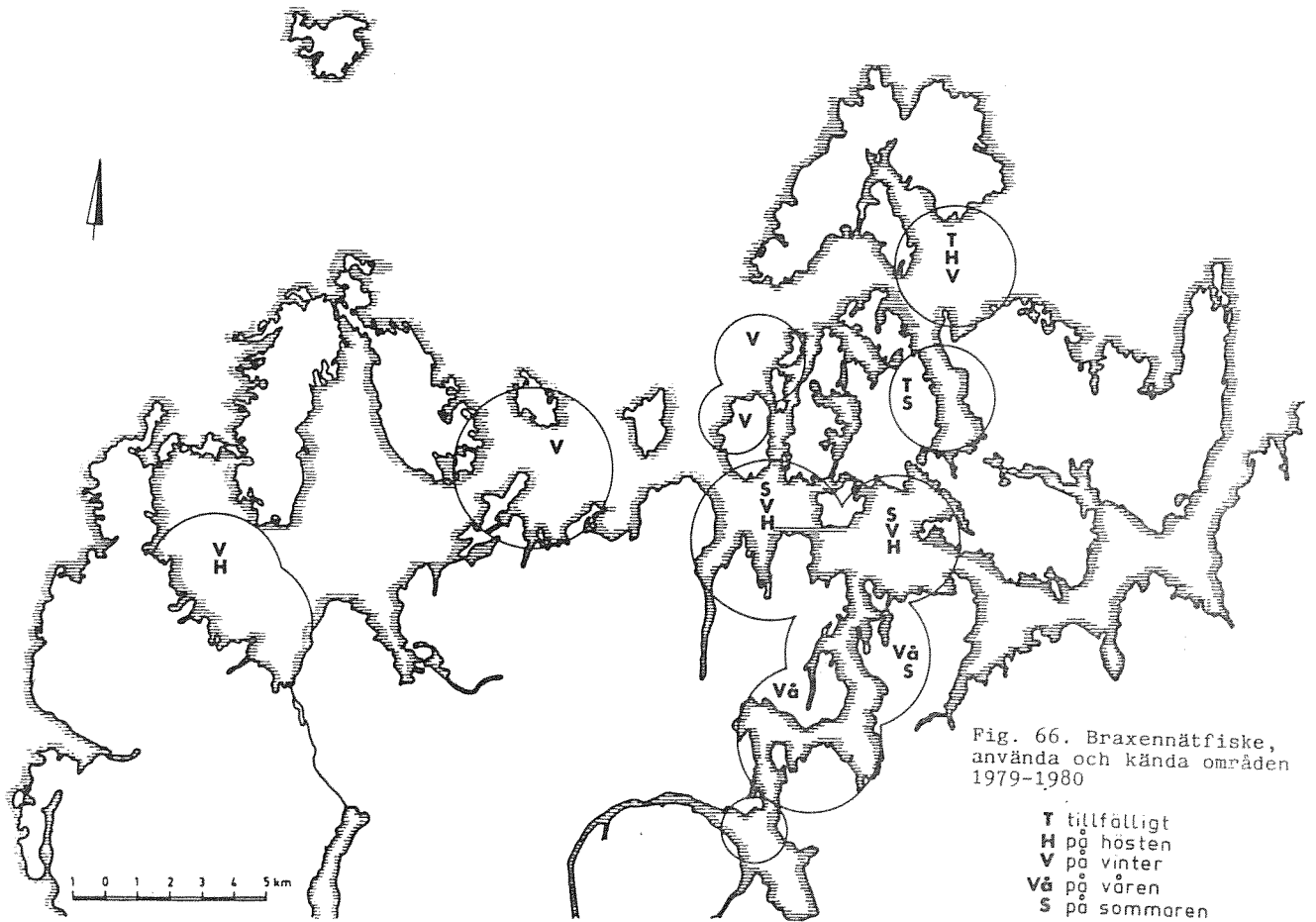
Braxenfångstens utveckling åren 1969-1981 visas i fig. 68 och tabell 49. Under 1960-talets slut torde den totala braxenfångsten ha rört sig mellan 40 och 60 ton. År 1970 och 1971 sjönk fångsten klart. En återhämtning kunde ses 1973 och 1974 - 1977 var fångsten på sin forna nivå. Sedan 1978 har fångsten sjunkit. Invägningen av braxen har också minskat kraftigt från och med 1978. Delvis kan detta förklaras av att braxenfisket minskat, men den egentliga orsaken till utvecklingen är utvecklingen i braxenbeståndet. Åtgång för braxen skulle finnas, eftersom någon motsvarande nedgång i braxenfångsterna inte kunnat observeras i t.ex. Skärgårdshavet (Hildén et al. 1982).

Fritids- och husbehovsfiskarnas braxenfångst uppgick 1981 till c. 10 ton, då man från totalfångsten subtraherat den försålda fiskens andel. Enligt de flesta av dem som tagit ställning till frågan om fångstens utveckling, har braxenfångsterna gått ned fram till

Tabell 49. Partiuppköpen av braxen 1967-79 från undersökningsområdet.

	Månad												Summa
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1967	934,9	556,7	670,3	7 079,2	11 529,6	5 170,8	26,0	27,9	1014,5	1 813,7	4 531,3	312,8	33 667,7
1968	729,1	208,1	952,1	10 157,7	12 805,2	4 750,4	153,3	9,0	523,0	1 755,2	4 046,6	6 269,4	42 359,1
1969	1 456,8	499,8	290,3	4 653,3	21 369,0	7 864,6	389,5	23,5	443,3	2 104,3	822,8	1 974,2	41 891,4
1967-69													
\bar{x}	1 040	422	638	7 297	15 235	5 929	190	20	660	1 891	3 133	2 852	39 307
s	375	187	332	2 759	5 351	1 690	185	10	309	187	2 016	3 074	
%	2,6	1,07	1,6	18,6	38,8	15,1	0,5	< 0,1	1,7	4,8	8,0	7,3	100
1970	2 957,6	1 470,9	646,2	2 731,4	23 313,6	7 895,5	308,5	421,0	1 190,0	3 606,3	603,0	4 261,1	49 405
1971	1 136,5	2 227,1	417,9	868,3	14 483,6	3 015,8	44,0	27,5	596,3	2 174,0	1 989,5	2 769,6	29 750
1972	673,5	374,0	98,5	519,2	13 043,6	2 742,0	218,5	30,0	610,7	3 959,9	934,8	2 238,4	25 434
1973	2 812,9	2 321,1	747,2	3 882,0	13 574,1	2 814,0	438,0	238,0	1 170,5	3 449,9	1 953,6	1 247,6	34 648
1974	3 124,9	1 012,0	2 212,5	7 806,1	24 706,3	7 020,4	266,5	126,5	327,0	2 211,8	2 621,7	3 061,5	54 490
1970-74													
\bar{x}	2 141	1 481	824	3 161	17 824	4 698	255	169	779	3 080	1 621	2 716	38 749
s	1 145	823	815	2 938	5 692	2 541	143	165	383		830	1 106	
%	5,5	3,8	2,1	8,2	46,0	12,1	0,6	0,4	2,0	7,9	4,2	7,0	100
1975	3 382,2	1 690,5	934,1	4 990,2	9 299,9	694,8	15,0	429,8	529,2	3 110,0	4 353,7	4 742,5	34 171
1976	1 907,8	11 181,3	4 666,6	13 791,7	14 909,5	3 823,7	28,5	116,5	286,4	2 855,0	2 399,4	2 966,0	58 930
1977	7 301,7	2 711,5	2 341,9	4 321,1	18 922,9	3 438,4	96,3	117,0	272,5	2 499,1	2 275,3	1 014,1	45 311
1978	2 003,9	1 238,2	1 025,0	258,6	3 137,3	806,3	23,0	207,3	774,7	2 109,1	670,2	2 354,4	14 608
1979	773,8	628,5	1 099,8	1 543,1	1 671,6	538,8	36,5	128,5	221,5	1 063,4	170,4	726,4	8 602
1978-79													
\bar{x}	3 360	1 526	1 489	2 041	7 911	1 595	52	151	423	1 891	1 039	1 365	22 843
s	3 469	1 071	740	2 077	9 565	1 603	39	49	306	742	1 100	869	
%	14,7	6,9	6,5	8,9	34,6	7,0	0,2	0,7	1,9	8,3	4,5	6,0	100





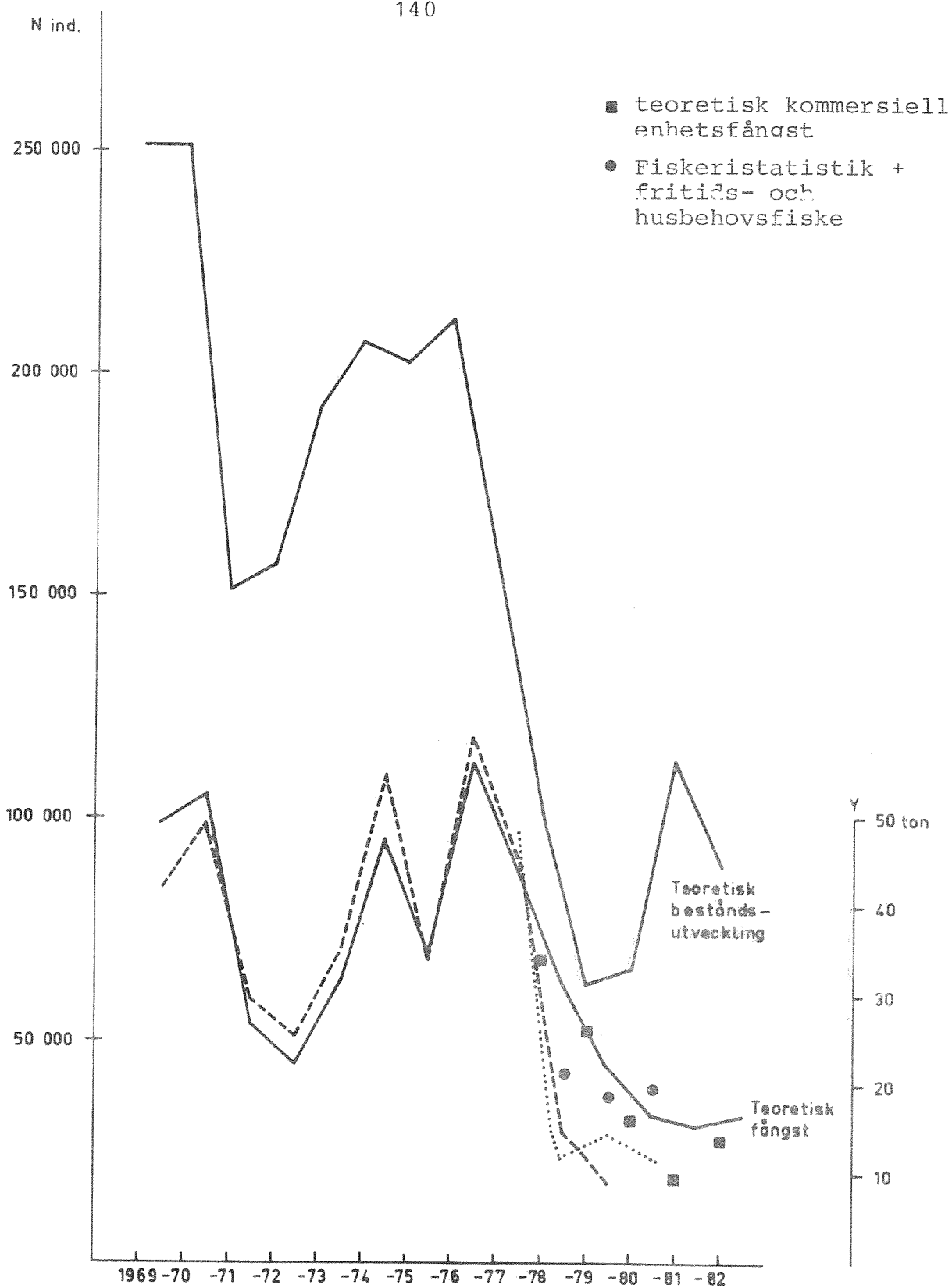


Fig. 68. Braxenfångstens utveckling 1969-82 samt resultaten av simuleringen. Fångsten har uppskattats på basen av mängden inköpt fisk.

.....= fångst enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik
 -----= partiuppköp
 —————= simuleringsresultat

1981. Detta stämmer överens med uppgifterna om beståndets utveckling. Trots detta är det knappast troligt att fritids- och husbehovsfiskarnas fångst gått ned lika mycket som den kommersiella fångsten, eftersom flere av dem som tidigare fiskade braxen yrkesmässigt numera ägnar sig åt husbehovsfiske. Dessa forna yrkesfiskares fångster är tidvis stora, vilket visas av att den bofasta befolkningens andel av fritids- och husbehovsfiskarnas totala braxenfångst (1981) var c. 75 %, medan motsvarande siffra för gädd- och abborrfångsten var c. 50 %.

4.258 Fångst per rekryt

Resultatet av tillämpningen av fångst per rekryt modeller på braxenmaterialet ges i fig. 69.

Av fig. 69 framgår att braxenfisket för närvarande utnyttjar braxenbeståndet optimalt. Fångsten per rekryt kunde ökas obehövtligt ifall fiskedödligheten och rekryteringsåldern skulle höjas. Den nuvarande fiskedödligheten förefaller inte att hota braxenbeståndet. Lehtonen et al. (1983) observerade att braxens fiskedödlighet i skärgårdshavet var 0,5 - 0,6, utan att några menliga följder för beståndet kunde upptäckas. Biros (1978) resultat visar att braxen tål en totaldödlighet kring 1,0, utan att rekryteringen tar skada. Under de senaste åren har Balatonsjöns braxenbestånd vuxit, trots den höga dödligheten (P. Biro, pers. medd.). Man kan därför utgå från att fisket inte äventyrat braxens rekrytering i Kyro älvs mynningsområde.

4.259 Populationsanalys

Utgångsvärdena för populationsanalysen ges i tabell 50. Analysens resultat presenteras i tabell 51 och fig. 70.

Då medeltal för fiskedödligheten räknades ut användes åren 1978 - 1980 eftersom populationsanalysens resultat konvergerar mot de riktiga värdena (Pope 1972). Medeltalet för de fullt rekryterade åldersgrupperna 11 - 14 år är 0,7 +- 0,3 (95 % tillförlitlighetsgränser), för 10 åringar 0,3 +- 0,2 och för 8 - 9 åringar 0,2 +- 0,2. Dessa värden användes som stöd för simuleringen av fiskedödens effekter på braxenbeståndet.

Populationsanalysen visar tydligt luckorna i rekryteringen åren 1969 - 1972 (fig. 70). Jämför man årsklassernas storlek vid 10 års ålder finner man att årsklasserna 1970 och 1971 är 5 - 6 % av årsklassen 1968 och 1967. Årsklasserna 1969 och 1972 är c. 40 % av årsklasserna 1967 och 1968. Motsvarande minskning har inte kunnat observeras i Skärgårdshavet (Lehtonen et al. 1983). Skärgårdshavets braxenmaterial har inte sammanställts med hjälp av populationsanalys, men en jämförelse av fångsternas åldersstruktur visar skillnaden i rekrytering åren 1978 - 81 (tabell 52).

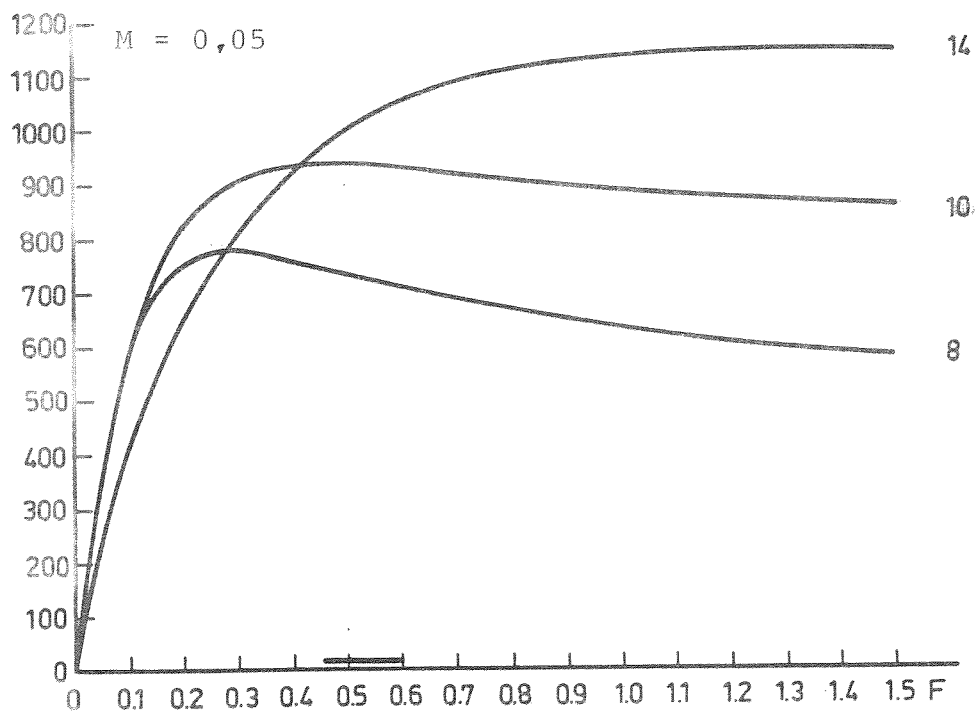
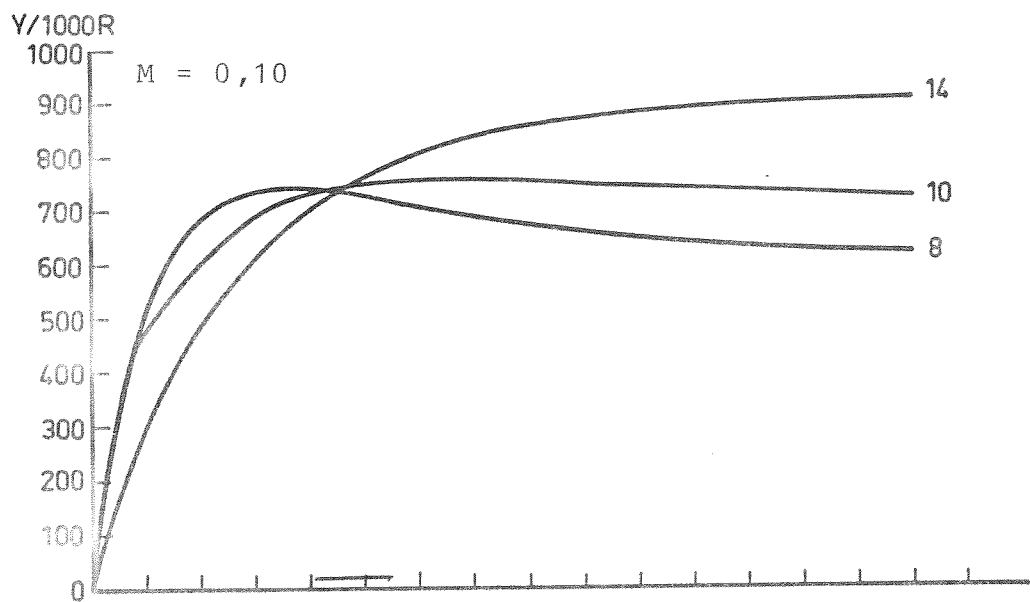


Fig. 69. Fångst per rekryt för braxen. Det vågräta strecket anger gränsvärden för den nuvarande fiskedödligheten. Siffrorna anger rekryteringsålder.

Tabell 50. Utgångsvärden för analys av braxenbeståndet.

A. Fångst i individ/år

Ålder	1978	1979	1980	1981	1982
6	0	211	0	0	0
7	0	1373	536	0	0
8	216	1373	3482	3126	289
9	648	1057	536	2501	8586
10	7128	1585	803	1250	4184
11	12095	5916	4018	781	192
12	6696	6761	5892	3907	192
13	2592	6233	4553	3595	868
14	432	634	1875	2032	2315
15	864	317	268	313	1158
16	864	423	268	156	0
17	432	106	268	0	0
18	432	423	134	0	0

B. Naturlig dödlighet och fiskedödlighet

M = 0,1 (konstant)

F(1982,6)	= 0,01
F(1982,7)	= 0,02
F(1982,8)	= 0,25
F(1982,9)	= 0,30
F(1982,10)	= 0,40
F(1982,11)	= 0,45
F(1982,12-18)	= 0,51
F(1978-1982,18)	= 0,51

Tabell 51. Populationsanalysens resultat: Momentan fiskedödlighet. De inrutade värdena har använts vid beräkningen av ett medeltal för F i olika åldersgrupper. Resultatet av beståndsuppskattningen ges i fig. 70.

Fiskedödlighet per år och ålder

Alder	1978	1979	1980	1981	1982
6	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
7	0.00	0.06	0.01	0.00	0.02
8	0.05	0.40	0.17	0.06	0.25
9	0.04	0.35	0.24	0.16	0.30
10	0.23	0.12	0.44	1.14	0.40
11	0.47	0.27	0.46	0.90	0.45
12	0.53	0.47	0.43	0.96	0.51
13	1.13	1.27	0.58	0.45	0.51
14	0.50	0.84	1.88	0.49	0.51
15	0.74	0.75	0.96	11.60	0.51
16	0.97	0.91	11.34	10.90	0.51
17	0.31	0.25	11.44	0.00	0.51
18	0.51	0.51	0.51	0.51	0.51

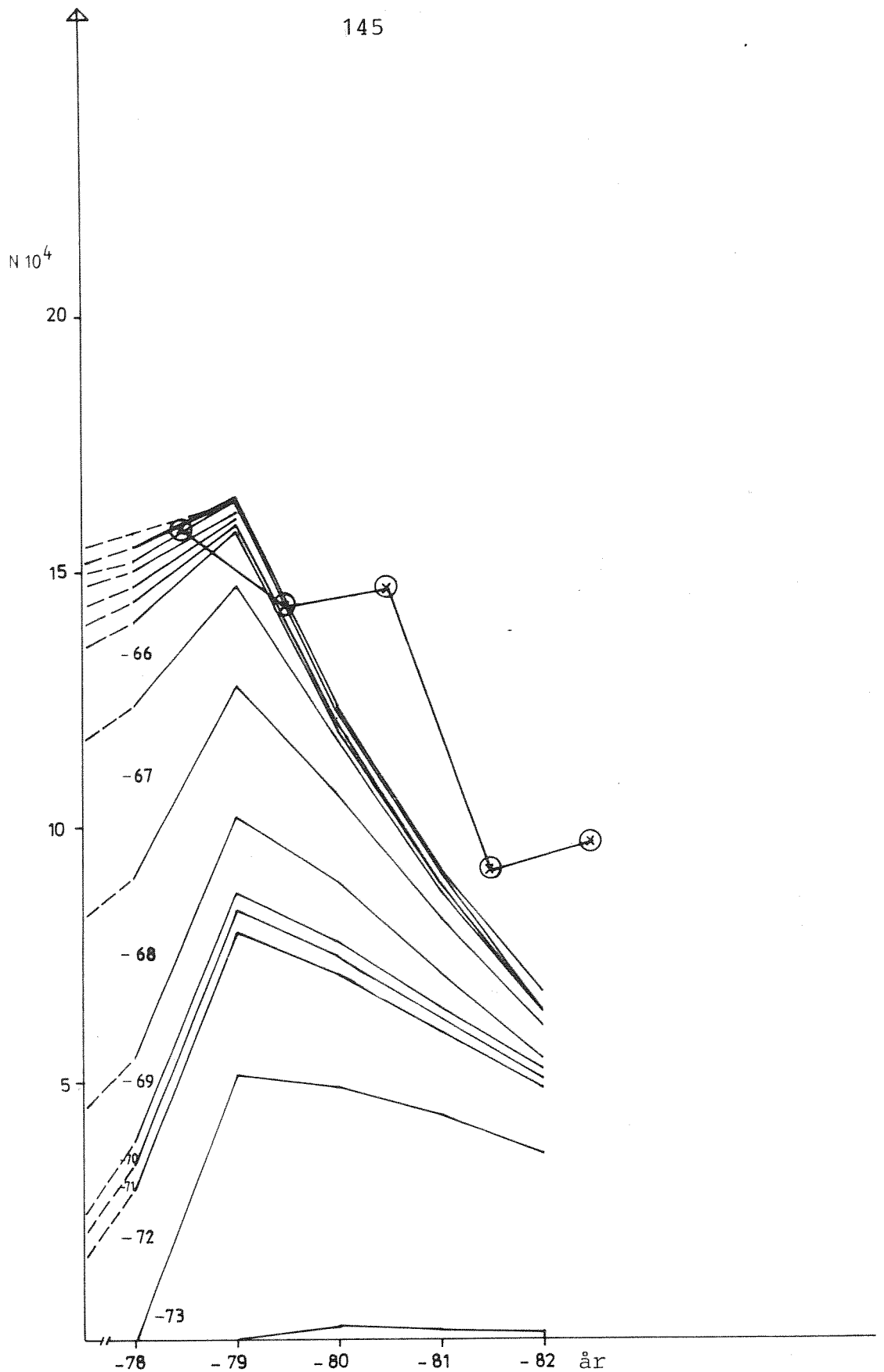


Fig. 70. Braxenpopulationens storlek enligt populationsanalysen. \odot --- \odot = Enhetsfångst enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik och fångstprov. Årsklassens storlek 1974 är osäker p.g.a. att årsklassen inte ännu ingår i fångsten.

Tabell 52. Årsklassernas 1969 - 1972 andel (%) av totalfångsten enligt fångstprov. Materialet för Skärgårdshavet härstammar från Lehtonen et al. (1983). Tot = sammanlagda antalet fiskar i fångstproven.

	1978	1979	1980	1981	1982	Tot
Kyro älvs mynningsområde	10,9	24,2	34,5	24,3	17,2	1720
Norra Skärgårdshavet	99,0	87,7	86,2	91,1	uppg. saknas	650

I Kyro älvs mynningsområde nådde årsklasserna 1969 - 1972 maximalt upp till c. 35 % andel av fångsten medan de i Skärgårdshavet helt dominerade fångsterna 1978 - 1981. Detta visar att förlusten i rekrytering med största sannolikhet är en följd av en lokal miljöförändring.

4.2510 Effekterna av miljöförändringar

Miljöförändringars inverkan på förökningen

Fiskare har observerat att braxens lekvandring avstannat då vattenkvaliteten sjunkit. Uppgifter om att braxen skulle leka någon annanstans ifall älvvattnets kvalitet är låg hela försommaren saknas. Dessa områden är i så fall mycket små eller ofördelaktiga, vilket stöds av beståndsutvecklingen. Försöken med braxenspermiernas rörelsetid som en funktion av pH visar att förutsättningarna för en lyckad befruktning minskar då vattnets pH värde understiger 5,3 (fig. 71). Följande ur förökningens synvinkel känsliga skede är kläckningen och gulesäcksstadiet. Enligt bl.a. Baker & Schoefield (1982) är nykläckta yngel känsligare än äldre. Överlevnadsförsök har inte gjorts med braxenyngel, men försök med mörtyngel i yngeletapp C₁ (Koblitskaja 1966), visade att chanserna för överlevnad minskade då vattnets pH värde understeg 5,5 (avsnitt 4.292). Braxenyngel torde vara minst lika känsliga som mörtyngel. Notningarna visade att braxenyngel sakrades i områden där pH understeg 5,3. Fluktuationerna i vattenkvaliteten vid Vassor torde också vara den främsta orsaken till att braxenyngelområdets omfattning varierade från år till år (avsnitt 4.252). Yngelöverlevnaden i hela mynningsområdet påverkas antagligen också av temperaturen eftersom braxen är en varmvattensart, men vattenkvaliteten har avgörande betydelse för en årsklass framgång. Vattenkvaliteten bestämmer troligen i hög grad även de olika lekgruppernas relativa andel i beståndet. Enligt intervjuuppgifter har den tidigt lekande gruppens andel minskat. Detta stämmer överens med vattenkvalitetens utveckling i mynningsområdet under 1970 talet.

Med stöd av de uppgifter som finns om vattenkvaliteten kan man konstatera, att åren 1971, 1972 och 1977 varit ofördelaktiga för braxens förökning. Även 1969, 1976, 1979 och 1981 har vattenkvaliteten varit låg ur braxenförökningens synvinkel. Årsklasserna 1969, 1971 och 1972 har konstaterats vara svaga (avsnitt 4.254). De övriga årsklasserna ingår inte ännu i fångsten och antagandena om deras svaghet kan därför inte verifieras. På basen av fångsten

av unga braxnar (1+ - 2+) kan man emellertid konstatera, att årsklassen 1981 är svagare än årsklassen 1980 (bilaga 3). Hur stora dessa årsklasser är i förhållande till de årsklasser som nu ingår i fisket kan inte ännu slås fast.

Beräkningen av massfiskdödens effekter och rekryteringsbortfallet

För att få en uppfattning om braxenbeståndets utveckling sedan 1969 har de tillgängliga uppgifterna sammanställts med hjälp av datasimuleringar. Beräkningarna har gjorts utgående från populationsanalysekvationer (Fry 1956, Ricker 1975, se även Hildén & Salojärvi 1982), med hjälp av ett dataprogram som utvecklats för en Hewlett-Packard bordsräknare (Hildén 1983).

Beräkningarna bygger på följande antaganden.

1. Braxenbeståndet befann sig i jämvikt i slutet av 1960-talet, dvs. fångsten och rekryteringen var i balans med en fångst runt 50 ton (40 - 60, se avsnitt 4.257). Antagandet är realistiskt eftersom de uppgifter som finns från 1960-talet tyder på att fångstnivån var relativt stabil (se avsnitt 4.257).
2. Den momentana naturliga dödligheten var omkring 0,1 för alla rekryterade åldrar (8 - 16). Den momentana fiskedödligheten (F) var $F(8) = 0,15$, $F(9) = 0,20$, $F(10) = 0,50$ och $F(11 - 16) = 0,75$. Dödlighetsvärdena kan anses realistiska utgående från den beräknade populationsanalysen för åren 1978 - 1982 (se avsnitt 4.255). Värdet 0,1 för den momentana naturliga dödligheten kan anses realistiskt för braxen i finska kustvatten (se diskussion i Hildén & Lehtonen 1982a). Dessa dödlighetsvärden förutsätter en årlig rekrytering på c. 80 000 åtta år gamla braxnar för att ge en jämviktsfångst på c. 50 ton. Detta kan också utläsas ur Y/R beräkningarna för braxen (avsnitt 4.258).
3. Fiskdöden 1970 ökade den momentana naturliga dödligheten till 0,55. Simuleringen ger att detta ledde till att c. 80 ton fisk dog i det rekryterade delbeståndet. Detta värde motsvarar väl de uppskattningar av mängden död fisk vilka getts av Vattenstyrelsen (1973). Därtill antogs i simuleringen att fiskedödligheten ökade något, eftersom braxens fångstbarhet i områdena utanför fiskdödens direkta verkningsområde enligt intervjuuppgifter ökade (bl.a.A.Söderblom, muntl. medd.).
4. Efter fiskdöden sjönk den momentana naturliga dödligheten. I simuleringen har värdet $M = 0,15$ använts, då fiskdöd också förekom 1971 (Vattenstyrelsen 1973). Den momentana fiskedödligheter har sänkts till sin forna nivå. Rekryteringen har minskats med c. 40 % eftersom även icke rekryterad braxen dog.
5. År 1972 sänktes den momentana naturliga dödligheten till 0,1. Även den momentana fiskedödligheten minskades. Minskningen ryms väl inom ramen för den observerade variationen i fiskedödlighet från år till år (avsnitt 4.259). Fiskdöden 1972 (Vattenstyrelsen 1974) har inte beaktats särskilt. Den använda rekryteringen är c. 30 % lägre än rekryteringen 1969.
6. Fiskedödligheten antas ha stigit under 1973. Rekryteringen ges värdet 75 000. Detta motiveras med att endast en del av årsklassen 1965 utsattes för fiskdöden eftersom den 1969 - 1971 bestod av icke könsmogen fisk, som troligen inte samlas i stor mängd i lekplatsernas närhet där massfiskdöden drabbade be-

- ståndet hårdast. Denna motivering stöds av den bild Segerstråle (1983) ger av braxens vandringar i östra Nyland.
7. Den momentana fiskedödligheten ökade även 1974. Både denna ökning och ökningen 1973 ryms inom ramen för de observerade fluktuationerna i fiskedödlighet.
 8. Fiskedödligheten minskade 1975, ökade 1976 och sjönk mot medelnivån 1978 och 1979. Rekryteringen minskade 1977, eftersom då rekryterades den första årsklassen som utsatts för fiskdöd under sitt första levnadsår (1969). Rekryternas antal antas ha sjunkit till c. 40 % av de föregående årens rekrytanttal. Rekryteringen försvagades ytterligare under 1978 och 1979 då årsklasserna 1970 och 1971 rekryterades som antogs vara c. 6 % av "normalåret" (1967). Den försvagade rekryteringen syns tydligt i prov på fångstens åldersstruktur från 1978 framåt (avsnitt 4.254). Att årsklasserna som föddes under år då fiskdödförekom är små, är naturligt då man beaktar var braxens lekplatser och yngelproduktionsområden finns (avsnitt 4.252).
 9. Sedan 1978 antas fiskedödligheten ha sjunkit något, vilket reflekterar minskningen i braxenfiskets lönsamhet. Nivån antas ha hållits konstant sedan 1979. Rekryteringen förbättrades 1980 och 1981. Rekryteringen 1982 var relativt svag.

Simuleringsresultat och diskussion

De exakta värdena för de olika simuleringarna ges i tabell 53. Simuleringsresultatet har sammanställts i fig. 68, i vilken också ingår en bild av fångstutvecklingen enligt fiskinvägningen och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik. Med hjälp av simuleringen har den observerade fångstutvecklingen kunnat beskrivas väl. Detta är naturligt, då man i beräkningarna teoretiskt sett kunnat manipulera 19 parametrar (9 F- och M-värden samt rekryternas antal). I praktiken har 10 parametrars värden varierats (8 F, 1 M och rekryternas antal). Det väsentliga är dock, att manipuleringen av parametrarna bygger på gjorda observationer av fiskets och fiskbeståndets utveckling. I inget fall har det varit nödvändigt att använda orealistiska värden för att uppnå antagna resultat. Man kan därför slå fast att simuleringen ger en god kvalitativ bild av händelseförloppet och att den ger en grund för den kvantitativa bedömningen av fiskeriskadan i mynningsområdet. Simuleringens brist är, att den varken kan verifieras eller falsifieras eftersom fångstprov och uppgifter om enhetsfångsten saknas för åren 1969 - 1977.

Utgående från simuleringen kan man anta att fiskdöden 1969 - 1971 ledde till en förlust av c. 200 000 fiskar ur det rekryterade beståndet åren 1970 - 1972. Den sammanlagda fångstförlusten är c. 70 ton åren 1971 - 1973. Hade utnyttjandet av beståndet varit intensivare hade den direkta fångstförlusten varit större. Uppskattningen är troligen ett minimivärde, eftersom fritidsfiskarnas och husbehovsfiskarnas fångst inte beaktats.

Ifall situationen hade stabiliserat sig efter 1973 skulle fisket förhållandevis snabbt ha återhämtat sig från fiskdöden. Fluktuationerna i fångsten skulle troligen ha varit större än under 1960-talet, eftersom fångsttopparna 1974 och 1976 kunde uppnås endast genom att öka fiskedödligheten. Fångstnedgången 1975

Tabell 53. Simuleringen av fiskdöd. R = antalet 8 år gamla rekryter (10^3), F = momentan fiskedödlighet, M = momentan naturlig dödlighet.

År	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82
R	80	80	50	55	75	70	70	70	30	8	8	30	70	8
M	0,10	0,55	0,15	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
F ₈	0,15	0,15	0,10	0,05	0,10	0,15	0,10	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
F ₉	0,20	0,20	0,10	0,10	0,15	0,20	0,20	0,25	0,30	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
F ₁₀	0,50	0,50	0,30	0,25	0,30	0,50	0,40	0,80	0,65	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
F ₁₁	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	1,10	0,55	0,90	0,80	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60
F ₁₂	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	0,90	0,55	0,90	0,80	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60
F ₁₃	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	0,90	0,55	0,90	0,80	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60
F ₁₅	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	0,80	0,50	0,85	0,80	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60
F ₁₅	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	0,80	0,50	0,8	0,80	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60
F ₁₆	0,75	0,85	0,75	0,55	0,65	0,80	0,50	0,75	0,7	0,75	0,60	0,60	0,60	0,60

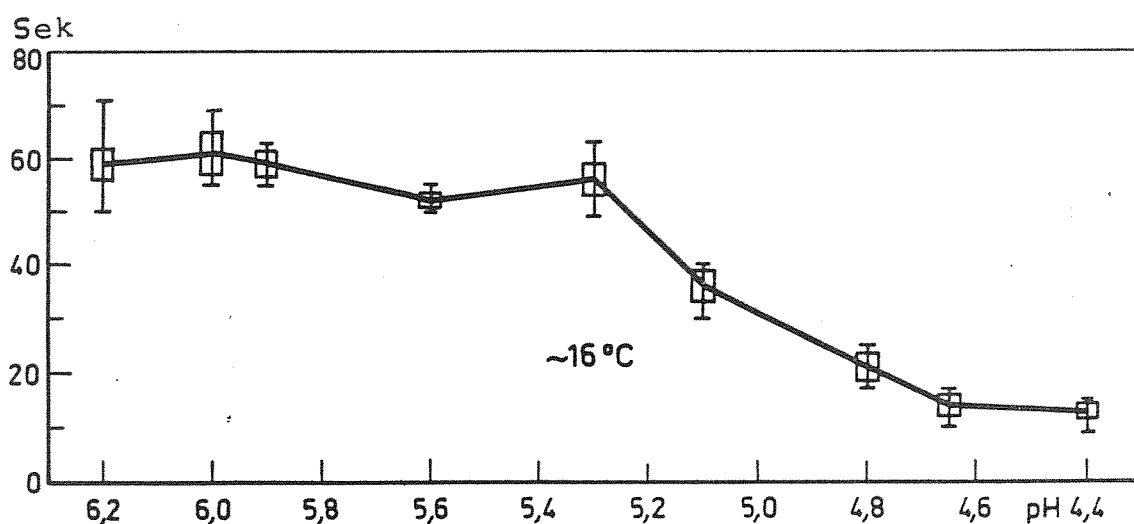


Fig. 71. Braxenspermiernas rörelsetid som en funktion av vattnets pH.

och 1977 kan därför ha varit en direkt följd av att fiskedödligheten sjönk till normal nivå. År 1977 förekom emellertid också en fiskdöd som inte beaktats i simuleringen. Fiskdöden 1977 kan ha förorsakat ett fångstbortfall på 5-15 ton. Från och med 1977 började den nedgång i beståndet som gjorde en fångstökning omöjlig. Följderna sågs inte tydligt 1977 eftersom rekryteringen normalt sker vid 10-11 års ålder. Skulle förlusten i rekrytering ha begränsat sig till ett år hade effekten varit övergående, eftersom braxen är långlivad. Den långa livslängden innebär att beståndet består av ett stort antal årsklasser av vilka flere utnyttjas i fisket och då dämpas effekten av en begränsad förlust. När förlusten i rekrytering sträcker sig över flere år går populationen kraftigt ned och varje försök att upprätthålla fångstnivån misslyckas. Åren 1979-1980 var det rekryterade delbeståndet c. 1/4 av det rekryterade delbeståndet 1969. Följden av detta var att enhetsfångsten gick ned (fig. 70). Då enhetsfångsten minskade samtidigt som braxens prisutveckling blev ofördelaktig gick fiskedödligheten troligen rätt kraftigt ned, i synnerhet i det kommersiella fisket. Detta är troligen en av orsakerna till att simuleringen och den kommersiella fångstutvecklingen skiljer sig från varandra 1978-1982. Beaktar man husbehovs- och fritidsfiskets andel är skillnaden mindre (fig. 68). Fiskdöden 1977, som inte beaktats i simuleringen är även en tänkbar orsak till skillnaden. Utgående från simuleringsresultaten var fångstförlusten 1978-1982 i medeltal 20-30 ton/år.

Uppgifterna om enhetsfångsternas utveckling stöder simuleringsresultaten för åren 1978-1982. Det kommersiella fiskets enhetsfångster är emellertid c. 3 år försenade i förhållande till den beståndsutveckling som ges i fig. 68. Detta beror delvis på att kurvan i fig. 68 bygger på alla åldrar 8-16, medan det kommersiella fisket i huvudsak utnyttjar åldrarna 11-16. Därtill uttrycker fiskets enhetsfångst populationens medeltäthet under året, medan simuleringen beräknar populationsstorleken i början av året. Dessutom uppstår självfallet stokastisk variation i enhetsfångsten på grund av de delvis rekryterade åldrarnas varierande andel i fångsten och på grund av skillnaderna i väder- och vindförhållanden från år till år. Den tillfälliga uppgången i enhetsfångsten 1980 kan t.ex. delvis förklaras av att den i förhållande till årsklasserna 1970 och 1971 starka årsklassen 1972 då rekryterades. Fångstproven tyder på att dess andel av fångsten var betydande.

Minskningen i det rekryterade beståndets storlek visar att fiskdöden tillfälligt slagit undan grunden för ett effektivt fiske på braxen. Inte ens med en hög fiskedödlighet skulle fångster jämförbara med dem som togs i slutet av 1960-talet uppnås i dagens läge. En tillfällig ökning av fiskedödligheten skulle minska det rekryterade beståndet och leda till en förlust av framtida fångster. Innan fisket kan utvecklas krävs, att rekryteringsförlusterna kompenseras. De rekryteringsförluster som skett under 1970-talet kommer att påverka braxenfisket under största delen av 1980-talet.

4.26 A b b o r r e

4.261 Abborrebeståndens spridningsområde och vandringar

Lekmogna abborrar has märkts vid Söderfjärden (Maxmo) och i Köklot. Märkesåterfyndena visar att de abborrar som märkts i Söderfjärden spritt sig över hela Maxmo skärgård från Harapois i väster till Oxkangar och Monå fjärd i öster. Därtill har märkta abborrar

gått upp i Kyro älv (Kvevlax, Miekka och Lillkyro) (fig. 72). De abborrar som märkts i Köklot har fångats från fjärdarna väster om Mickelsörarna i väster till Harapois i öster. Utgående från märkningsresultaten kan man således slå fast att det inom undersökningsområdet finns flere abborrbestånd, vars spridningsområden delvis går in i varandra i Korsholms östra skärgård och vid Mickelsörarna (fig. 73). Vandringarna har sträckt sig över 20 km från märkningsplatsen. De märkta abborrpopulationernas spridningsområden är klart vidare än de, som Johnson (1978) observerat söderom Umeå. Spridningsområdena i skärgården utanför Kyro älv är emellertid inte exceptionella om man jämför dem med de spridningsområden Lehtonen et al. (1983) konstaterat i norra Skärgårdshavet, där en stor del av återfynden gjordes på ett avstånd större än 20 km från märkningsplatsen. Enligt Karhumaa (1970) vandrar också abborrar från Bottenvikens kust till vattnen runt Ulkokrunnit, vilket för kustabborrarnas del innebär vandringar längre än 20 km. Det är möjligt att vandringarnas längd reflekterar populationens storlek så att stora populationer sprider sig över stora områden. Dessutom påverkas vandringarna av skärgårdens geografi. Skärgården utanför Kyro älvs mynningsområde gynnar långa vandringar, eftersom den har vidsträckta, för abborren gynnsamma grunda områden.

Märkningarna ger inte ännu en tydlig bild av abborrarnas vandringmönster, eftersom bara ett och ett halvt år förflutit sedan den första märkningen. Det förefaller emellertid som om abborrarna skulle övervintra i havet. Detta har också observerats av Lind et al. (1975) och Johnson (1978). I maj vandrar abborrarna mot sina lekplatser och återfynden har gjorts i de inre delarna av skärgården och i Kyro älvs mynningsområde (fig. 72). Berglund (1978) observerade att lekvandringen i Ängerån inträffade mellan den 20.5. och 1.6. I Kyro älv börjar lekvandringen uppenbarligen redan tidigare, eftersom lek observerats i mitten av maj. Efter leken blir en del av abborrarna kvar i de inre skärgårdsområdena eller i mynningsområdet och älven, medan en del vandrar ut i de yttre skärgårdsområdena. Under hösten vandrar uppenbarligen största delen av beståndet ut ur mynningsområdet för att övervintra i havet. I älven finns troligen också stationära bestånd (Österbottens fiskarförbund 1974).

Enligt Willemsen (1977) och Johnson (1978) är abborren hemortstrogen. Märkningar i Söderfjärden tyder även på detta, eftersom fisk som märkts 1981 återfångades 1982 i de inre delarna av mynningsområdet.

Märkningsresultaten visar således att Kyro älvs mynningsområde är viktigt för åtminstone en del av de abborrbestånd som förekommer inom undersökningsområdet. Betydelsen ligger främst i att mynningsområdet erbjuder fördelaktiga förökningsområden. Som födoområde är mynningsområdet numera viktigt bara för en del av det könsmogna delbeståndet, eftersom märkningar visar, att abborrar som lekt i mynningsområdet under sommaren fångats i Maxmo skärgård. I Köklotfjärdarna uppehåller sig abborrarna däremot hela sommaren (fig. 73).

ϕ Monä ↑

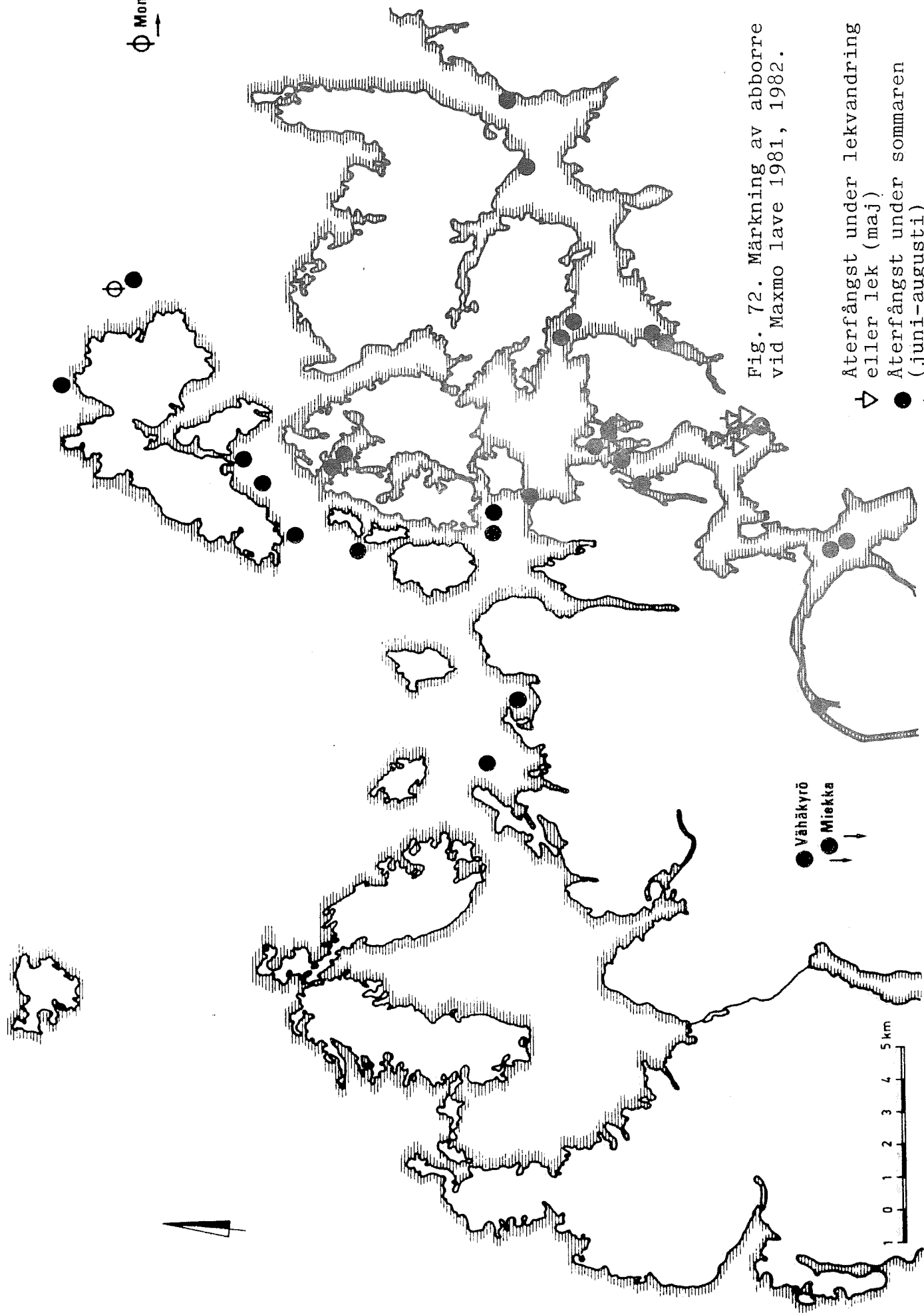


Fig. 72. Märkning av abborre vid Maxmo lave 1981, 1982.

- ▽ Aterfångst under lekvandring eller lek (maj)
- Aterfångst under sommaren (juni-augusti)
- ϕ Aterfångst höst eller vinter
- ⊕ Märkningsplats

● Vähäkyrö
● Miekka ↑

1 0 1 2 3 4 5 km

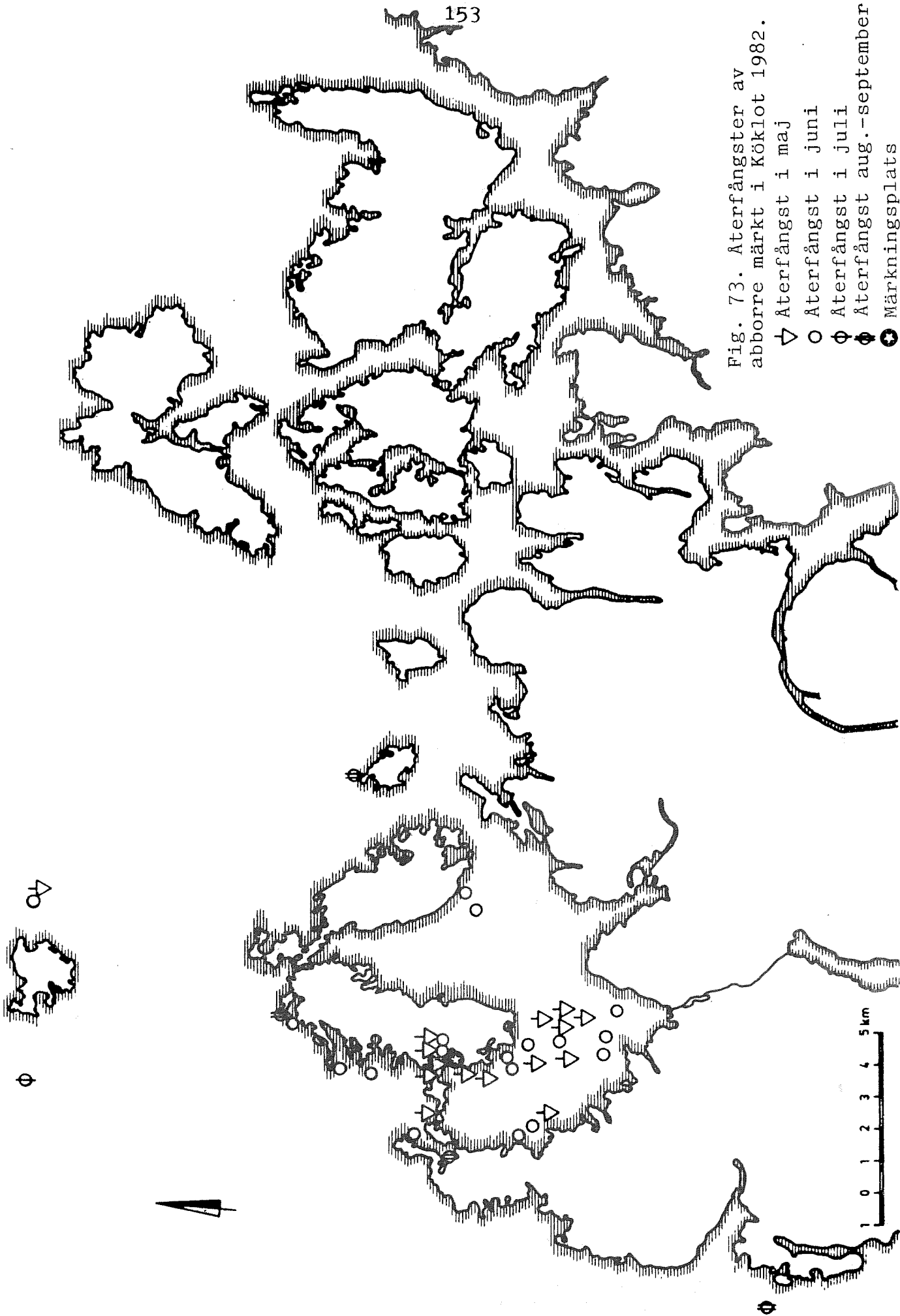


Fig. 73. Återfångster av
 abborre märkt i Köklot 1982.

- ▽ Återfångst i maj
- Återfångst i juni
- ⊖ Återfångst i juli
- ⊖ Återfångst aug.-september
- ⊗ Märkningsplats

4.262 Lekplatser och lektider

Åren 1981 - 82 började abborrleken i mitten av maj och den fortsatte ända till mitten av juni i Kyro älvs mynningsområde. Leken sker i olika lekgrupper, som delvis går in i varandra. Lekande abborre har i Köklot observerats ända till mitten av juni.

Lekplatser finns i mynningsområdets fjärdar, i skärgårdens grunda flador såsom Norrbrunn, Söderbrunn och Maxmo fladan och i vissa skyddade vikar, t.ex. Torssund och Nedrankull (Maxmo Norrfjärden). Därtill finns lekplatser runt Köklotfjärden och Skinnarfjärden. Dessa lekplatser har inte klarlagts men tidigare var mynningen av Lappsundån uppenbarligen ett viktigt abborrlekområde. Även Vörå ås mynning har varit ett betydande lekområde, men 1982 förstördes lekmöjligheterna av surt utflöde. I Vörå ås mynning har även fiskdöd förekommit.

4.263 Yngelproduktionsområden och yngelbiologi

Efter kläckningen då ynglen använder gulesäckens näring sprider de sig både aktivt och med hjälp av vattenströmmar till näringsområdena. Dessa finns i grunda vattenområden med makrofyttvegetation. Yngel i gulesäcksstadiet observerades 25.5. - 21.6. Yngel påträffades inom hela mynningsområdet innanför Sticksholmen, förutom i de sydöstra delarna av Vassorfjärden. Av de yngel i gulesäcksstadiet som observerats utanför Sticksholmen har troligen de på Pudimofjärden, Peuskofjärden och de söderom Särkimo drivit ut med vattenströmmarna från mynningsområdet. De små yngel som påträffats vid Maxmo Norrfjärden, Vörå ås mynning, i Brudsund och vid Köklot har däremot kläckts från rom som lagts utanför Kyro älvs mynningsområde. I de yttre delarna av skärgården, dvs. längs de yttre stränderna av Österö och Västerö påträffades inga små abborryngel.

På basen av fångsterna med Olympia Gulf varierade yngeltätheten från 0 till 1200 yngel/m³ år 1982 (bilaga 2). De största tätheterna observerades i de inre delarna av mynningsområdets vikar, t.ex. i Söderfjärden och Nabbviken, samt invid makrofyttbältena och i dessa längs älvfåran, t.ex. mellan Sandören och Vassorfjärd (bilaga 2). I de områden av älvfåran som saknade makrofyttvegetation var tätheterna låga.

Det är svårt att jämföra de olika områdenas yngeltätheter med varandra på grund av att ynglen är rörliga och att dödligheten är stor. Man kan emellertid konstatera, att yngeltätheterna i de inre delar av Vassorfjärd är låga då man jämför dem med de tätheter som observerats i övriga vikar (bilaga 2). Stora tätheter observerades inte heller i skärgården utanför mynningsområdet, vilket delvis är en följd av att optimala habitat (grunda vattenområden med rik makrofyttvegetation) saknas. Eventuellt kan också vattnets färg ha en betydelse som skydd för ynglen.

De större ynglen (> 10 mm) är rörliga och påträffas över vida områden. De har främst fångats med hjälp av yngelnot. Under den andra veckan i juli observerades rikligt med yngel (12 - 22 mm) i älvfåran mellan Sticksholmen och Vassor. Under de följande veckorna påträffades även yngel utanför mynningsområdet t.ex. vid Storskatan och Tailot, vilket troligen är en följd

av en spridning av ynglen. Yngelmängderna ges i bilaga 3. Notfångsterna varierade från 0 - 13 600 yngel/varp. Den stora variationen är en följd av ynglens stimbeteende, habitatval och dödlighet. Fångsten per varp minskade på Österfjärden 1980 och 1981 och på Söderfjärden 1981 och 1982 till c. 1/10 under juli månad, medan de på Vassorfjärden minskade till c. 1/30. Minskningen är inte helt och hållet en följd av dödligheten, eftersom utvandringen reducerar yngeltätheten i slutet av juli. Detta visas av att fångsterna i de yttre delarna av mynningsområdet och i området utanför ökade (bilaga 3).

Då man jämför de olika områdenas yngelproduktion bör man observera, att yngelproduktionen är beroende av både yngeltätheten och produktionsområdets omfattning. Mellanårsvariationen bör även beaktas då områdets betydelse för yngelproduktionen uppskattas. Yngelstimmen utnyttjar hela den del av littoralen som är djupare än 0,3 m. Innanför Sticksholmen gjordes stora notfångster (> 1000/varp) i vegetationsbältena i alla vikar förutom Vassorfjärden. I fladorna utanför mynningsområdet gjordes även ställvis stora fångster, men eftersom den optimala miljön i fladorna är begränsad, kommer deras andel av den totala yngelproduktionen att vara liten.

Abborrynglens tillväxt visas i fig. 74. Variationen i tillväxt var större mellan de olika undersökningsåren än mellan de olika områdena inom undersökningsområdet. Tillväxten var sämst 1981. Under den första sommaren uppnådde abborrynglen 40 - 70 mm:s längd. Abborrynglens kläckning hindras eller försenas av surt vatten. En del av de yngel som fångats i surt vatten har varit kortare och magrare än de som fångats samtidigt där vattnets pH varit högre. Skillnaden utjämnas emellertid, eftersom de efterblivna ynglen troligen utsätts för en högre dödlighet och eftersom det sker en invandring av större yngel från andra områden senare på sommaren.

4.264 Tillväxt

Abborrens medellängd och medelvikt i olika proven 1981 - 1982 ges i tabell 54. Tillväxten beskrivs väl av von Bertalanffys ekvation (1938). Tillväxtkurvan presenteras i fig. 75.

Proven 1981 - 1982 tyder på att abborren i Kyro älvs mynningsområde växer långsammare än i Skärgårdshavet (Lehtonen et al. 1983). Det är emellertid möjligt att det inom undersökningsområdet finns populationer eller delpopulationer som växer lika snabbt som Skärgårdshavets abborrar. Provet ur ryssjefångsten (Kvimofjärden) tyder på detta (tabell 54). En annan möjlighet är att bragdernas selektivitet och skillnaden i könsfördelningen förorsakat resultatet.

4.265 Abborrfisket

I det yrkesmässiga fisket fångas abborren främst i nät (37 - 45 mm) och ryssjor. De byar i vilka abborre fångas i större mängd är Köklot, Petsmo, Iskmo, Särkimo och Tottesund. Tidigare har större abborrfångster även gjorts i Jungsund.

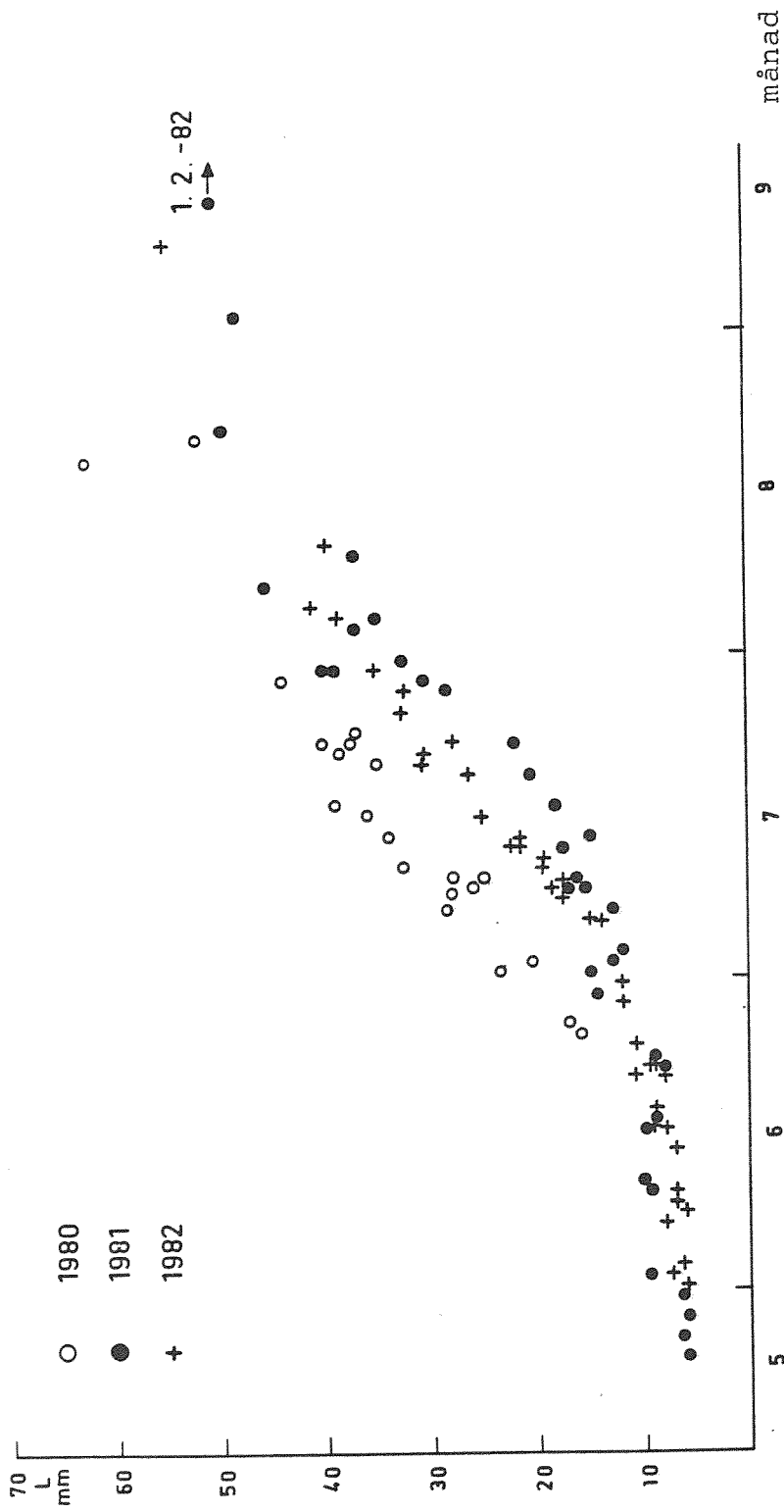


Fig. 74. Abborrynglens medellängd dagligen 1980-82.

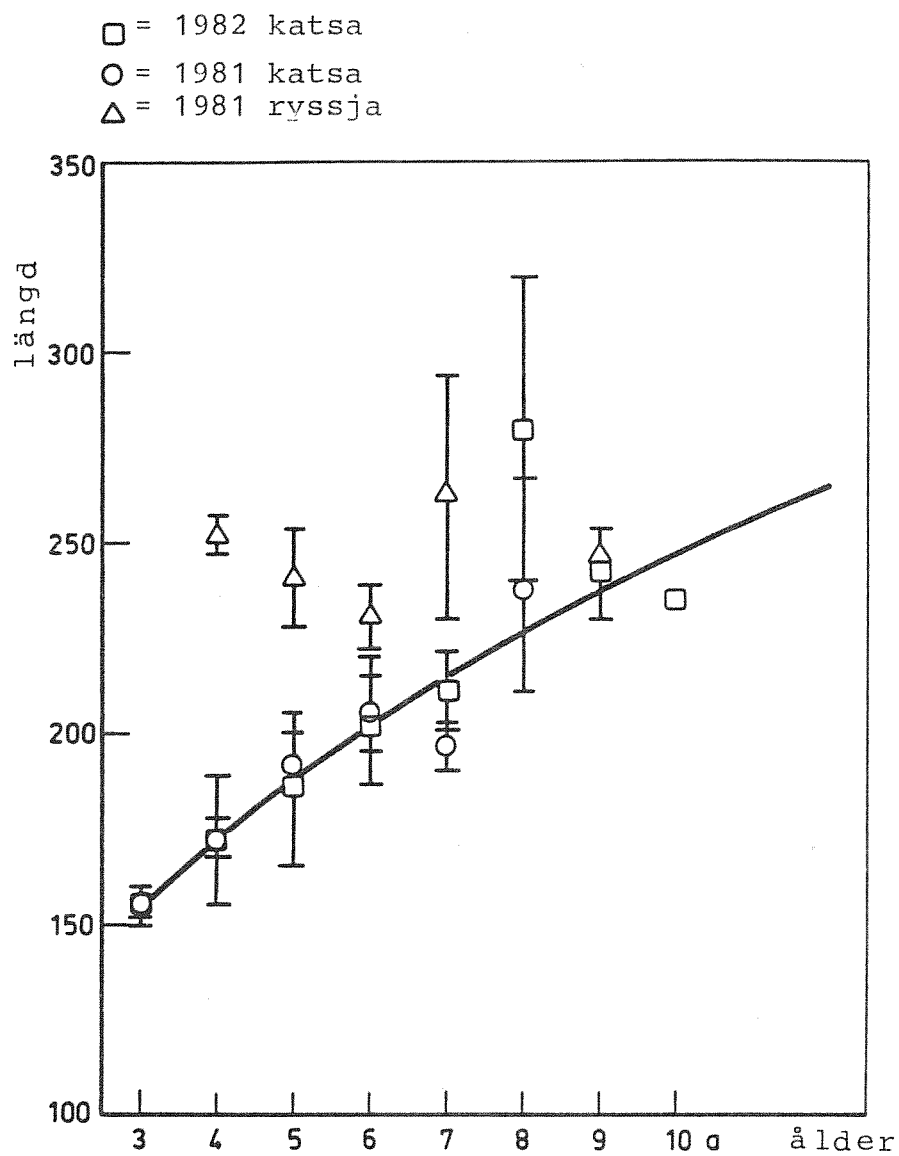


Fig. 75. Abborrens tillväxt åren 1981-82 enligt fångstprov. 95%tillförlitlighetsgränser har angivits.

Tabell 54. Abborrens medelvikt och medellängd i prover 1981 - 1982.

	Ålder	Antal	%	\bar{x} längd	s	\bar{x} vikt	s
1981	3	109	65,7	155,5	13,4	42,2	16,3
Katsa	4	6	3,6	172,5	21,9	58,2	25,8
n = 166	5	21	12,7	191,9	19,2	80,1	26,3
	6	17	10,2	204,7	19,4	102,7	40,8
	7	10	6,0	196,0	9,9	85,6	20,4
	8	3	1,8	238,3	25,2	164,3	104,5
Ryssja	4	2	8,7	252,5	3,5	175,5	2,1
n = 23	5	8	34,8	240,6	18,4	146,4	38,2
	6	8	34,8	231,9	12,8	120,8	23,6
	7	4	17,4	262,5	32,8	204,0	75,8
	8	-	-	-	-	-	-
	9	1	4,4	245,0		160,0	
Not	3	18	94,7	141,9	15,3	-	-
n = 19	4	1	5,3	185,0		-	
1982	3	7	5,3	155,7	6,1	35,7	7,9
Katsa	4	96	72,7	172,8	20,1	52,7	24,2
n = 132	5	5	3,8	186,0	23,0	66,0	23,0
	6	11	8,3	203,6	28,9	95,9	48,3
	7	7	5,3	210,7	13,4	97,1	23,4
	8	2	1,5	280,0	28,3	242,5	53,0
	9	3	2,3	241,7	10,4	155,0	25,0
	10	1	0,8	235,0		170,0	
Yngeltrål	0	4	11,8	67,0	11,9	-	-
n = 34	1	5	14,7	99,8	5,4	4	-
	2	9	26,5	142,2	14,2	31,1	14,0
	3	1	2,9	160,0		50,0	
	4	14	41,2	197,9	17,9	91,4	30,8
	5	-	-	-	-	-	-
	6	1	2,9	215,0		-	

Fritids- och husbehovsfiskarna fångar abborre med nät och katsa samt på mete och pilk. Nät (37 - 45 mm) är det viktigaste fångstredskapet (Sepponen & Hildén 1983).

Detaljerede uppgifter om fritids- och husbehovsfiskarnas fiskeområden saknas, men inget tyder på en speciell koncentration av abborrfisket till någon begränsad del av undersökningsområdet. Pilkfisketävlingar har ordnats i undersökningsområdet både 1981 och 1982. Det yrkemässiga abborrfisket är koncentrerat till Köklot och områdena runt Köklot- och Skinnarfjärden samt till de yttre delarna av Kyro älvs mynningsområde.

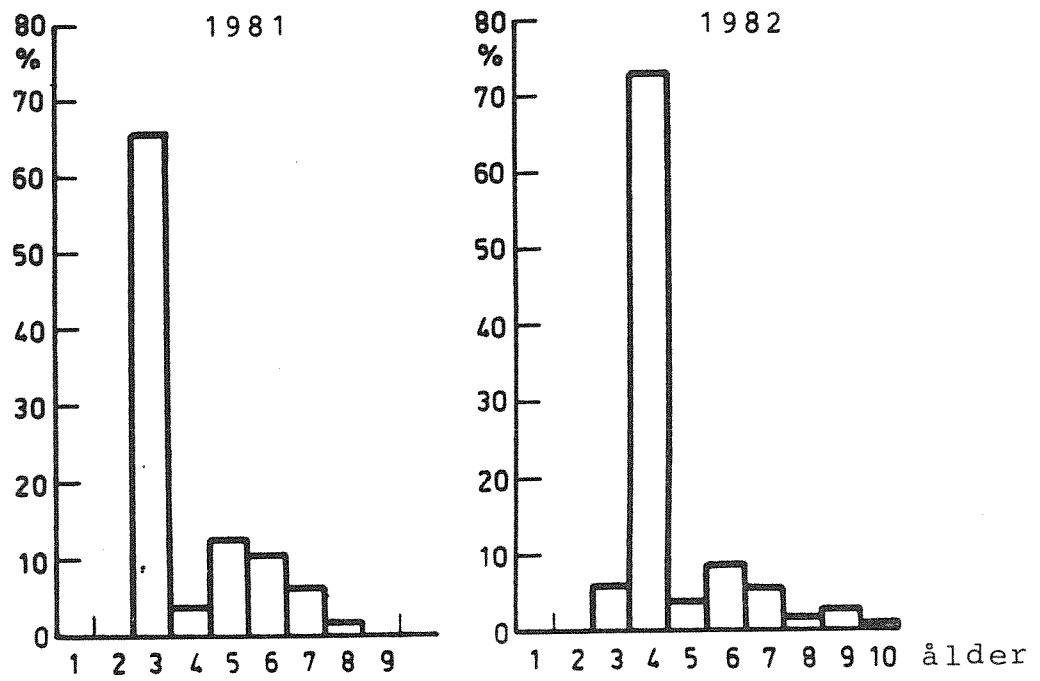


Fig. 76. Abborrfångstens åldersstruktur i Söderfjärden (Maxmo) vid lektid 1981 och 1982 (katsa).

4.266 Beståndets och fångstens åldersstruktur

Beståndsprov har endast samlats in vid Maxmo Söderfjärd från katsa. Ett litet ryssjeprov från Kvimofjärden ingår även i materialet. Fig. 76 visar åldersfördelningen i lekpopulationen 1981 och 1982. Fångsten dominerades av 1978 års årsklass. Årsklassen 1977 var svagt representerad. Fiskar äldre än 7 år var fåtaliga. Årsklass 1978 var även stark i norra Skärgårdshavet (Lehtonen et al. 1983) och den har även visat sig stark i flere sjöar (M. Rask, muntl. medd.). Man kan därför konstatera att förhållandena 1978 gynnade uppkonsten av en stark abborrhårsklass över vida områden. Dyliga synkronista svängningar i årsklasstyrka är kända hos abborren (Neuman 1976). I Kyro älvs mynningsområde förefaller årsklassen 1977 att vara svag (c. 5 % av årsklass 1978), medan den i Skärgårdshavet var c. 30 % av årsklassen 1978 (Lehtonen et al. 1983). Åldersstrukturen i fångsten från Söderfjärden skiljer sig också från den som Lehtonen et al. (1983) observerat i norra Skärgårdshavet, genom att äldre individ är fåtaliga i fångsten. År 1980 dominerades fångsten i norra Skärgårdshavet ännu av årsklasserna 1974 - 1969. Delvis torde detta vara en följd av skillnader i använda bragder, eftersom katsor inte fångar stora abborrar lika effektivt som de ryssjor som används i Skärgårdshavet. Det ryssjeprov som finns tyder dock inte heller på en stark dominans av äldre fiskar och man kan därför utgå från att skillnaden i åldersstruktur är verklig.

4.267 Dödlighet

Abborrens dödlighet har beräknats utgående från den procentuella åldersfördelningen i proven från katsa 1981 och 1982. Enhetsfångsten har ansetts konstant och resultatet bör därför betraktas som preliminärt. Vid beräkningen har använts fullt rekryterade åldersklasser av vilka tillräckligt stora prov (> 5 individ) funnits att tillgå. I beräkningen har således åldersgrupperna 5 och 6 (1981) och 6 och 7 (1982) använts (tabell 54).

Utgående från märkningsexperimentet med bandmärken (1981) kan dödligheten även uppskattas. Under det första året efter märkningen rapporterades 19 märken och under det följande 8 märken, vilket ger en momentan totaldödlighet på 0,86. Eftersom det andra året efter märkningen inte ännu är fullbordat och eftersom märkesåterfynden under det första året ofta är oproportionerligt många (Ricker 1975) är värdet $Z = 0,86$ en övre gräns för den momentana totaldödligheten. Detta förstärks av att en del av fiskarna troligen förlorar sina bandmärken efter en tid.

Den momentana naturliga dödligheten har getts värdena 0,1, 0,2 och 0,3. Gränsvärdena antas innefatta de värden abborrens momentana dödlighet kan tänkas få i Kyro älvs mynningsområde. Lehtonen et al. (1983) har använt värdena 0,15 - 0,25. För abborrpopulationen i Windemere har LeCren et al. (1977) beräknat, att den momentana naturliga dödligheten i det utnyttjade beståndet var 0,42. Som minimivärde användes $M = 0,2$ (LeCren et al. 1977). Då man beaktar att Kyro älvs mynningsområde ligger nordligare än Windemere och att en lägre medeltemperatur vanligen innebär en lägre naturlig dödlighet (Pauly 1981), förefaller det rimligt att anta, att abborrens naturliga dödlighet är 0,2 - 0,3 inom undersökningsområdet.

4.268 Abborrfångsten

Tillförlitlig statistik över abborrfångstens utveckling i undersökningsområdet saknas, eftersom största delen av abborrfångsten tas av fritids- och husbehovsfiskare (Sepponen & Hildén 1983), vars fångster inte bokförts. Det kommersiella fiskets fångstuppgifter störs av att inte alla fiskare skiljer abborrarna från foderfisken. År 1981 var abborrfångsten inom undersökningsområdet c. 85 ton (Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik och Sepponen & Hildén 1983), varav det kommersiella fisket hade fångat c. 15 ton. Enligt intervjuuppgifterna har abborrfångsten minskat. Enligt majoriteten (111/202) av dem som besvarade frågan om fångstens utveckling i fritids- och husbehovsfiskeutredningen har abborrfångsten minskat under de senaste åren (1976 - 1981). Denna uppfattning stöds av uppgifterna om fångstens åldersstruktur. Ifall årsklasserna före 1978 varit så svaga som fångstens åldersstruktur låter påskina (avsnitt 4.366) har den fångst som bygger på mynningsområdets lekbestånd troligen gått ned. Enligt Österbottens fiskarförbund har abborrfångsten gått ned i Maxmo (tabell 55). Uppgifterna om beståndets utveckling i Köklot tyder på att yngelproduktionen i området är liten, eftersom fångsterna av små abborrar gått ned (G. Wendell muntl. medd.). En tänkbar förklaring till detta är miljöförändringarna i Lappsundsån och Karperöströmmen.

Tabell 55. Abborrfångstens utveckling enligt Österbottens fiskarförbunds statistik. (kg)

	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Korsholm	36 436	28 181	30 475	42 219	42 550	33 000
Maxmo	1 740	1 736	2 317	1 769	460	1 575

4.269 Fångsten per rekryt och utnyttjandet av beståndet

Fångstkurvor (Y/R) har beräknats för de naturliga dödligheterna 0,1, 0,2 och 0,3. Resultaten visas i fig. 77. I fisket med katsa, pilk och mete är rekryteringsåldern troligen 3 - 4 år, medan den i ryssjefisket och nätfisket är 5 - 6 år (se fångstens åldersstruktur, avsnitt 4.266). Med den nuvarande fiskedödligheten och den nuvarande rekryteringsåldern maximeras fångsten per rekryt ifall den momentana naturliga dödligheten är mindre än 0,25. Ifall $M = 0,3$, skulle en sänkning av rekryteringsåldern gagna fisket. Ifall $0,2 \leq M \leq 0,3$ skulle också en ökning av den momentana fiskedödligheten höja fångsten per rekryt. Ingen av åtgärderna skulle emellertid öka fångsten per rekryt mer än 10 - 20 %, vilket tyder på att det fiske som utnyttjar mynningsområdets abborrbestånd är ändamålsenligt ordnat.

En ökning av fiskedödligheten skulle höja fångsten per rekryt ifall $0,2 \leq M \leq 0,3$. Ifall $M = 0,3$ kunde fångsten per rekryt ökas med 20 - 30 % ifall fiskedödligheten skulle fördubblas. Risker för tillväxtöverfiske (Anon. 1977) finns därför inte i den nuvarande situationen.

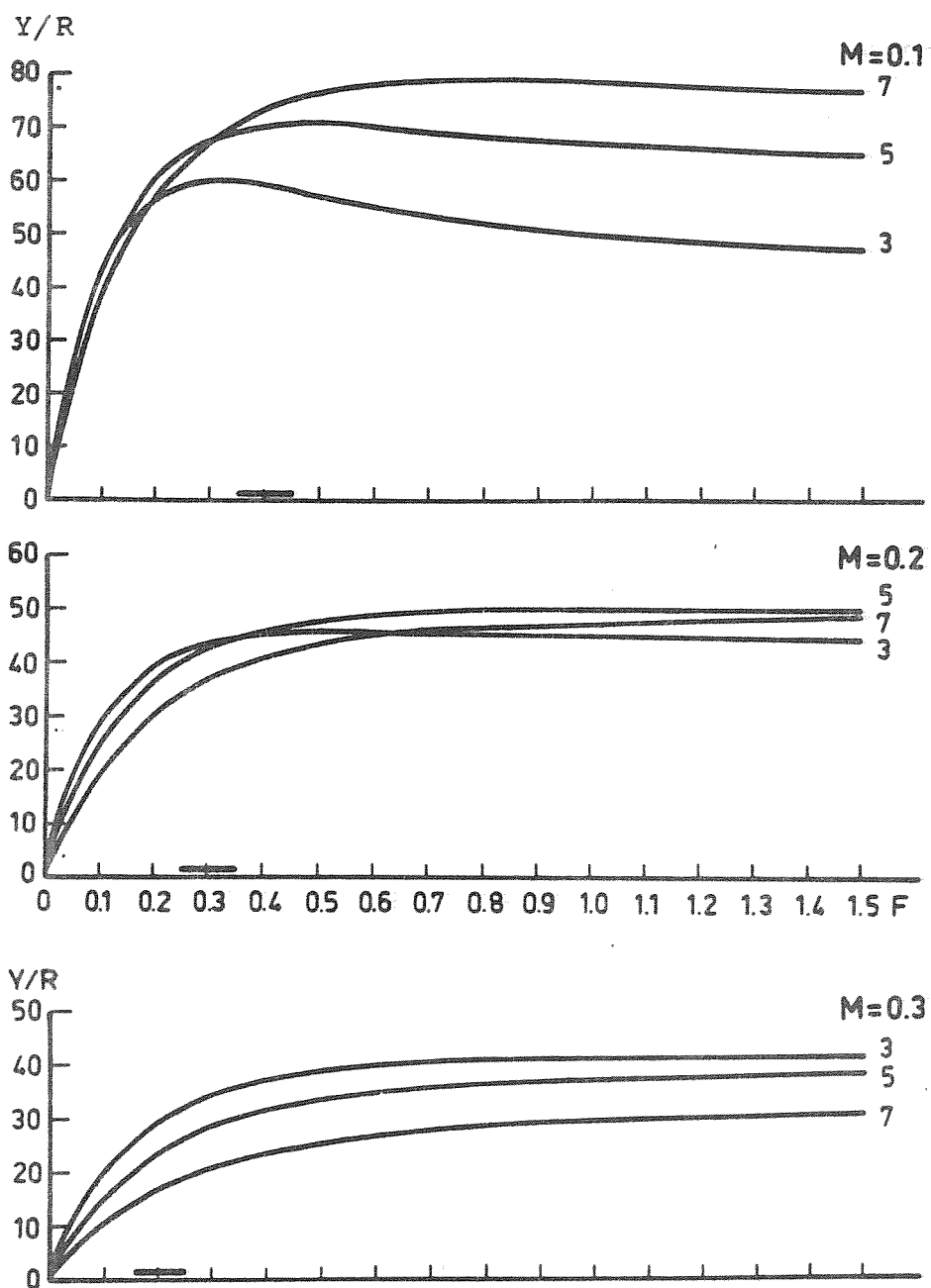


Fig. 77. Abborrfångsten per rekryt enligt Söderfjärdens fångstprov. Den nuvarande fiskedödligheten anges med ett horisontellt streck. Siffrorna anger rekryteringsålder.

Risken för rekryteringsöverfiske (Anon. 1977) kan i viss mån avgöras utgående från den momentana totaldödligheten. De fall som dokumenterats i litteraturen tyder på att risk för rekryteringsöverfiske inte uppstått förrän den momentana totaldödligheten överstigit 1,2, dvs. då 70 - 80 % av beståndet har dött årligen (Eschenroder 1977, Nepszy 1977, Rundberg 1977, Wells 1977 och Hartmann et al. 1980). I flere av de fall då fisket bidragit till beståndets nedgång har fisksamhället samtidigt utsatts för miljöförändringar som lett till förändringar i fisksamhällets struktur (t.ex. Wells 1977, Rundberg 1977). De uppgifter som publicerats av Craig et al. (1979) och Craig (1980) tyder på att abborrbeståndet i Windermere tålt en momentan totaldödlighet över 1, utan att lekbeståndet blivit alltför litet. Den modell Craig (1980) presenterar över de faktorer som påverkar årsklassens styrka utgår istället från att förefintlig abborrbiomassa påverkar abborreproduktionen negativt.

Utgående från ovanstående uppgifter kan man konstatera att fisket knappast är orsaken till abborrbeståndets nedgång i Kyro älvs mynningsområde. Den faktor, som starkast påverkat åldersklassernas styrka är, förutom de klimatologiska faktorerna, som också påverkat abborrbestånden längs hela kusten, vattnets surhetsgrad i mynningsområdet under lektid och under den tidiga yngelutvecklingen. Eventuellt finns ett samband mellan gäddbeståndets styrka, eftersom abborren är viktigt föda för gäddorna i undersökningsområdet (avsnitt 4.242). Växelverkan mellan det vuxna beståndet och årsynglen kan inte heller helt uteslutas (jmf. Craig 1980), rekryteringsförkusterna kan dock inte förklaras av förekomsten av adulta fiskar, eftersom fångsten av vuxna fiskar gått ned samtidigt som förkusten av yngel skett. Den nuvarande åldersstrukturen tyder på att snabba och kraftiga förändringar inträffat i den lokala miljön.

4.2610 Effekterna av surt vatten och miljöförändringar

I Kyro älvs mynningsområde bestäms abborrens yngelproduktionsområden dels av vattenkvaliteten, dels av makrofytvegetationen.

Fig. 78 visar abborrspermiernas röresetid som en funktion av vattnets surhetsgrad. Av figuren framgår, att förutsättningarna för en lyckad befruktning minskar då pH understiger 5,0, men att den klaraste minskningen sker vid pH 4,7 - 4,8.

Försöken med rom (fig. 79) visade att surt vatten försvårar och försenar kläckningen. Även ynglens överlevnad minskade. De nykläckta ynglen kunde inte simma och de uppvisade utvecklingsstörningar. Resultaten visade att pH värden under 4,8 - 4,9 är alltför låga för yngelproduktion. Då pH var 5,4 - 5,6 klarade sig endast hälften av ynglen. Vid pH = 6,2 var överlevnaden normal.

Överlevnadsförsöket med nykläckta yngel (ålder c. 6 timmar), visade att vatten vars pH värde är under 4,7, inte har förutsättningar för abborryngelproduktion. Ynglen kunde inte simma, även om hjärtat slog länge. Vid pH värden mellan 4,8 och 5,5 hade c. 10 % av ynglen kunnat klara sig. Detta stöds också av fältobservationer på Vassorfjärden. Små abborryngel (7 - 8 mm) observerades då pH \sim 4,9. Yngeltätheten inom området där pH var

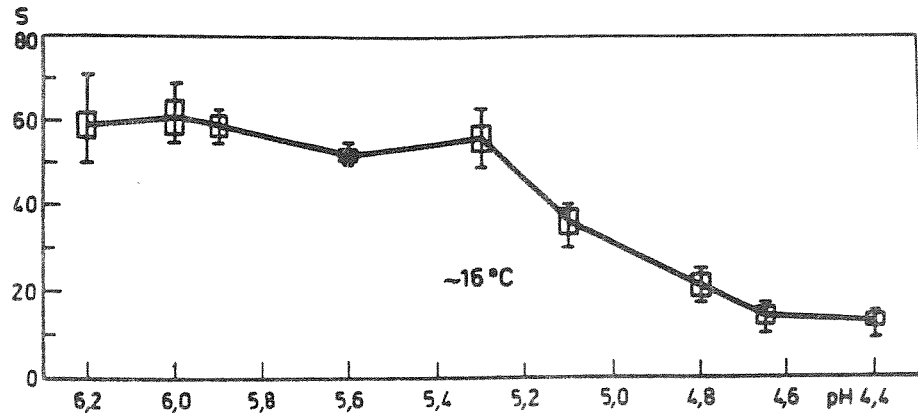


Fig. 78. Abborrspermiernas rörelsetid som en funktion av vattnets pH värde.

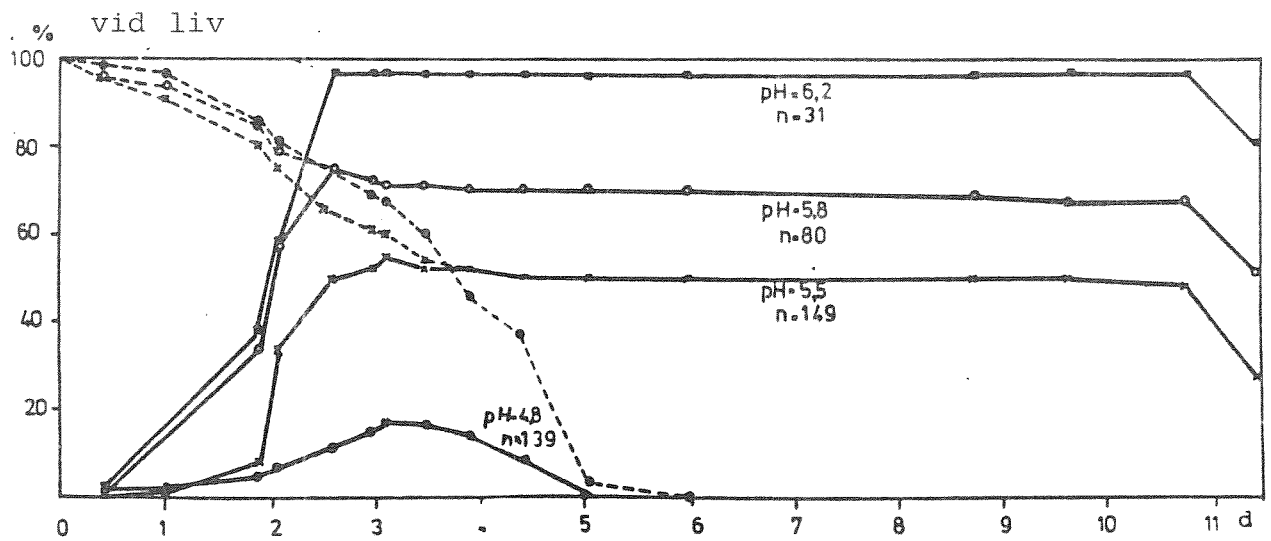


Fig. 79. Abborroms och -yngels överlevnad vid olika pH värden.

---- rom
 — yngel

4,9 - 5,3 var emellertid bara 1/10 - 1/100 av yngeltätheten där pH var 5,6 - 6,3. Det finns emellertid inte uppgifter om de olika områdenas betydelse för rekryteringen till det utnyttjade delbeståndet.

Utgående från laboratorieförsöken och fältobservationerna kan man konstatera, att 20 - 30 ha av Vassorfjärden yta inte kunnat producera abborryngel åren 1980 - 1982. De resterande delarna var lågproduktiva, trots att fjärden vad växtligheten beträffar borde ha varit ett högproduktivt område för abborryngel. År 1980 observerades stora mängder abborryngel i den del av Vassorfjärd som gränsar mot älven (bilaga 3), vilket kan bero på att abborryngelproduktionen i älven var hög, och att yngel vandrade ned. Motsvarande skador på yngelproduktionen kunde observeras i mindre utsträckning i Matilot sund och i Hemfjärden (Österhankmo). I Matilot sund hade situationen förbättrats 1982 (se avsnitt 2.43).

Notningsresultaten visar klart att abborrens yngelproduktion är beroende av makrofytförekomst. Detta visas av notfångsterna i Maxmo fladorna. År 1981 var den yttre fladan täckt av makrofytvegetation (Nuphar, Myriophyllum, Potamogeton, Drepanocladus, Sparganium) och yngeltätheten var stor (bilaga 3). Följande år saknades makrofytvegetation och endast ett fåtal yngel påträffades (bilaga 3). Däremot var makrofytvegetationen i den inre fladan riklig och stora fångster av yngel gjordes (bilaga 3). I älvfåran mellan Majorfjärden och Stenån var notfångsterna av abborre små p.g.a. bristen på makrofytvegetation. Det samma gäller de delar av älvsträckan mellan Stenåns mynning och Vassorfjärden vilka saknade vegetation på grund av grävningens arbeten.

4.27 G ö s

4.271 Gösbeståndets spridningsområde och vandringar

Gösen förekommer längs den finska kusten i skärgårdsområden (Toivonen 1968). Norr om Skärgårdshavet finns 3 - 4 gösområden längs kusten (Toivonen et al. 1981). Ett av dessa är Kyro älvs mynningsområde och mynnings-skärgård.

Gösens vandringar till och från Kyro älvs mynningsområde har inte undersökts med hjälp av märkningar. Enligt intervjuvärdens förefaller dock mynningsområdets gös följa samma årstidsvandringar som gösen i t.ex. helsingforsvattnen. På våren sker en invandring mot lekområdena och till vintern vandrar gösarna ut (Lehtonen 1979). Vandringarna följer vanligen kusten (Lehtonen 1979). Detta är uppenbarligen en orsak till att gös inte fångats längre ut än vid Mickelrörarna.

4.272 Lekområden, lektid och yngelbiologi

I Finland begränsas gösens förökning troligen av temperaturutvecklingen. T.ex. snabba temperaturfall försämrar ynglens överlevnad (Zhdanova 1966). Därför vandrar gösen troligen för att leka mot grunda och skyddade vikar, där förhållandena är fördelaktiga för rommens och ynglens utveckling. Kyro älvs mynningsområde erbjuder dylika fördelaktiga förhållanden, och i älvmynningsområdet har ett av Östersjöns nordligaste naturliga bestånd kunnat föröka sig.

Utgående från observationer av yngel i gulesäcksstadie finns gösens lekrområden i Kyro älvs mynningsområde mellan Vassorfjärden och Bytesholmsfjärden (fig. 80). Gösen har även stigit förbi Vassorfjärden, och yngelobservationer har gjorts vid Oxholm (bilaga 3). I skärgården utanför mynningsområdet har inte gjorts observationer som skulle tyda på lek, även om gösen också anses leka vid Marknadsholmen (Kvimofjärden) (fig. 80).

Gösen leker från början av juni till början av juli. Lektiden bestäms i hög grad av temperaturutvecklingen. År 1980 gjorde den varma perioden i juni, att leken i huvudsak gick av stapeln i början av månaden. Under de följande åren var leken senare och pågick ända till juli.

Under alla tre åren utvecklades yngel. Efter kläckningen spreds gösynglen från lekplatserna till näringsområdena. Yngel i gulesäckstadiet söker sig genast mot fördelaktiga habitat. Yngel i gulesäckstadiet observerades 1982 9.6. - 9.7. Yngeltätheterna varierade mellan 0 och 38 ind./m³. De största tätheterna observerades vid randen av vegetationsbältena. I detta skede påträffades yngel i hela området utanför den täta vegetationen (fig. 81).

Yngel som intar föda förekommer även längre in i vegetationsbältena. Längs vegetationsbältenas kant (vattendjup 0,5 - 2 m) observerades fortfarande de tätaste yngelförekomsterna. Där gösyngel förekom var vegetationen i allmänhet gles bestående av Nuphar lutea, Nymphaea spp., Potamogeton spp., Scirpus sp och Sparganium spp.

Notfångsterna av gösyngel varierade mellan 0 och 45 yngel/varp. Fångstplatserna anges i fig. 82. Fångsterna inom området Vassor - Österfjärden var i slutet av juli något större än i området Söderfjärden - Hässjefladan. Österfjärdens betydelse som gösyngelområde understryks av en fångst på mer än 20 gösyngel i ett yngelträlvarp 1980 (3,5 min). Gösens yngelproduktionsområde omfattar största delen av området mellan Vassor och Sticksholmen (fig. 83).

Under sensommaren vandrar åtminstone en del av gösynglen ut från mynningsområdet. Detta visas av att ensomriga gösar fångades i yngelträlningarna på Bytesholmsfjärden, i vid Tottesund och vid Östersund. Unga gösar (1+) påträffades såväl i mynningsområdet som i skärgården utanför.

Ynglens storlek varierade kraftigt under en sommar och även mellan de olika undersökningsåren (tabell 56). Små yngel förekom sent i synnerhet 1981. Enligt Negonovskaja (1972) är de små ynglens dödlighet större än de stora ynglens dödlighet under den första vintern. År 1982 fångades inga ettåriga gösar som varit små i slutet av sommaren 1981. Däremot påträffades gösar som kläckts 1980 under hela sommaren 1981 i yngelnotningar och de fångades även i strömmingsryssjor 1981 och 1982.

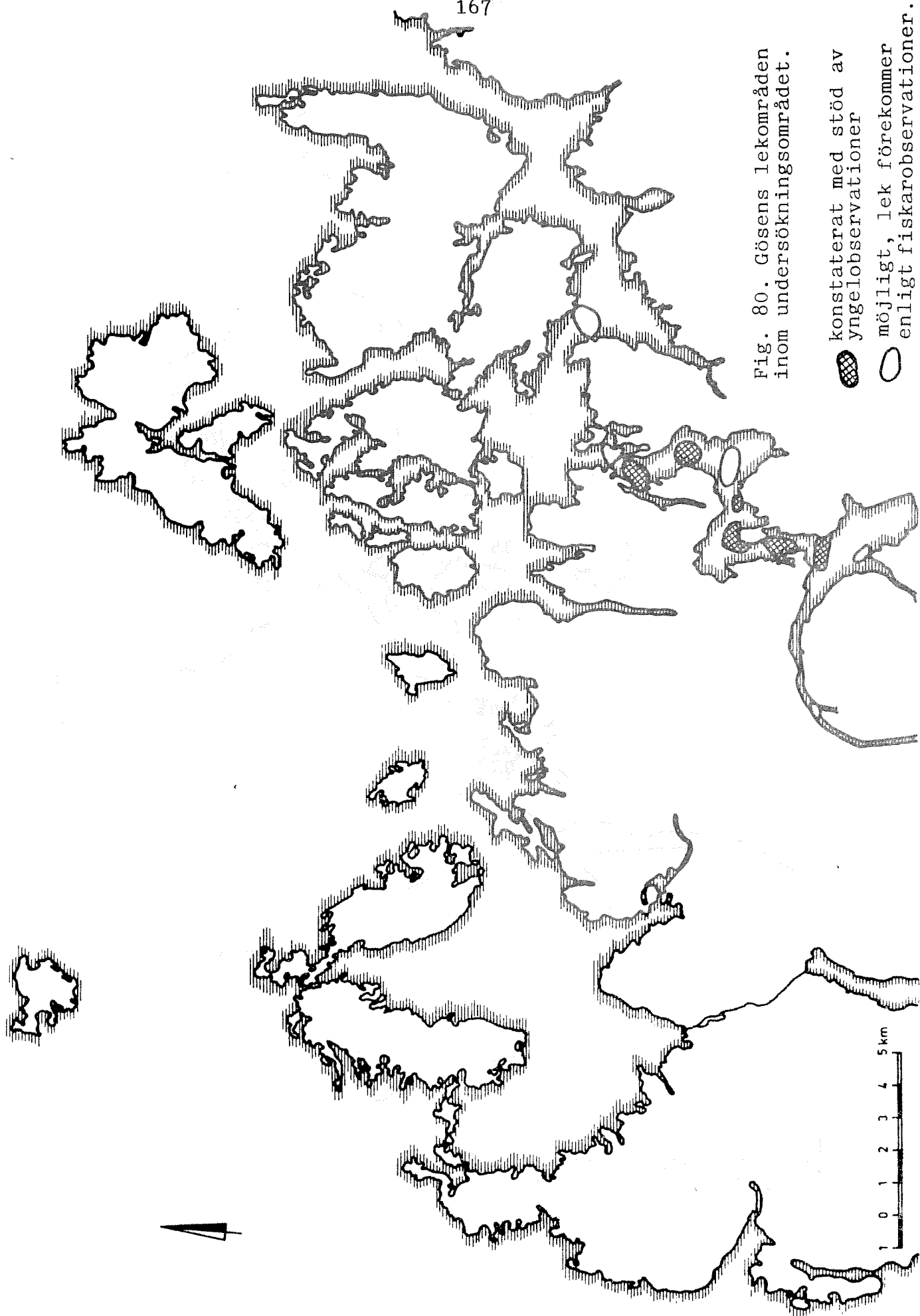




Fig. 81. Gösyngeltäthet (ind./m³) enligt Gulf-Olympia 16.6.1982 (0,3 - 0,5 m från ytan).

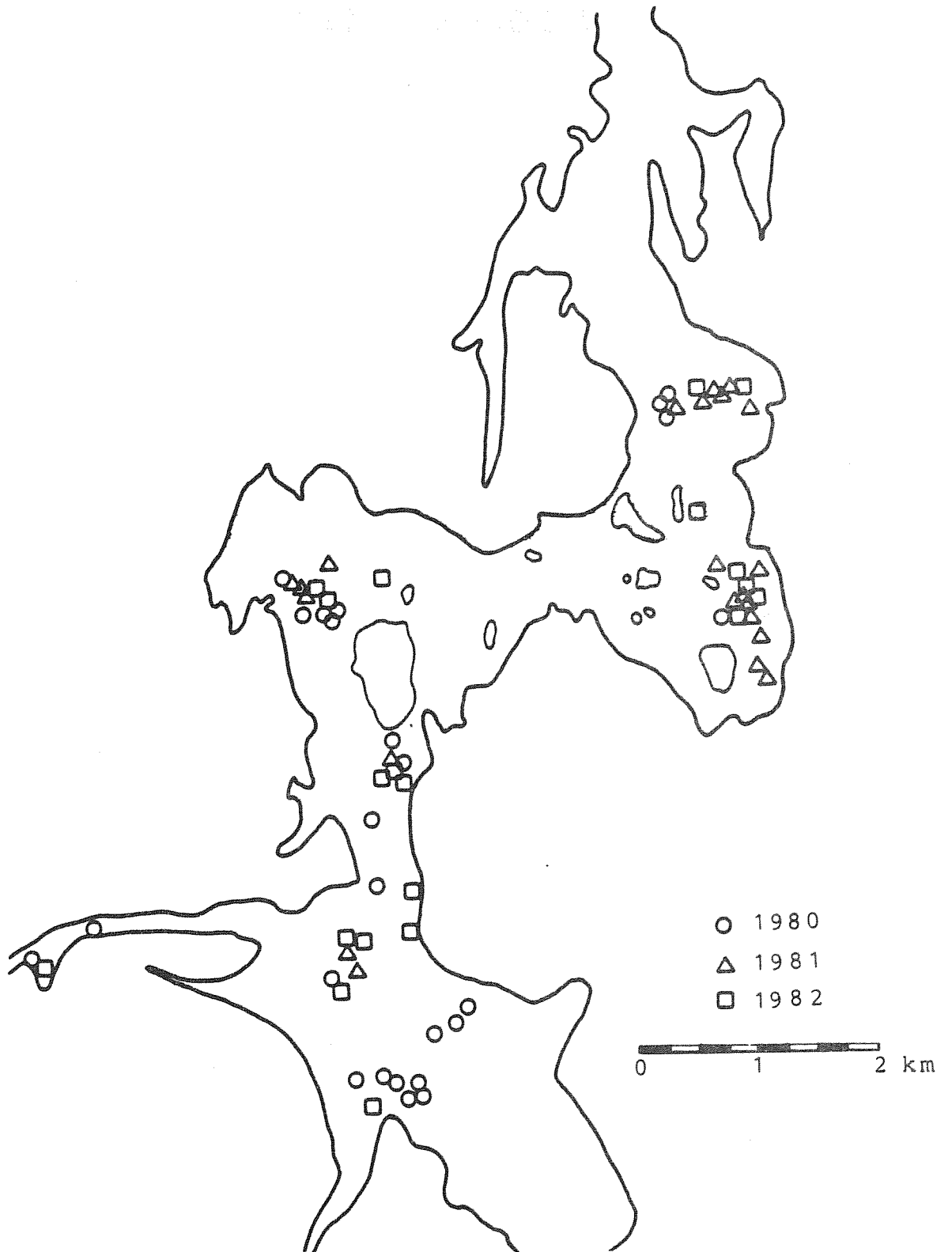


Fig. 82. Fångst av gösyngel i yngelnot åren 1980-82.

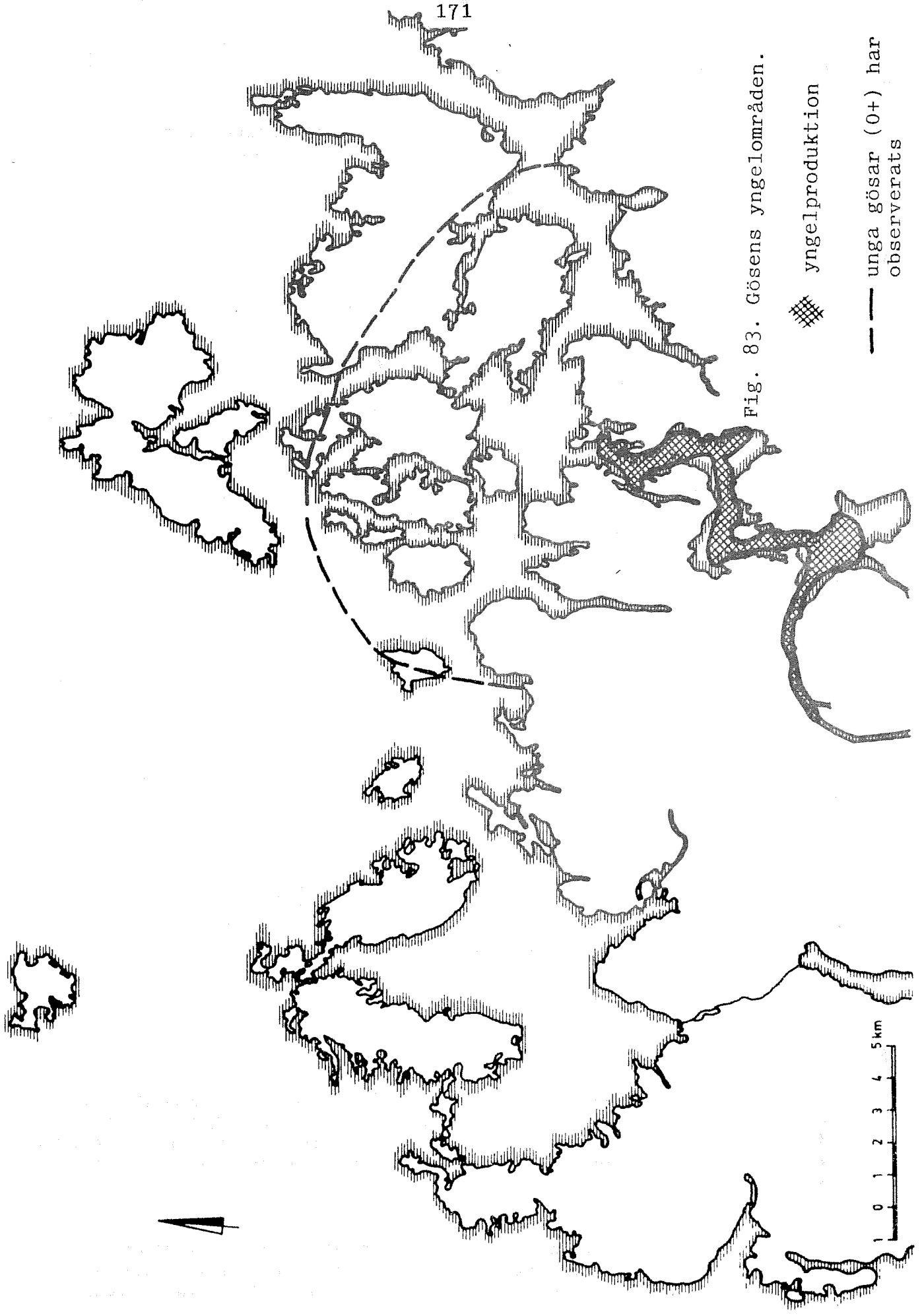


Fig. 83. Gösens yngelområden.

▣ yngelproduktion

--- unga gösar (0+) har observerats

4.273 Tillväxt

De stora skillnaderna i tillväxt under den första sommaren kan reflekteras i äldre fiskars tillväxt, även om den första vintern troligen gallrar ut de minsta. Provrens ringa storlek tillåter inte en närmare analys av tillväxtskillnaderna (fig. 84).

4.274 Fiske, fångstens åldersstruktur och beståndet

Gösen har fiskats året om med nät och ryssjor. I de inre delarna av mynningsområdet inföll fångsttoppen på våren och försommaren. Fiskeområdena framgår av fig. 85. Uppgifterna om gösfångsten före 1960-talet är bristfälliga. Vasanejdens fiskandelslag vägde under 1950 talet in c. 500 kg gös per år, vilket betyder att den verkliga fångsten troligen var åtminstone dubbelt så stor, eftersom gös såldes direkt i byarna och eftersom gösen gärna användes i de egna hushållen. Sedan slutet av 1960-talet har gösen haft ringa betydelse i de kommersiella fångsterna. Som bifångst ingår gösen i gädd-, braxen- och sikfisket.

Under slutet av 1970-talet har gösfisket byggt på ett par årsklasser (tabell 57).

Tabell 57. Gösfångstens ålderfördelning 1981 och 1982.

Bragd	År	Åldersgrupp (%)								n
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Nät	1981	1,4		0,7		13,6	77,1	2,8	4,3	140
Nät	1982					5,1	28,2	61,5	5,1	39

I norra Skärgårdshavet består fångsten vanligen av 3 - 4 årsklasser. År 1981 dominerades fångsten av årsklasserna 1972 - 74, även årsklassen 1975 var relativt stark (Lehtonen et al. 1983). I Kyro älvs mynningsområde är bara årsklassen 1975 relativt stark. Åldersstrukturen visar att förökningen i Kyro älvs mynningsområde lyckas bara vissa år.

4.275 Miljöförändringarnas verkningar

På grund av att gösbeståndet i Kyro älv finns vid nordgränsen för gösens utbredning i Östersjön kan det vara känsligt för miljöförändringar. Även små förändringar i förökningsområdets storlek och ynglens överlevnad påverkar troligen det delbestånd som fiskas.

Gösen leker i mynningsområdet där vattnet strömmar. Ynglen som kläcks utsätts därför direkt för fluktuationerna i älvens vattenkvalitet. Ynglens tålighet för surt vatten har inte undersökts, men gulesäcksyngel överlevde vatten vars pH värde tidvis

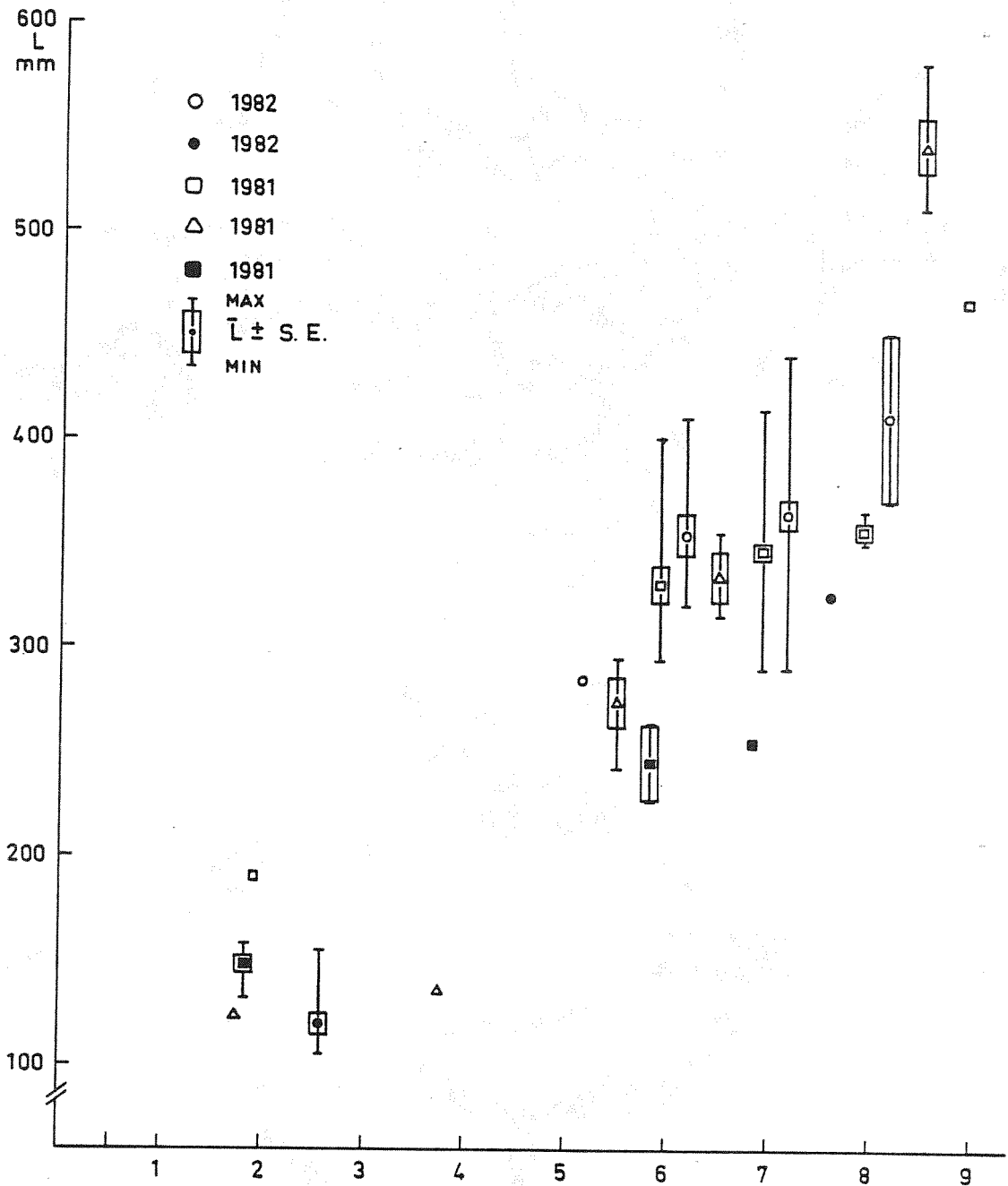


Fig. 84. Gösens längdtillväxt 1981 - 1982.

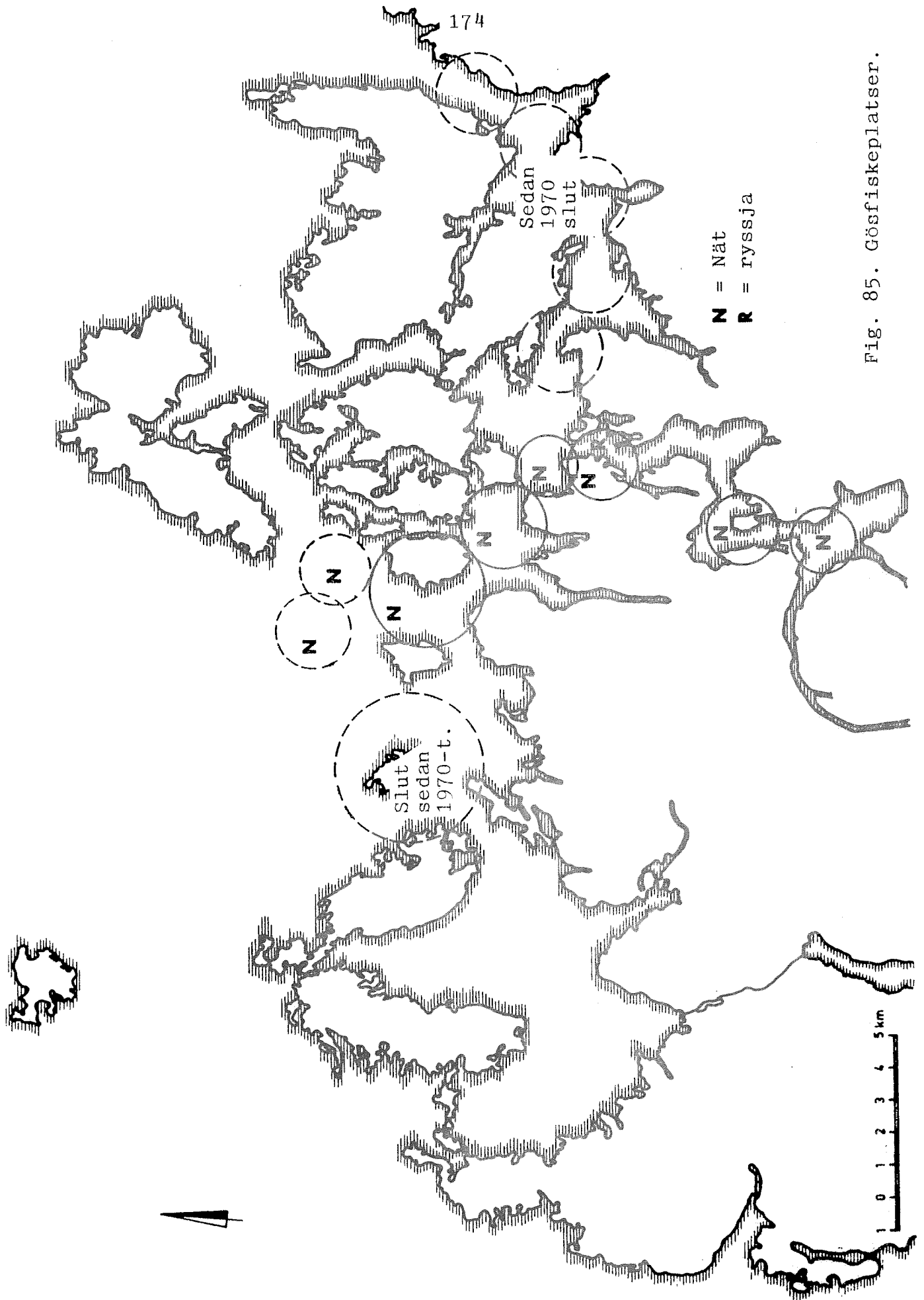


Fig. 85. Gösfiskeplatser.

varit 5,5. Yngelobservationerna visade även att större yngel förekom där pH värdet var 5,3.

Vassorfjärden var tidigare ett viktigt lekområde för gös (Åkerblom 1943). Försurningen av vattnet har stört gösyngelproduktionen i Vassorfjärden sedan 1960-talet. Den minskning av Vassorfjärdens yta som invallningen av Vassorområdet förorsakade reducerade troligen också gösyngelproduktionen. De viktigaste gösfiskeplatserna fanns emellertid redan före invallningen i de djupare delarna av fjärden (Åkerblom 1943). Åren 1980 - 1982 har en del av fjärden producerat gösyngel. År 1980 förekom gösyngel på nästan hälften av Vassorfjärdens yta. År 1982 fångades gösyngel endast i de nordvästra delarna av fjärden. Sämst var situationen 1981. I början av juli sjönk vattnets kvalitet i hela fjärden och surt vatten spred sig även mot områdena nedanom Vassor. Verkningarna kunde noteras vid Söderfjärden, där dock ynglen troligen kunde undvika den försämrade vattenkvaliteten genom att förflytta sig djupare in i Söderfjärden.

Den långa perioden av låg vattenkvalitet eliminerade troligen helt den första delen av gösleken (jmf. tabell 56). I Vassorfjärd observerades inte gösyngel i slutet av sommaren, men däremot i områden närmare mynningen (bilaga 3). De kalla perioderna sommaren 1981 kan ha varit en delorsak till den ringa förekomsten av gösyngel. Odlingen av sommargamla gösar misslyckades också delvis 1981 på flere håll i Finland.

Den viktigaste orsaken till att flere årsklasser av gös gått förlorade är den försämrade vattenkvaliteten under våren och försommaren. Förlusterna av årsklasser har kunnat kostateras i fisket 5 - 6 senare. Förlusten av årsklasser har förorsakat den variation i de fångade fiskarnas storlek som fiskare observerat. Vissa år har nästan alla gösar varit undermåliga, medan de andra uppnått kommersiell storlek, beroende på hur gamla de framgångsrika årsklasserna varit. Vid nordgränsen av utbredningsområdet är variationen i årsklasstyrka troligen större än i optimalare områden, men den nuvarande variationen kan inte förklaras enbart med hjälp av variation i temperaturförhållanden.

Enligt Vattenstyrelsen (1973) dog gös i samband med fiskdöden i början av 1970-talet. Kvantitativa uppgifter om förlusten saknas.

4.28 L a k e

4.281 Lakbeståndets vandringar och spridningsområde

Laken förekom tidigare i hela undersökningsområdet. Sedan 1960-talets slut har laken försvunnit från Vassorområdet, Österhankmo Österfjärd och Hemfjärd och Maxmo Söderfjärd.

Märkningsresultaten (fig. 86a och b) visar att de lakar som fiskas inom undersökningsområdet inte emigrerar från området i betydande grad. Märkningar i Lappo ås mynning i februari 1981 (fig. 87) har visat, att det inte förekommit någon noterbar migration mellan bestånden i Kyro älvs influensområde och Lappo ås influensområde. Utgående från

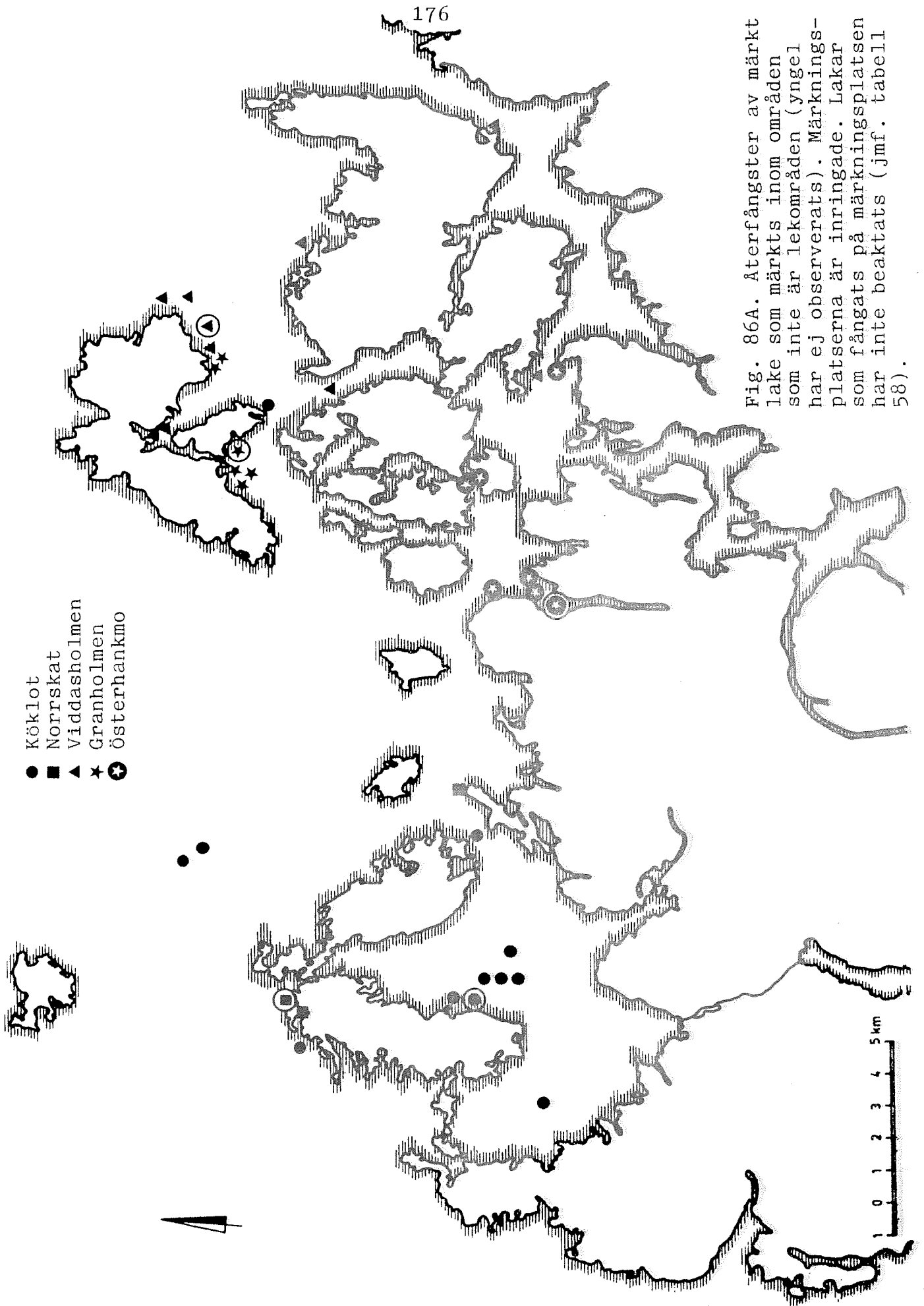


Fig. 86A. Aterfångster av märkt lake som märkts inom området som inte är lekområdet (yngel har ej observerats). Märkningsplatserna är inringade. Lakar som fångats på märkningsplatsen har inte beaktats (jmf. tabell 58).

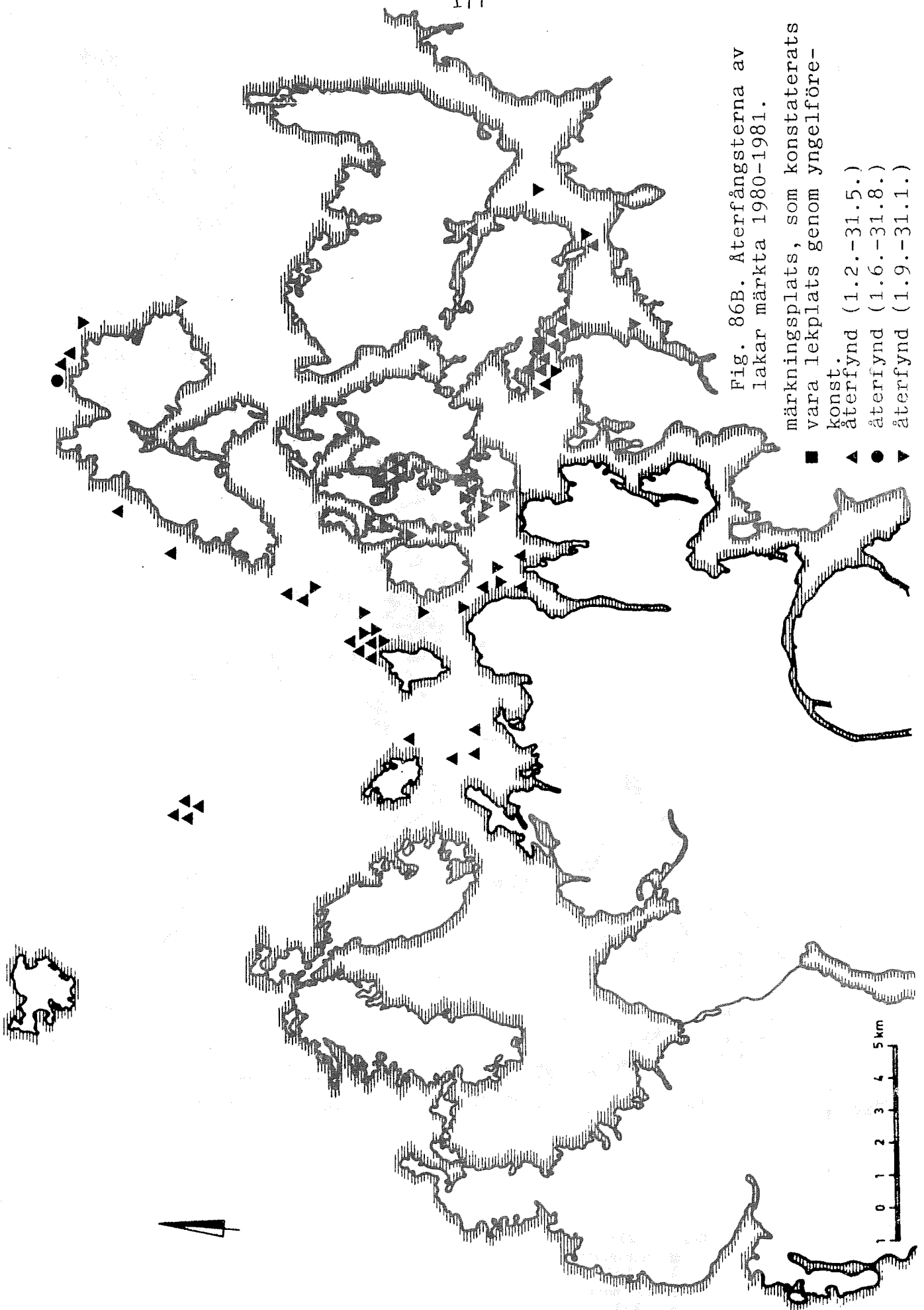


Fig. 86B. Återfångsterna av
laxar märkta 1980-1981.

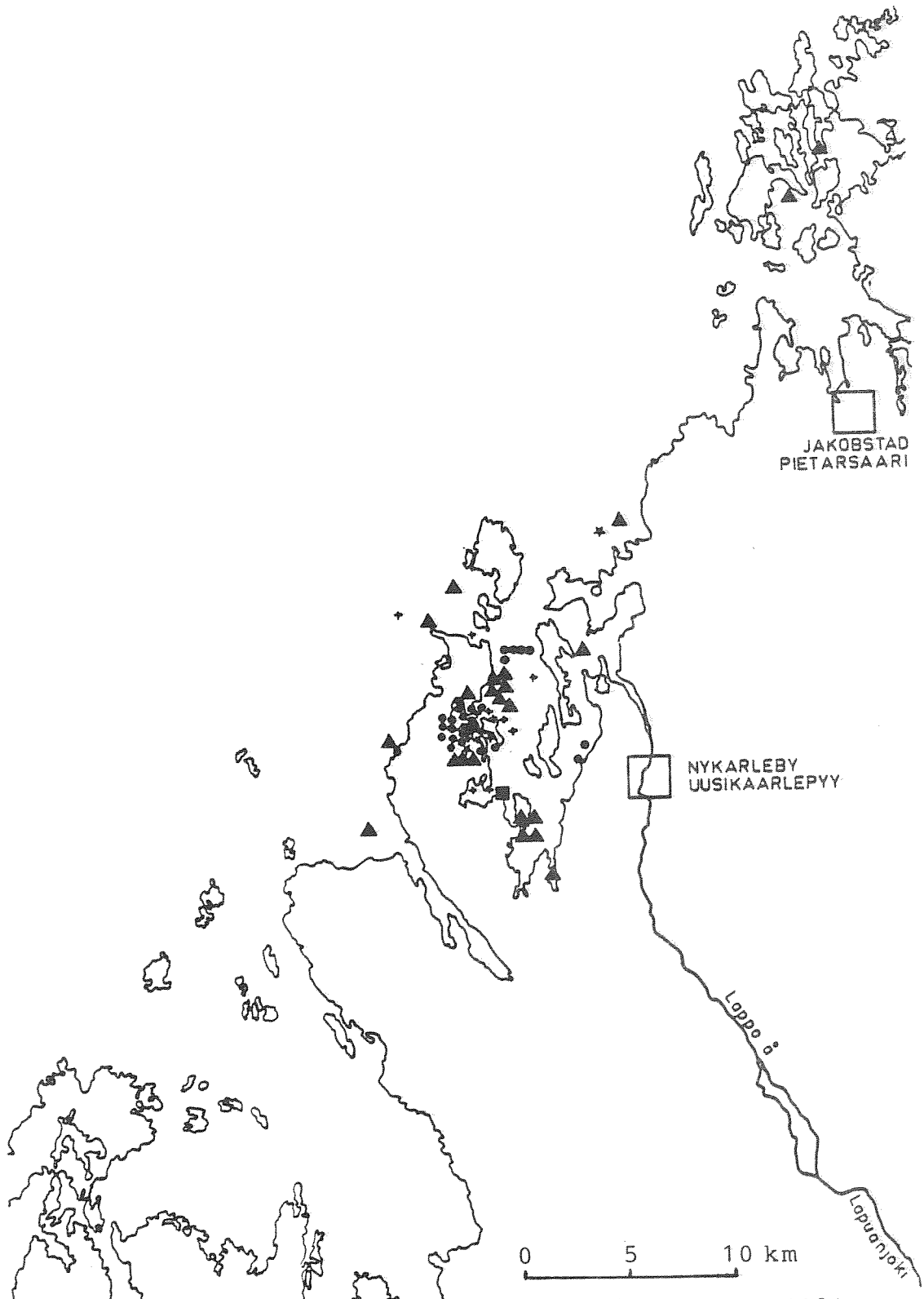


Fig. 87. Återfångster av lake märkt vid Lappo ås mynning 1981.

Grundön 23-24.2-81

- märkplats
- ▲ 31.3 - 31.5
- * sommaren
- + 1.9-31.1
- 2.

märkningarna kan man även slå fast, att lakfisket inom undersökningsområdet bygger på ett lakbestånd, som fiskas under olika tider på de olika byarnas fiskeområden. Märkningsresultaten visar inte om det förekommer någon separat lekpopulation i Köklotfjärden eller Vörå ås mynningsområde, men återfyndet av en i Köklot märkt lake i Maxmo östra skärgård (Kalotfjärden) tyder på att en sammanblandning sker mellan Köklotfjärdens lakar och Maxmo skärgårds lakar. Eftersom Köklotfjärden ännu på 1960-talet stod i direkt förbindelse med Kyro älv genom Lappsunds å har de eventuellt separata lekpopulationerna samma ursprung.

För att klarlägga lakarnas hemortstrogenhet särskildes märkningar som gjorts på områden där yntelobservationer bekräftat lek (Hudd et al. 1983) och märkningar som gjorts inom fiskeområden (tabell 58). Märkningarna visar att laken är lekområdestrogen, men att den före leken vandrar genom andra lekområden. Av de i februari återfångade lakarna fångades 62,5 % på lekområden.

Laken vandrar in mot skärgården på hösten. Vandringsintensiteten ökar successivt, vilket framgår bl.a. av partiuppköpen och av fiskestatistiken för lake i kustvattnen (Lehtonen 1978). Vandringskulmen nås under midvintern eftersom leken infaller i februari. Efter leken sker utvandringen snabbt. Redan i april är fånsterna obetydliga. Märkningsresultaten visar att laken vandrar genom de olika byarnas fiskeområden (fig. 86). Detta stöds också av intervjuuppgifter och av partiuppköpens fördelning på fiskeperiodens månader i de olika byarna. I undersökningsområdets yttre byar fiskas laken mest antingen före eller strax efter leken. Av märkesåterfynden framgår, att vandringen in mot lekområdena sker över vida områden, medan vandringen från lekområdena går genom Pudimofjärden ut mot Östra Gloppet. Där delas vandringsleden upp i en gren som går längs Hankmo, Petsmo och Värlox och en gren som följer Maxmo skärgård.

Under lakens vandring in mot skärgården har det under 1970-talet flere gånger hänt att vandringen avbrutits. Fiskare i närheten av mynningsområdet, t.ex. i Särkimo har rapporterat avbrott i vandringen, vilka inte tidigare förekommit. T.ex. i januari 1980 försvann laken från vattnen vid bl.a. Särkimo och fisket slog fel. Laken återkom för en kort tid endast under själva leken i februari.

4.282 Lekområden, lektid och yngelproduktionsområde

Lekområde och lektid

Utgående från yngelobservationer leker laken knappt alls i Kyro älvs mynningsområde, utan i den omgivande skärgården i älvens influensområde. Märkiningsuppgifterna och intervju svaren stöder även detta (avsnitt 4.281).

Lakens lek torde främst ske i februari. Lakrom befruktades den 25.2.1982 i Särkimo och inkuberades både i älven och i kylskåp. Ynglen kläcktes i månadskiftet april - maj, då också lak yngel av motsvarande storlek påträffades i älvens influensområde.

Tabell 58. Fördelningen av återfångade lakar, som märkts under lektid eller strax före leken. Fördelningen visar lakar som återfångats under lektiden i februari månad. Med lekplats avses område, som genom yngelförekomster bevisats vara lekplats (Hudd et al. 1983). a = på lekplats, b = på samma lekplats, c = annan lekplats.

Märkning 5.&6.2.1980 Lekande		ATERFANGADE							
		i feb- ruari	1980			1981			
	n:		a	b	c	a	b	c	
Alla märkta	n: 234	32							
Märkta på fiskeområde	n: 86	6	2		1				
Märkta på lekplats	n: 148	26		19	1	3			
Märkning 22.&23.1.1980		i feb- ruari	1980			1981			1982
			a	b	c	a	b	c	b c
Alla märkta	n: 215	48							
Märkta på fiskeområde	n: 97	19	3						
Märkta på lekplats	n: 118	29		18		4	4	1	

Yngelområden och yngelbiologi

Innan romkornen kläcks minskar deras specifika vikt och de förflyttas lättare av vattenströmmar (Hudd et al. 1983). Volodin (1960a) konstaterade att lakrommen förflyttas på sandbotten av vattenströmmar vars hastighet är 4 cm/s och då strömhastigheten är 8 cm/s sköljs all rom iväg. I Kicherafloden kan rom från en lekplats belägen 70 km från älvmyningen förflyttas 15 - 20 km innan ynglen kläcks (Sorokin 1971).

Kläckningen och gulesäckstadiet är långt utdragna hos laken. I kylskåp pågick kläckningen över två veckor. I Maxmo skärgård påträffades lak yngel under nästan en månad från den 24.4. till den 20.5. Ynglen förekom åtminstone i ett två meters ytskikt i älvens influensområde. Yngel saknades eller var fåtaliga i mynningsområdets kungsådra, endast ett yngel påträffades vid Mittigrund. Ynglen var även fåtaliga där älvvattnets huvudström går genom skärgården från Sticksholmen till Pudimo (fig. 88,89). Yngeltätheterna sjönk även med stigande salthalt. I vatten med salthalten 0 - 0,5 o/oo var tätheterna 0 - 0,8 ind./m³ och i salthalten 1,5 o/oo påträffades ännu yngel. Salthalten har inte konstaterats hindra lakens embryonalutveckling i brackvatten (≤ 3 o/oo) (Jäger et al. 1981). De tätaste yngelförekomsterna observerades i skyddade områden, i synnerhet runt Tailot, där salthalten var mindre än 0,1 o/oo. Den högsta tätheten var 8 ind./m³.

Lak ynglens pelagiala fas upphör då de söker sig mot näringsområden i grunt strandvatten (vattendjup 5 - 40 cm). Förflyttningen mot strandvattnen sker relativt snabbt. I Baikalsjön har Sorokin (1976) konstaterat att den pelagiala fasen är kortare än en vecka. Ynglen håller till i skyddade områden mellan stenar

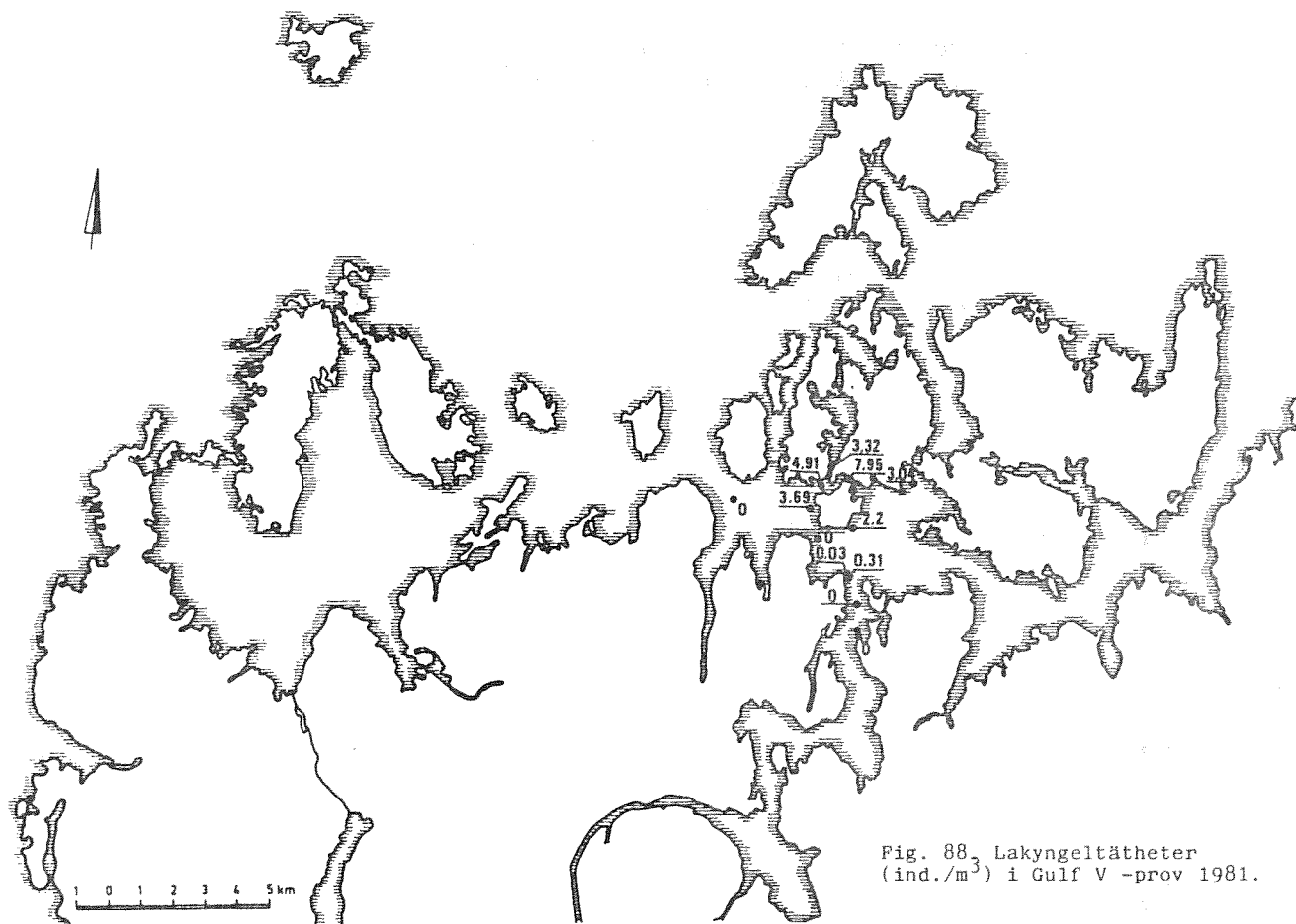


Fig. 88. Lakyngeltätheter (ind./m³) i Gulf V -prov 1981.

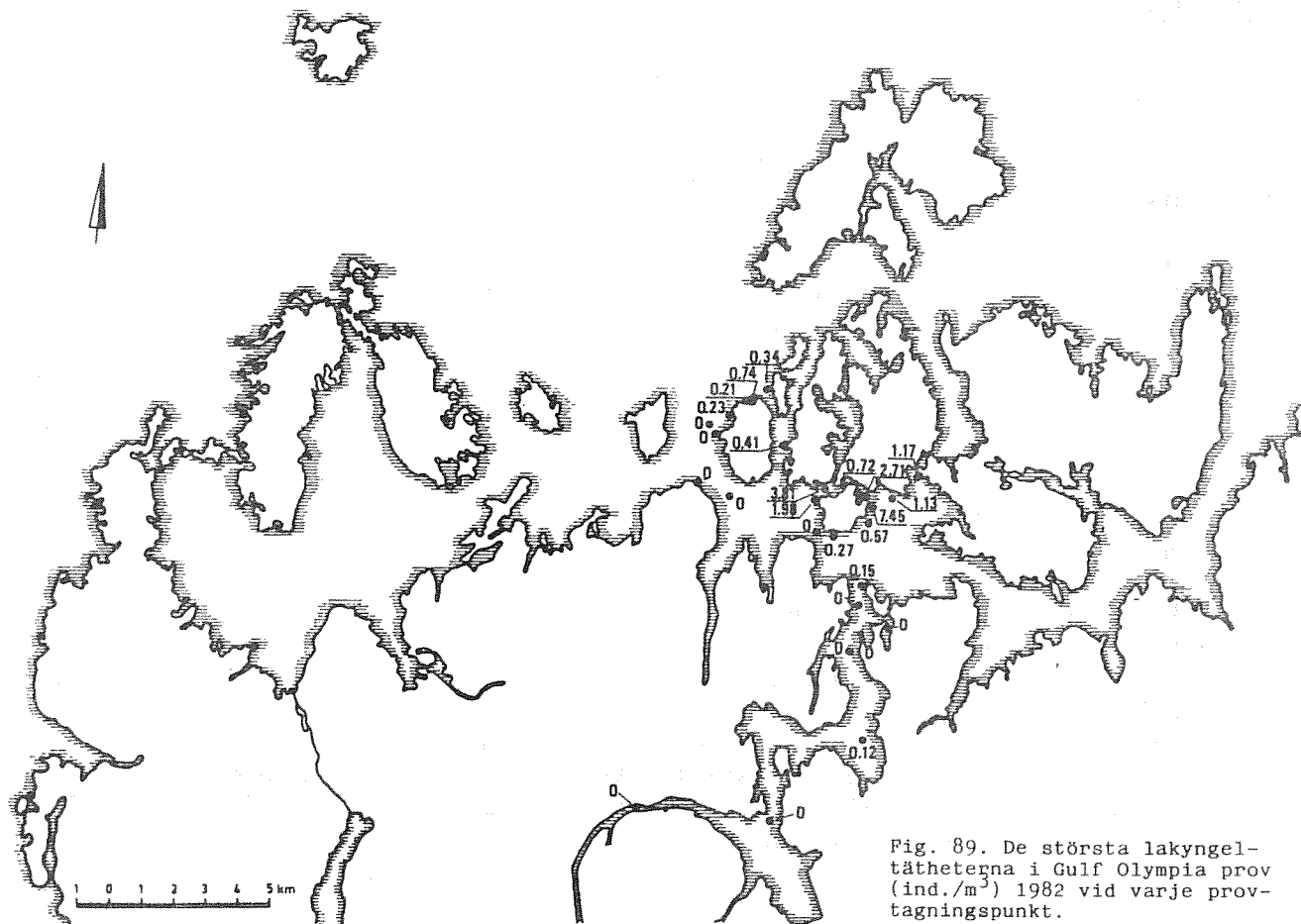


Fig. 89. De största lakyngeltätheterna i Gulf Olympia prov (ind./m³) 1982 vid varje provtagningspunkt.

och fjolårsvegetation tills de når storleken 10 - 15 mm. Yngeltätheterna var ställvis höga, fångsten i ett öskar (1,5 l) kunde uppgå till 90 lakyngel (Hudd et al. 1983). Stora tätheter observerades i Särkimo och vid Kvimofjärden. Yngel påträffades inte i Köklotområdet och i mynningsområdet fångades endast ett yngel vid Nabben (fig. 90). Även de äldre ynglen (> 15 mm) håller till i grunda strandvatten, men i skydd av stenar och växter (Eloranta 1982). Vandrigen mot djupare vatten torde ske under hösten, då bl.a. Müller (1982) observerat utvandring av unga lakar från älvmråden. Intervjuuppgifter om de små lakarnas rörelser stöder denna uppfattning.

4.283 Tillväxt

Lakens medelstorlek har enligt fångstprov ur ryssjor varit praktiskt taget oförändrad 1979 - 1982 (tabell 59). Tillväxten beskrivs väl av von Bertalanffys tillväxtekvation (1938) (fig. 91).

4.284 Beståndets och fångstens åldersstruktur

Det lekande lakbeståndets och fångstens åldersstruktur

Utvecklingen i det lekande beståndets åldersstruktur under perioden 1979 - 1982 beskrivs av åldersstrukturen i osorterade ryssjeprov och i osorterade prov från en yngelryssja med maskvidden 4 mm (fig. 92). Åldersstrukturen är ojämn. Årsklass 1975 är genomgående den mest framträdande, varemot årsklasserna 1976 och 1977 är svaga. I dessa typer av redskap är de yngsta lakarna, som fångas 3 år och rekryteringen, d.v.s. då en åldersgrupp i sin helhet kan fiskas med redskapet, tycks ske vid 4 års ålder. Man kan således också säga att årsklass 1978 förmodligen är stark, eller åtminstone normal, i förhållande till årsklasserna 1977 och 1976. Äldre åldersgrupper i 1979 och 1980 års prov är fåtaliga t.ex. saknas årsklass 1973 och 1972 helt.

En jämförelse med åldersstrukturen i ett fångstprov från Sävarån norr om Umeå taget 12.2.1983 visar att de årsklasser som är svaga i undersökningsområdet är normala eller starka i Sävarån (fig. 93). Årsklass 1975, som är relativt svag i Sävarån är dominerande i undersökningsområdet. Allmänt taget är åldersfördelningen i Sävaråns prov jämnare. Material från lakbeståndet utanför Björneborg (H. Lehtonen opubl.) uppvisar också en jämnare åldersfördelning. Det är därför uppenbart, att lakens årsklasstyrka i undersökningsområdet i hög grad påverkats av lokala miljöfaktorer.

I handeln med lake säljs inte lakar, som är mindre än 500 g. Då man ur det osorterade fångstprovet för 1982 (ryssja, nät och krok) avlägsnar alla lakar som är mindre än 500 g, framgår att lakfiscket 1982 tog 4 år gamla eller äldre lakar. I den saluförda fångsten är årsklasserna 1976 och 1977 svagt företrädda (fig. 94). Årsklassen 1975 stod för mer än 60 % av fångstens vikt. Årsklasserna 1976 och 1977 är svaga. Utgående från fångstproven 1979 - 1982 kan man konstatera, att årsklassen 1975 svarat för största delen av lakfångsten sedan 1981. Årsklassen var viktig redan 1980. År 1979 bestod största delen av den kommersiella ryssjefångsten av årsklass 1974.

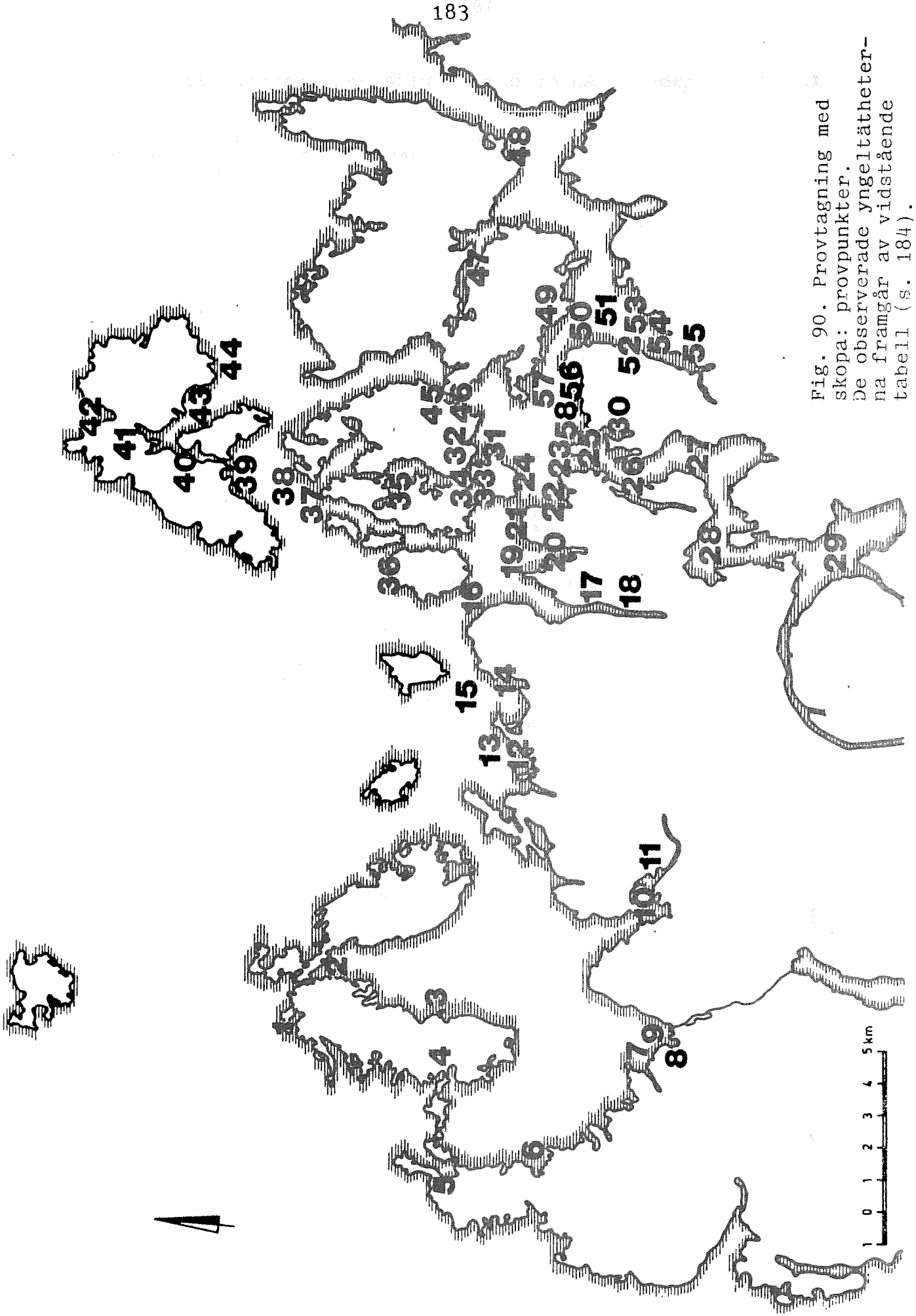


Fig. 90. Provtagningspunkter med skopade yngeltätheter. De observerade yngeltätheterna framgår av vidstående tabell (s. 184).

Fig. 90. Tabell. Anger observerade yngeltätheter vid provpunkterna.

Provpunkt	Datum	Prov (st)	Fångst		Min.- Max.	Prov med fångst	
			Öskar			Antalet prov	
1	18.5.	39	0		0		0
2	18.5.	20	0		0		0
3	18.5.	20	0		0		0
4	18.5.	15	0		0		0
5	18.5.	28	0		0		0
6	19.5.	13	0		0		0
7	19.5.	10	0		0		0
8	20.5.	> 40	0		0		0
9	20.5.	> 20	0		0		0
10	20.5.	> 60	0		0		0
11	20.5.	> 40	0		0		0
12	20.5.	72	0,18		0-3		9/72
13	20.5.	50	0		0		0
14	20.5.	62	0		0		0
15	20.5.	50	0		0		0
16	20.5.	30	0		0		0
17	20.5.	20	0		0		0
18	20.5.	30	0		0		0
19	19.5.	> 40	0		0		0
20	19.5.	> 40	0		0		0
21	19.5.	> 40	0		0		0
22	19.5.	30	0,03		0-1		1/30
23	19.5.	> 40	0		0		0
24	19.5.	> 40	0		0		0
25	12.5.	> 10	0		0		0
26	12.5.	20	0		0		0
27							
28							
29							
30							
31	12.5.	21	2,29		0-6		16/21
32	12.5.	14	1,64		0-5		8/14
33	12.5.	20	6,55		0-19		17/20
34	14.5.	24	19,5		0-87		21/24
35	13.5.	24	~16,2		1 -<90		
36	7.5.						
37	13.5.	10	0		0		0
38	13.5.	20	0		0		0
39	13.5.	30	0		0		0
40	13.5.	10	0		0		0
41	13.5.	15	0,13		0-1		2/15
42	13.5.	20	0		0		0
43	13.5.	15	0		0	0	0
44	13.5.	25	0		0		0
45	13.5.	28	1,93		0-13		14/28
46	13.5.	35	0,65		0-5		13/35
47	13.5.	9	0		0		0
48	13.5.	12	0,92		0-3		5/12
49	17.5.	55	7,15		0-49		37/55
50	17.5.	26	10,08		0-50		21/26
51	17.5.	16	0,81		0-4		5/16
52	17.5.	25	6,04		0-23		19/25
53	17.5.	21	13,29		0-49		19/21
54	17.5.	8	2,6		0-7		6/8
55	17.5.	38	0		0		0
56	17.5.	20	0,24		0-2		4/20
57	17.5.	10	0		0		0
58	17.5.	25	0		0		0

Ingen fångst trots upprepade försök

Tabell 59. Lakens medellängd och medelvikt i prov 1979 - 1982.

		Alder	Antal	%	\bar{x} längd	s	\bar{x} vikt	s
1979	23.2.	3	4	2,6	325,0	31,1	252,5	87,7
ryssja		4	119	78,8	347,8	38,3	277,1	101,4
n = 151		5	25	16,6	410,0	38,7	458,0	117,0
		6	1	0,7	450,0		550,0	
		7	1	0,7	510,0		700,0	
		8	-	-	-		-	-
		9	1	0,7	420,0		400,0	
1980	10.2.	3	3	1,4	321,7	23,9	176,7	46,2
	11.2.	4	6	2,8	328,3	35,0	211,7	58,8
ryssja		5	166	77,2	401,1	57,1	417,6	230,9
n = 215		6	36	16,7	482,4	63,5	861,9	375,1
		7	1	0,5	370,0		250,0	
		8	-	-	-		-	-
		9	1	0,5	790,0		4650,0	
		10	1	0,5	580,0		1850,0	
		13	1	0,5	795,0		4450,0	
1981	9.2.	3	21	10,1	298,1	54,2	143,0	89,5
	16.2.	4	73	35,1	337,9	47,6	236,0	124,4
ryssja		5	20	9,6	411,8	70,4	500,0	438,2
n = 208		6	85	40,9	416,2	66,2	540,7	342,8
		7	7	3,4	459,3	78,2	840,0	555,5
		> 7 ?	2	1,0	572,5	17,7	1425,0	120,2
1982	10.2.	3	2	1,5	290,0	0	142,5	3,5
ryssja		4	54	40,9	356,5	51,9	319,2	203,2
n = 132		5	8	6,1	391,9	46,0	416,9	138,1
		6	8	6,1	451,3	93,9	716,9	493,0
		7	57	43,2	492,1	89,3	1022,2	660,9
		8	3	2,3	566,7	55,1	1518,3	630,9
1982		3	1	0,8	380		90,0	
ynge/ryssja		4	78	62,9	330,3	43,8	237,9	102,8
n = 124		5	18	14,5	385,3	46,0	375,8	164,2
		6	5	4,0	407,0	52,6	465,0	171,5
		7	22	17,7	421,8	38,8	571,4	284,2
1982	28.12.	4	19	59,4	485,3	42,8	810,0	256,0
	29.12.	5	1	3,1	500,0		980,0	
sik- och laknät		6	2	6,2	537,5	53,0	1175,0	275,8
n = 32		7	10	31,3	595,5	89,5	1605,0	801,0
1982	28.12.	4	1	5,7	550,0		1340,0	
krok		5	6	33,3	578,3	64,5	1521,7	493,2
n = 18		6	2	11,1	637,5	60,1	1955,0	671,8
		7	7	38,9	624,3	104,7	2164,3	1110,7
		8	2	11,1	502,5	74,2	670,0	127,3
1982	28.12.	4	3	15,8	521,7	61,7	996,7	321,9
nät		5	7	36,8	569,3	33,8	1368,6	394,1
n = 19		7	8	42,1	656,3	106,7	2456,3	1115,6
		8	1	5,3	580,0		1780,0	

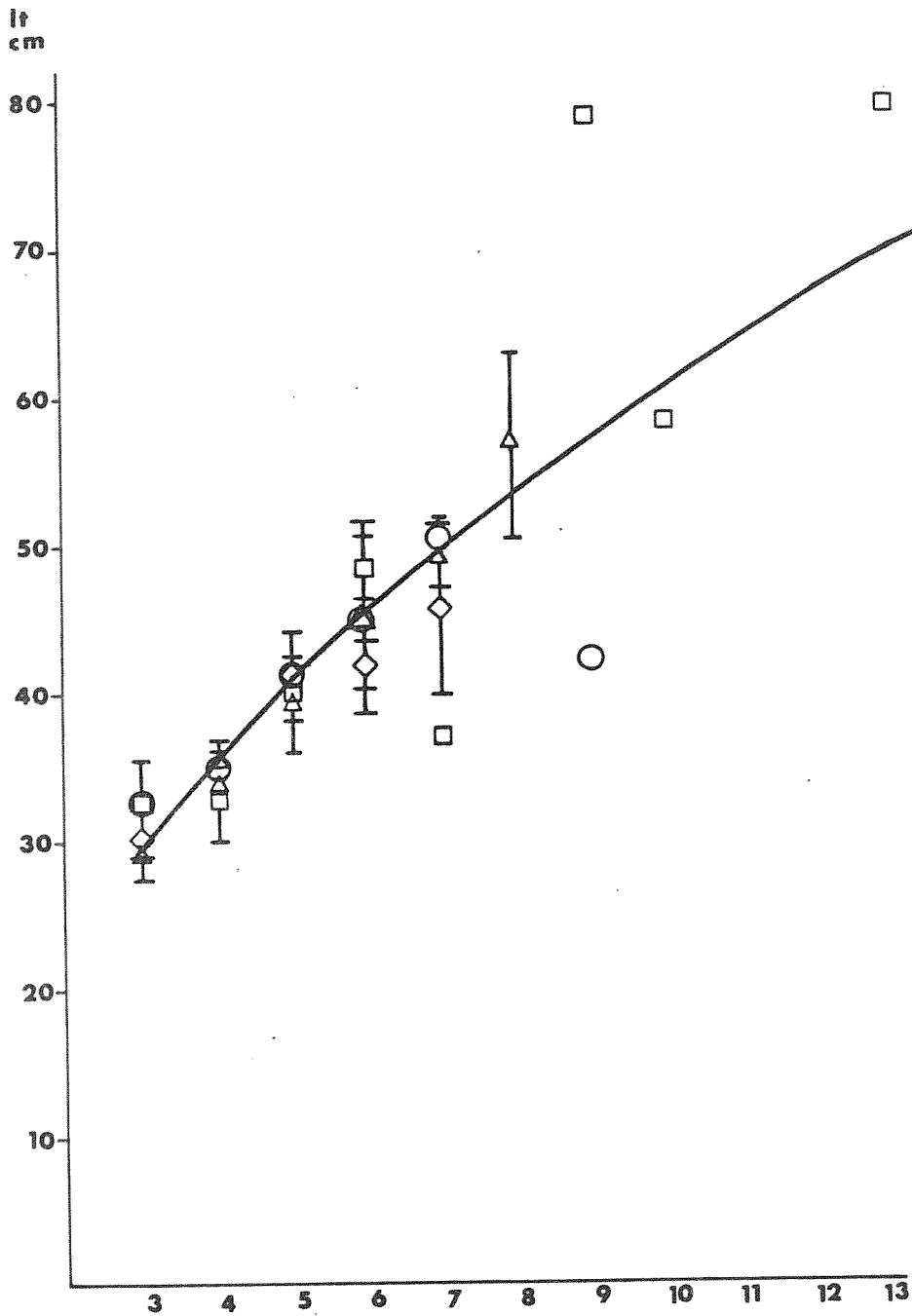


Fig. 91. Lakens längdtillväxt. I figuren har medeltalets 95% tillförlitlighetsgränser angivits.

○ = 1979	ryssja	$l_{\infty} = 1269$
□ = 1980	"	$K_0 = 1.9307$
◇ = 1981	"	$K = 0.0542$
△ = 1982	"	

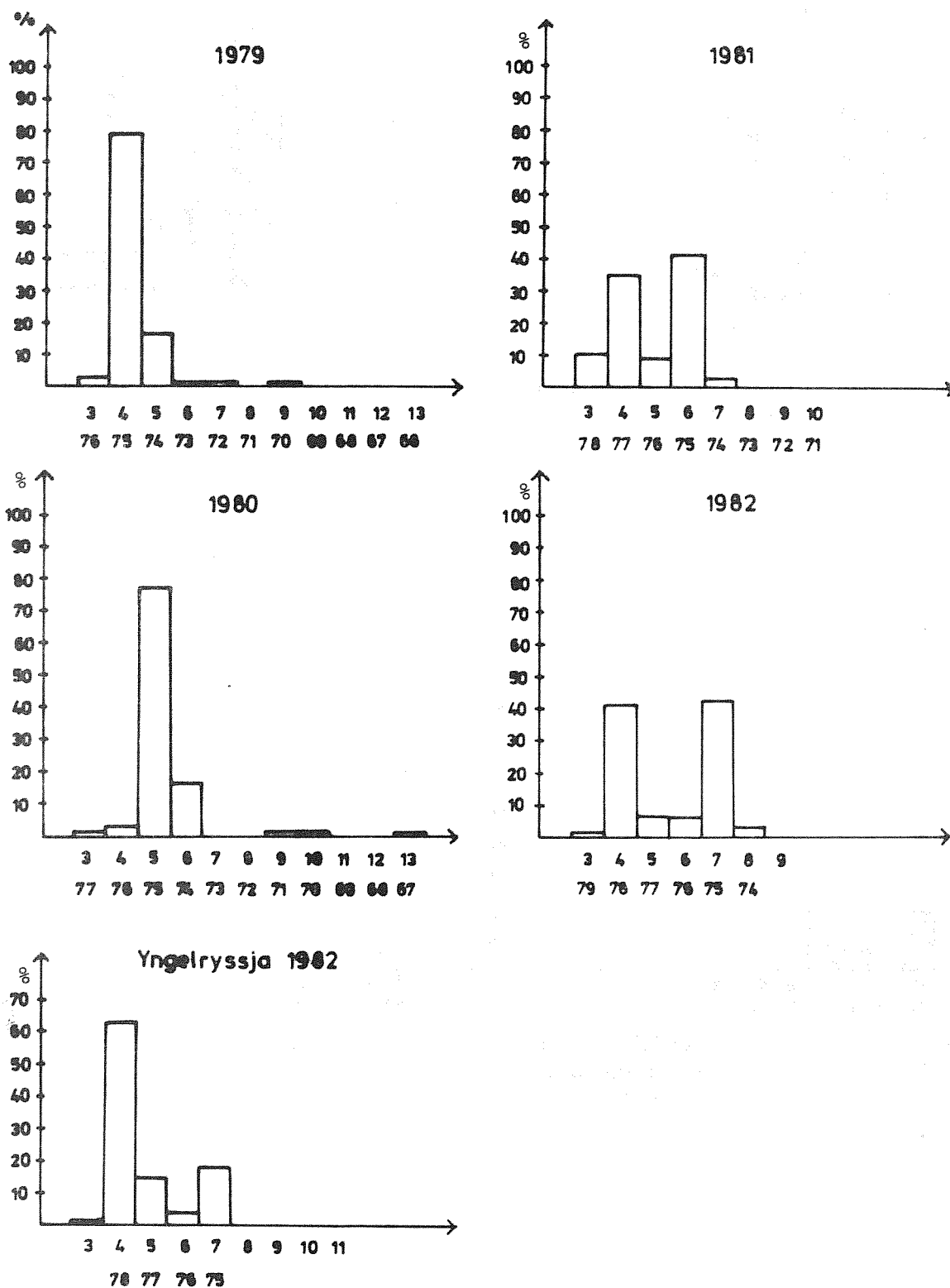


Fig. 92. Lakfångstens åldersfördelning i Särkimo utgående från slumpprov ur fångsten 1979 - 1982 samt fångstens åldersstruktur i yngelryssja 1982. Proven härstammar från lekpopulationer.

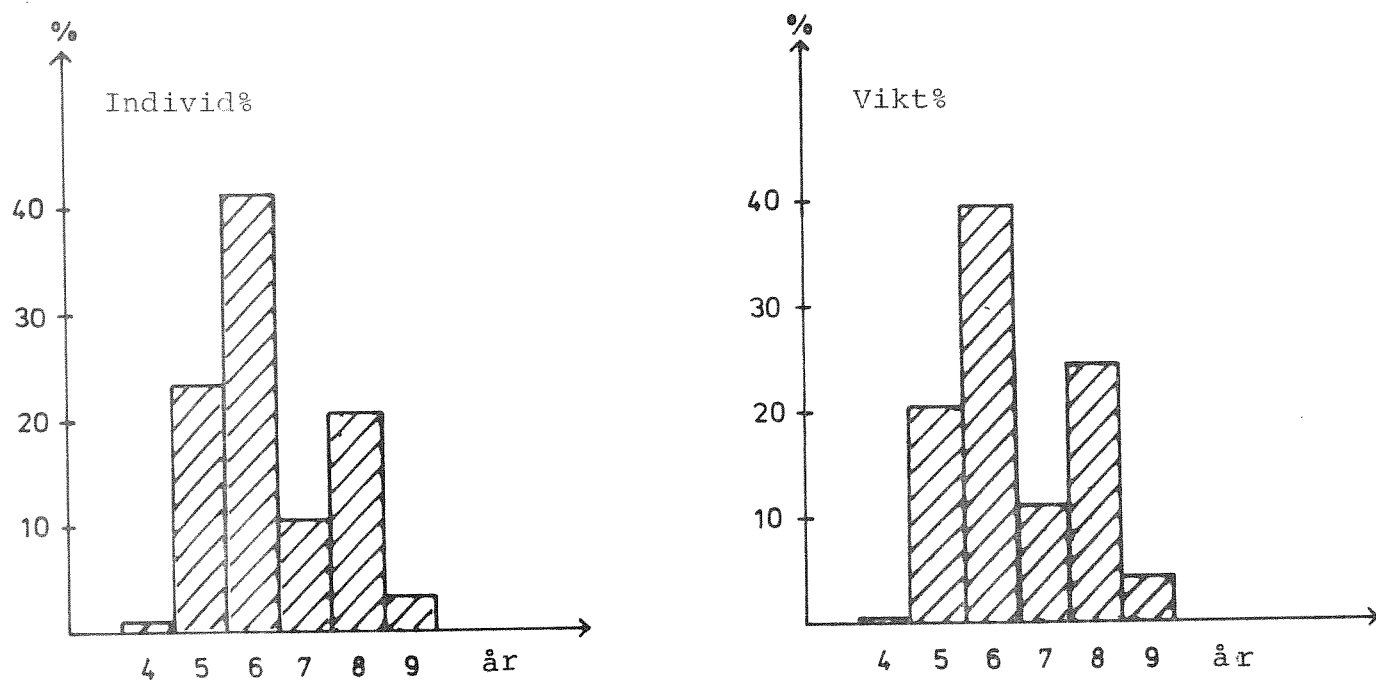


Fig. 93. Lakfångstens åldersstruktur i Sävarån 1983 i individ- och i viktprocent.

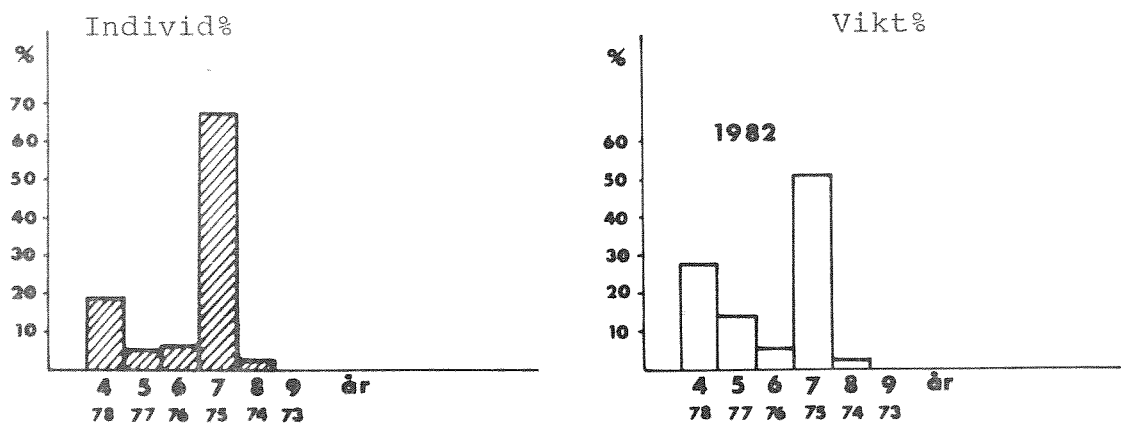


Fig. 94. Den sammanlagda lakfångstens åldersstruktur 1982. Lakar mindre än 500 g har uteslutits ur materialet. Fördelningen har givits både som vikt- och individprocent.

4.285 Dödlighet

Beräkningen av lakens dödlighet försvåras av den extrema variationen i årsklassstyrka (avsnitt 4.284) och av att statistiken över lakens enhetsfångst i undersökningsområdet inte tycks ge en tillförlitlig bild av beståndets utveckling. Orsaken till att enhetsfångsterna inte är proportionella mot beståndets storlek är troligen att enhetsfångsterna påverkas starkt av den variation i vandringsbeteende som kunnat observeras (avsnitt 4.281) och att enhetsfångsterna i de bragder som sätts ut på lekplatserna varierar oberoende av enhetsfångsterna i de bragder som fångar laken längs vandringslederna.

Genom att använda märkesåterfynd (tabell 60) och ryssjefångsternas sammantagna åldersstruktur (data ur tabell 59) kan gränsvärden för dödligheten beräknas. Den förra beräkningen leder troligen till en överskattning av dödligheten medan den senare leder till en underskattning, p.g.a. att årsklassen 1975 dominerar materialet. Märkesåterfynden ger troligen ett maximivärde av den anledning att en del lakar troligen förlorar sina märken. T.ex. det material Lind et al. (1973) presenterat tyder på detta. Mellan det andra och tredje året efter märkningen minskade återfångsterna kraftigt. Beräkningarna ger värdena 1,0 och 0,4. Medeltalet 0,7 kan användas som ett första arbetsestimäat då utnyttjandet av beståndet dryftas.

Uppgifterna om lakens naturliga dödlighet är få. Enligt Bayley (1972) var den årliga procentuella naturliga dödligheten i ett ofiskat lakbestånd c. 38 % ($M = 0,48$). Muth & Smith (1974) ansåg detta vara ett maximivärde för ett lakbestånd som fiskas och att den verkliga naturliga dödligheten troligen var lägre. Enligt Sorokin (1976) är lakens naturliga dödlighet i Seleng floden c. 30 % ($M \sim 0,36$). För torsk i Östersjön har Aro & Sjöblom (1982) använt en momentan naturlig dödlighet på 0,3. I norra Kvarken är lakfisket intensivt, vilket ger ett visst fog för att anta, att den momentana naturliga dödligheten ligger under 0,3. I analysen av beståndets utnyttjande har värdet 0,2 använts som utgångspunkt.

Tabell 60. Märkesåterfynd: fördelning i tid efter märkningen och dödlighetsberäkning utgående från märkesåterfynden fram till 5.1.1983.

A. Märkesåterfynd

Märkning	År efter märkningen			
	1	2	3	n
1980	90	41	12	143

B. Dödlighetsberäkning

	\bar{z}
1/2	0,78
2/3	1,23
\bar{z}	1,0

4.286 Lakfisket

Lake fiskas med nät, ryssjor, krok och stickor. Fisket med ryssja är vanligt där lekvandringen är intensiv och inom själva lekområdet. Lakryssjorna används också i gäddfiske. Laknät används oftast inne i skärgården. Lake fångas också som bifångst i sikfisket på hösten och vintern. Gäddan fångas ofta som bifångst i lakfisket. Sedan slutet av 1960-talet och början av 1970-talet har lakfisket upphört i Vassorfjärden, Österfjärden, Söderfjärden, Bytesholmsfjärden och Hemfjärden (fig. 95 och 96). Sedan slutet av 1960-talet har också lakfisket nära Vörå ås mynning upphört. Inom undersökningsområdet tog nära nog allt lakfiske slut i mitten av 1970-talet i Rödgrunden, västrasidan av Köklot och västra sidan av Iskmo. Fisket vid Mickelsörarna började gå ned i början av 1970-talet. Egentligt lakfiske bedrivs sedan 1970-talet inte vid Mickelsörarna. Enligt intervjuuppgifter har lakfisket störts på grund av avbrotten i lakens vandringar. Detta är en möjlig förklaring till att fångsterna i slutet av året minskat mer än fångsterna i början av året (fig. 97).

Fritids- och husbehovsfiskarna fångade 1981 lake med nät. Största delen av fångsten togs vintertid och nät med maskvidden 46 - 60 mm svarade för över hälften av totalfångsten (Sepponen & Hildén 1983). Fritids- och husbehovsfisket skiljer sig således inte från det yrkesmässiga fisket vad fånstredskapen beträffar.

4.287 Fångsten

Den till partihandeln uppköpta lakens mängd har under åren 1967 till 1976 varit över 20 ton per år, förutom åren 1970 och 1972. Sedan 1976 har partiuppköpen från undersökningsområdet gått ned (fig. 98). Enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser 1975 - 1982 och Österbottens fiskarförbund (1976) har lakfångsterna i kommunerna inom undersökningsområdet varit sämst åren 1978 och 1979 (tabell 61). I fångsterna ses en uppgång 1981 och 1982 enligt Österbottens fiskarförbund.

Tabell 61. Lakfångsterna i kommunerna inom undersökningsområdet 1974 - 1982 enligt Österbottens fiskarförbunds årsberättelser, uppgifterna i ton.

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Maxmo	9,7	5,2	-	7	5,2	5	9,1	13,3	16,1
Korsholm	8,1	7,3	-	5,1	2,3	2,5	3	4,8	11,0
Oravais	1,1	0,6							
Totalt	18,9	13,1	-	12,1	7,5	7,5	12,1	18,1	27,1

Fritids- och husbehovsfiskarnas fångst var omkring 10 ton (1981), då den försålda fiskens andel subtraherats från totalfångsten.

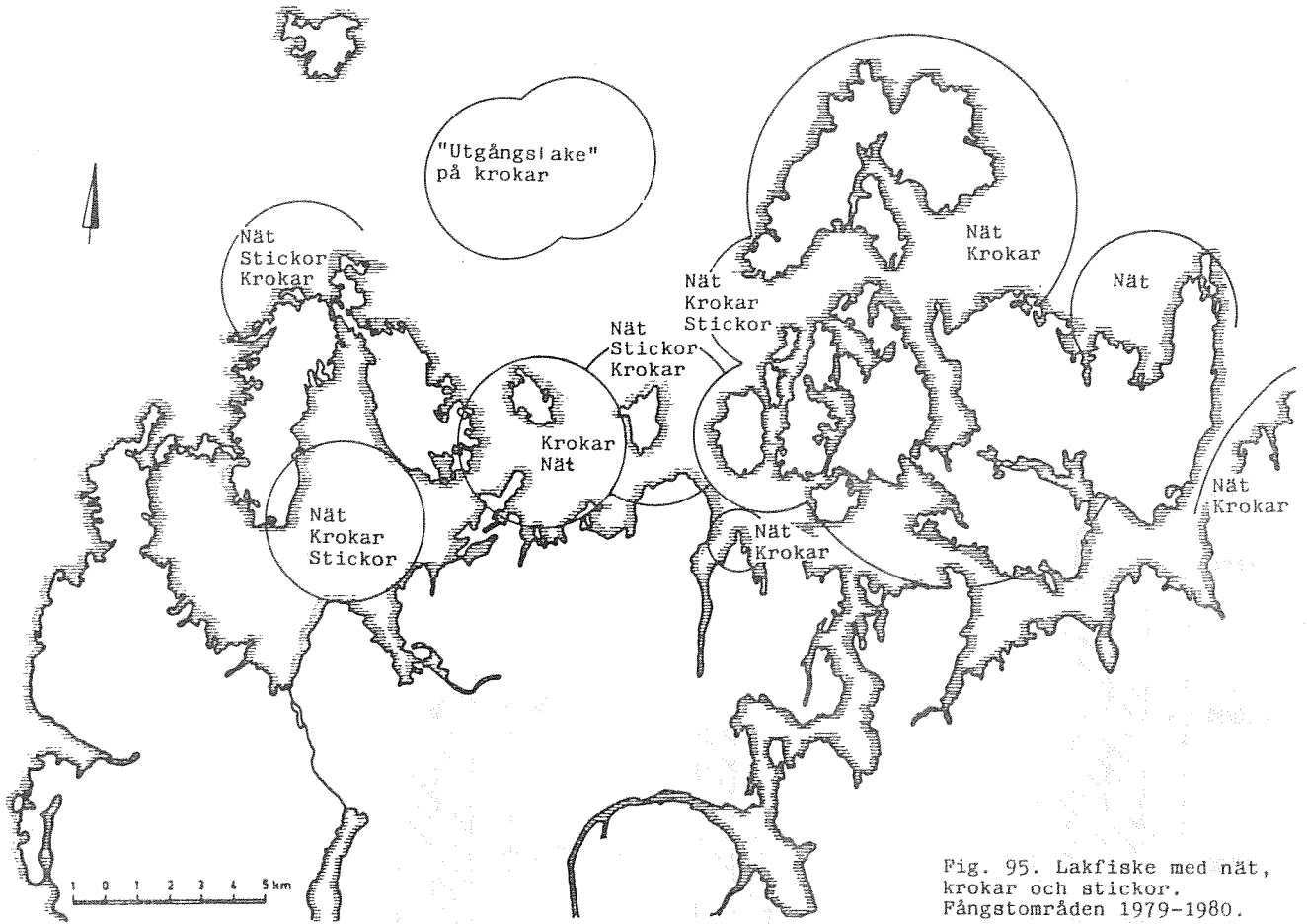


Fig. 95. Lakfiske med nät, krok och stickor. Fångstområden 1979-1980.

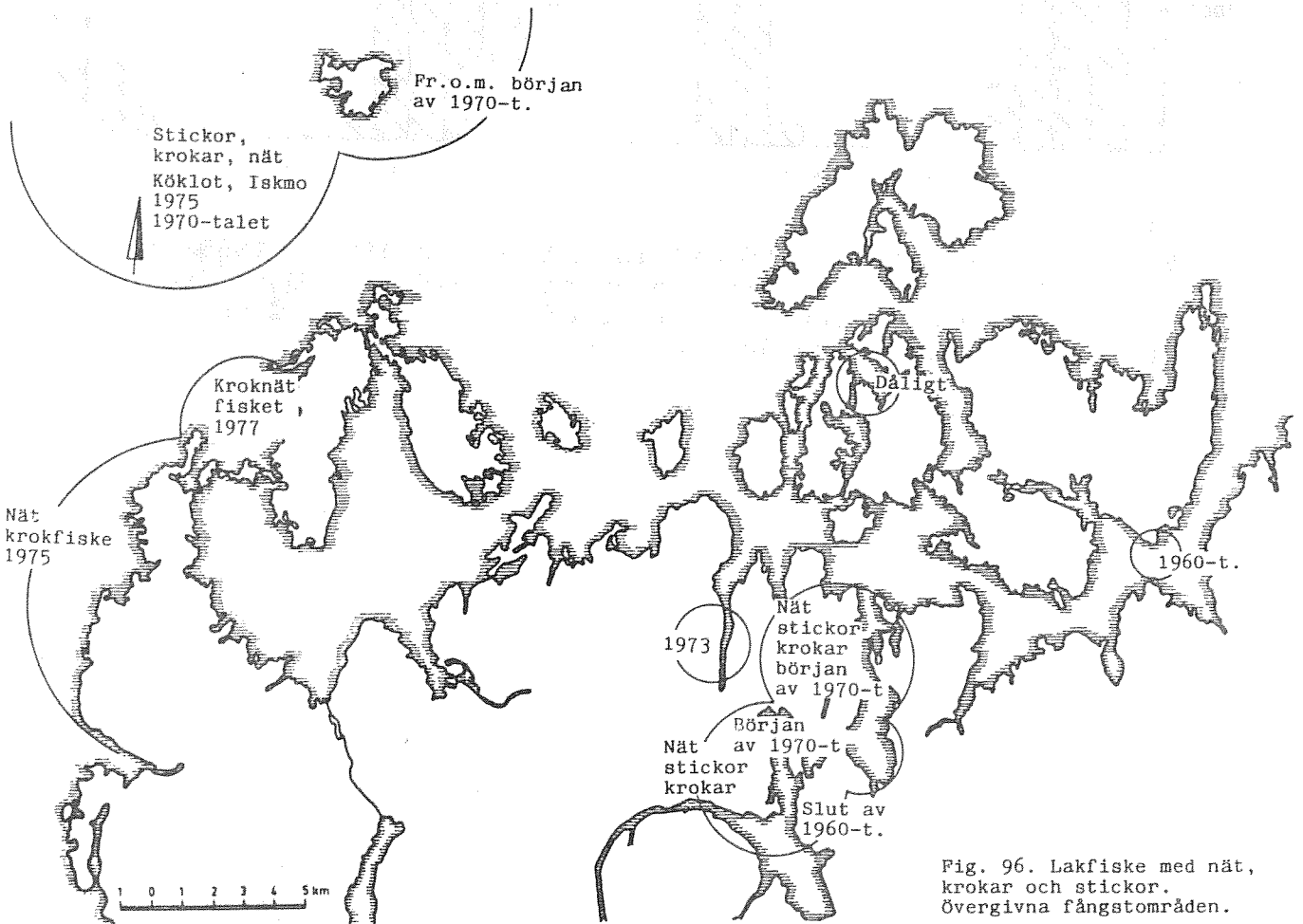


Fig. 96. Lakfiske med nät, krok och stickor. Övergivna fångstområden.

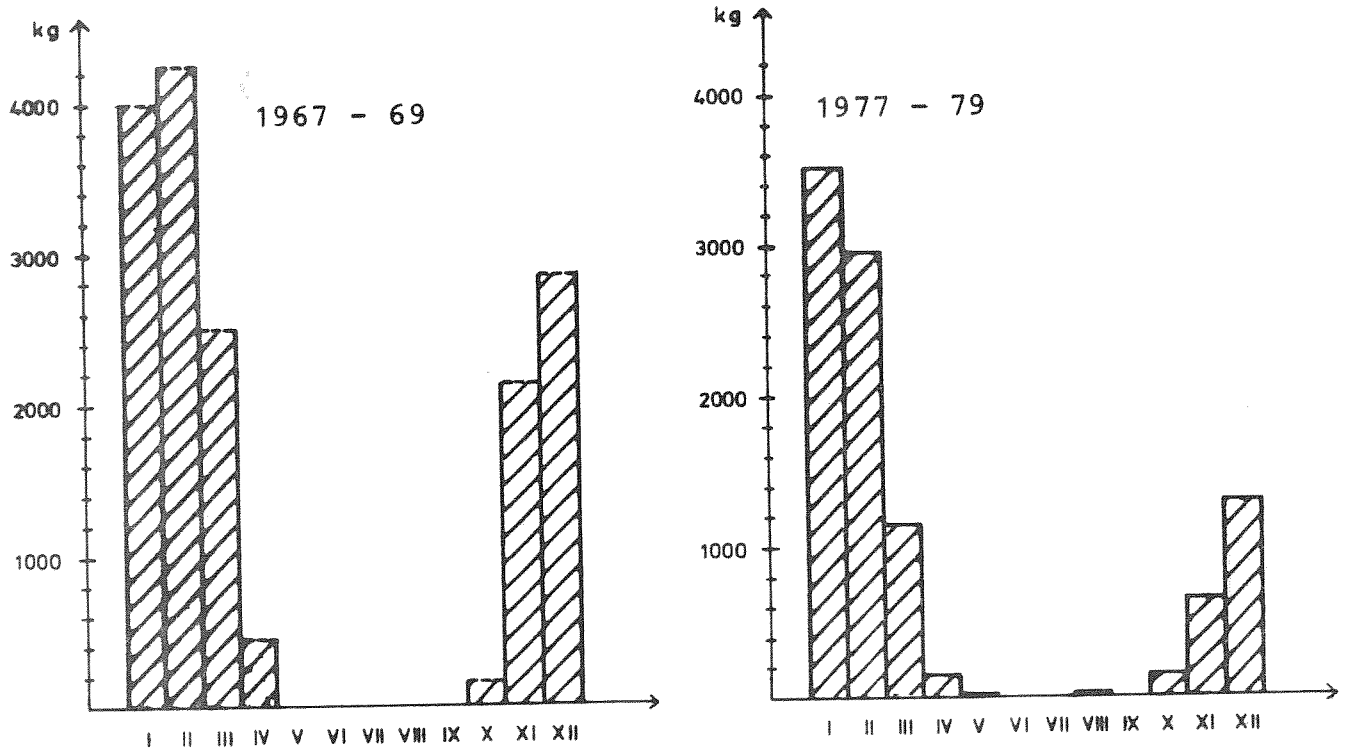
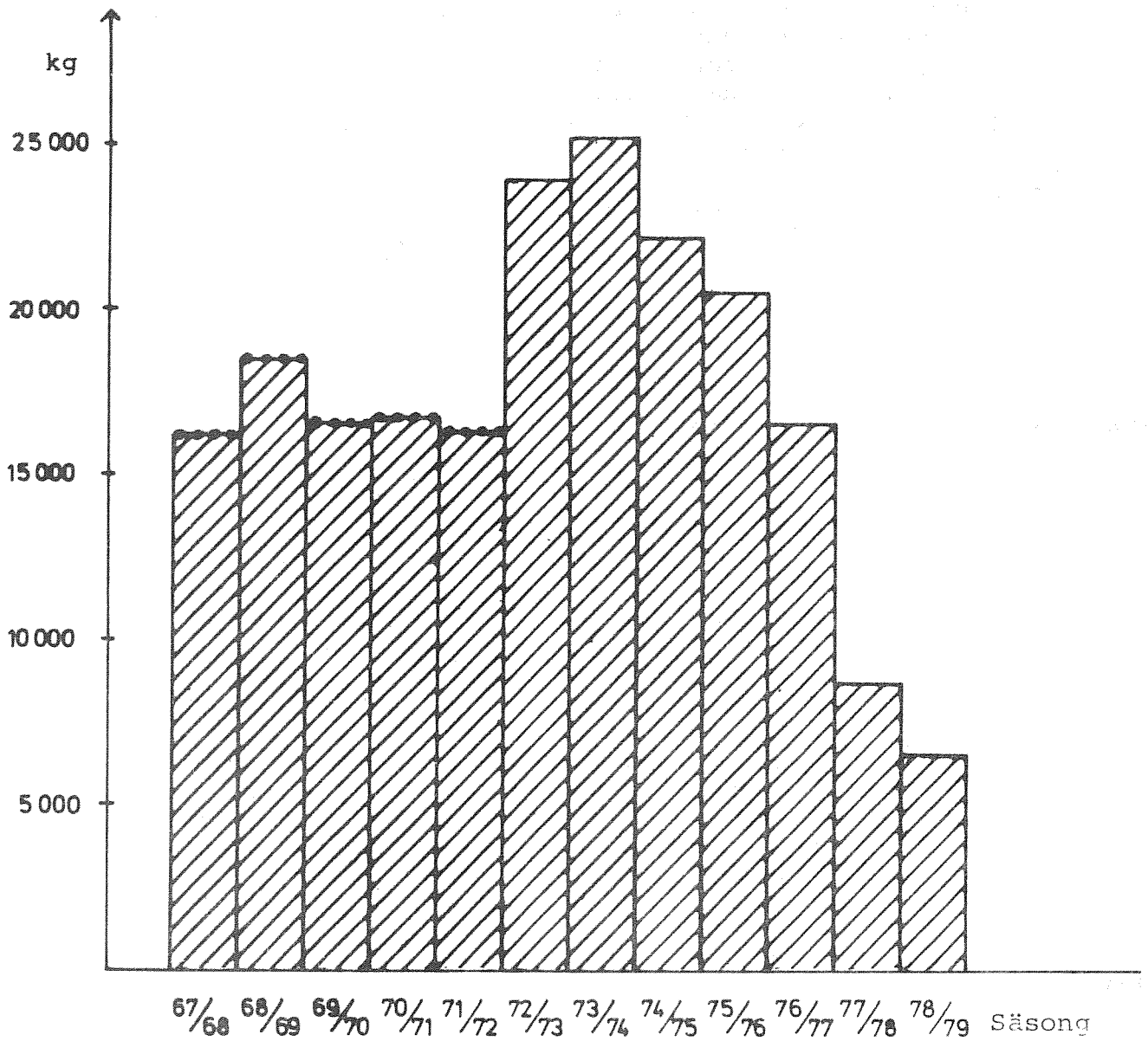


Fig. 97. Lakfångstens fördelning månadsvis 1967 - 1969 och 1977 - 1979 enligt medeltalen av partiinköpen. Uppgifterna om inköpen under 1960 - talet är ofullständiga. I verkligheten var inköpen större än dem som anges i figuren.



..... • uppgifterna om uppköpen är ofullständiga

Fig. 98. Partiuppköpen av lake från undersökningsområdet enligt fiskesäsong (slutet av året + början av följande år)

De största förändringarna i lakfångsterna inom undersökningsområdet har inträffat i de västra delarna d.v.s. i Iskmo, Köklot och Petsmo. Nedgången i lakfångsterna i dessa byar sammanfaller tidsmässigt med nedgången i partihandeln i t.ex. Bjökoby och Replotbyarna, som gränsar till undersökningsområdet i väster (Vasanejdens fiskandelslag). Den succesiva nedgången i lakfångsterna torde bero på den ensidiga åldersfördelningen i beståndet och i lakfångsten.

Partiuppköpen har minskat mest i fisket under slutet av året. Detta beror på att uppköpen minskat i byar där lake fiskats under vandring. Enligt partiuppköpssiffrorna såldes i slutet av 1960-talet c. 50 % av laken i januari och februari, medan dessa månaders andel var nära 70 % i slutet av 1970-talet (se även avsnitt 4.384).

4.288 Utnyttjandet av beståndet

På grund av att dödlighetsuppskattningarna är osäkra, är det svårt att säga något definitivt om utnyttjandet av lakbeståndet. Utgår man från $Z = 0,7$ och $M = 0,2$ kan man konstatera att den nuvarande ger nära maximal fångst per rekryt för rekryteringsåldern 5 år (fig. 99). En höjning av rekryteringsåldern till 7 skulle höja fångsten per rekryt med c. 15 %. Är $M = 0,3$ är den nuvarande rekryteringsåldern optimal. På basen av dessa uppgifter kan man konstatera att lakfisket i norra Kvarken troligen är ändamålsenligt ordnat.

Fisket kan knappast ha reducerat lakbeståndet så mycket att förökningen skulle äventyras, eftersom lakens, liksom andra torskfiskars, fekunditet är hög (Sorokin 1976). Också ett litet bestånd av lekfisk kan producera stor avkomma. Det nuvarande fisket förmår knappast heller reducera enskilda årsklasser så mycket att den observerade ojämna åldersstrukturen skulle kunna uppstå.

4.289 Miljöförändringars effekter

Älvar och älvmynnningar är viktiga förökningsområden för lake. Müller (1960) har konstaterat att lak yngel som intar föda håller till vid stränderna av älvar i flödesvegetationen. Översvämningsskyddet i Kyro älvs nedre del har uppenbarligen reducerat potentiella lak yngelområden.

Vattenkvalitetsförändringarna i Kyro älv har påverkat laken både genom att försvåra uppstigningen mot lekplatserna och genom att reducera ynglens överlevnad. I de flesta älvar, i vilka laken förökar sig, sker lekvandringen på hösten i oktober - november (t.ex. Ängerån (Sverige) och Kalajoki). Vattnets kvalitet har under 1970-talet varit låg under höstarna (Storberg 1983), endast 1975 sjönk pH värdet i Skatila inte under 5. Enligt intervjuuppgifterna steg lake mot Vassor ännu på 1960-talet, men under 1970-talet upphörde stigningen av lake i Kyro älv. Man kan inte entydigt slå fast om detta berodde på att det stigande lakbeståndet dött ut under 1970-talet eller om beståndets lekvandring förändrats. Lekvandringen har även påverkats i skärgården. Fiskare från byar (t.ex. Särkimo) har observerat att lekvandringen avstannat bl.a. i januari 1980, oktober 1981 och veckorna 49 - 50 1982, då laken försvann från Särkimovattnen och fisket

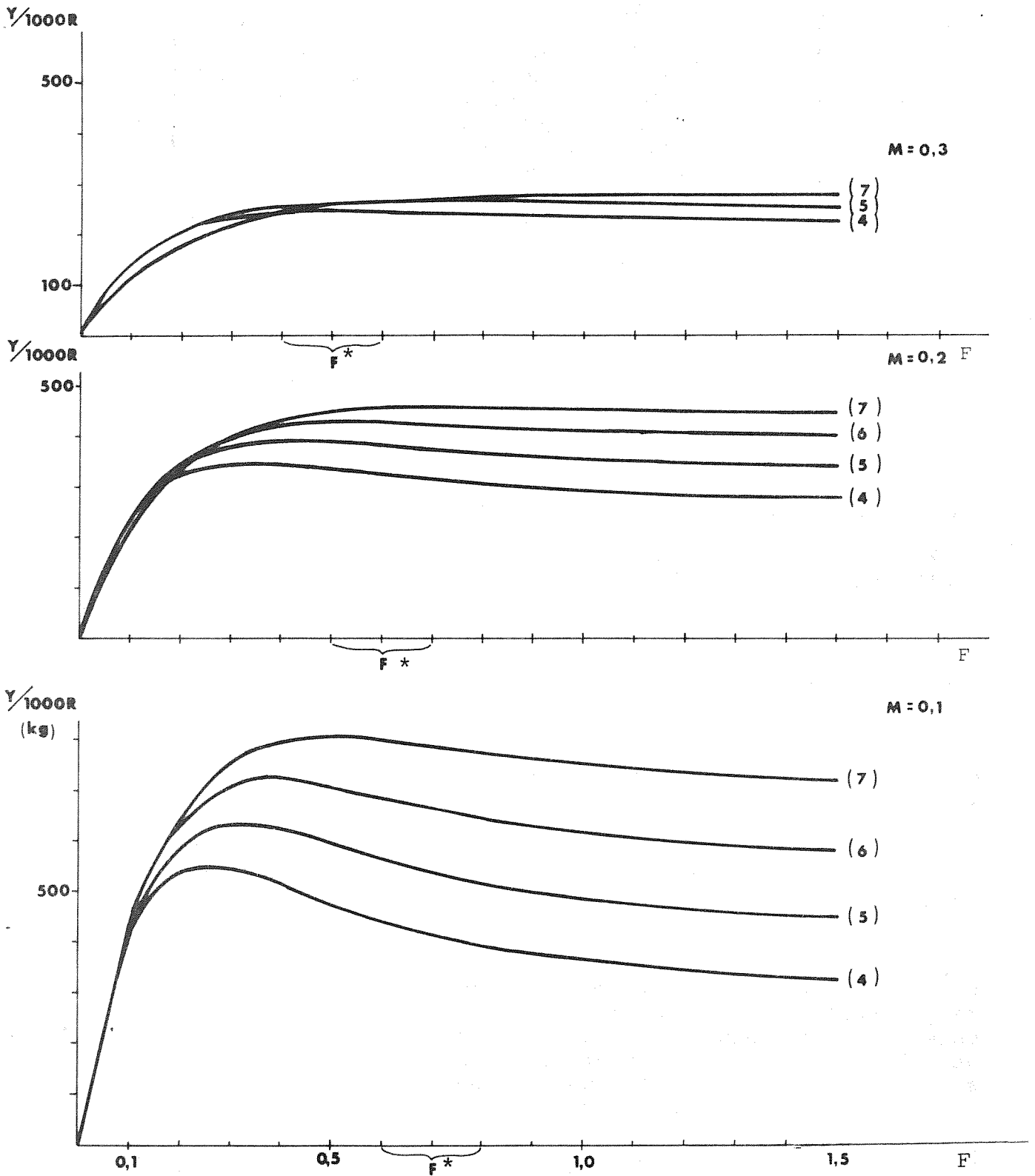


Fig. 99. Lakfångsten per rekrvt (Y/R) vid olika naturlig dödlighet. F^* anger gränsvärdena för den nuvarande fiskedödligheten. Siffrorna inom parentes anger rekryteringsålder.

slog fel. Dvlika förändringar i lekvandringen anses inte ha förekommit under 1960-talet.

Laken förekommer i Kyro älv i konstgjorda bassänger och även i själva älven. Enligt Müller (1982) vandrar lakar ut från Ängerån i september - november. Under 1970-talet har lak yngel inte observerats om höstarna i Kyro älvs mynningsområde eller vid Voitby. År 1969 påträffades dock döda små lakar längs stränderna vid Vassor på hösten. Man kan inte längre avgöra om dessa små lakar hade kläckts inom Vassorområdet eller om de kläckts högre upp i älven. I vart fall förefaller det som om produktionen av lake varit mycket svag under 1970-talet i älvens nedre lopp och i mynningsområdet. Hösten 1981 och 1982 påträffades c. sommargamla lakar i Voitby i nejonögeryssjor. Hösten 1982 fångades även små lakar i katsor i Vassor. Detta visar att förökningen lyckats ovanom Voitby under början av 1980-talet. Utvecklingen visar att Kyro älv potentiellt kan producera lak yngel.

Fångstnedgången under senare hälften av 1970-talet i undersökningsområdet beror på förlusten av fiskeområden och beståndsminskningen. Ur det bestånd som fiskas saknas flere årsklasser. Den misslyckade förökningen beror främst på vattenkvalitetens nedgång inom förökningsområdena. Volodin (1960b) har visat att lakens embryonalutveckling inte lyckas då vattnets pH värde är 5 eller lägre. Laboratorieförsöken tyder på att kläckningen i undersökningsområdet förutsätter pH värden på minst 5,3. Överlevnadschanserna för lak yngel som intar föda i strandvattnen ökar då pH värdet stiger från 4,8 till 5,2 (fig. 100). De yngel som hölls i vatten med lågt pH värde kunde inte simma ordentligt och kläckningen dröjde länge. En del yngel "fastnade" i sina skal. Nykläckta lak yngels känslighet för surt vatten är troligen större. I naturen är de nykläckta lak ynglen dessutom mer utsatta för förändringar i vattenkvaliteten. De förekommer i den fria vattenmassan som direkt påverkas av fluktuationerna i älvens vattenkvalitet medan ynglen längs stränderna har ett visst skydd av landavrinningen och de fickor av vatten som kan bildas vid stränderna. Att Kyro älvs vattenkvalitet påverkar förökningen bekräftas av att fångsten under dominerats av årsklasserna 1978 och 1975. Dessa är de enda år då vattnets pH värde i Skatila inte understigit 5 i maj.

Enligt Sorokin (1971) bestämmer yngelområdenas storlek lakbeståndets storlek. Eftersom inga uppgifter finns om hur stort det yngelområde var , som gav upphov till det bestånd som nu fiskas kan lakbeståndets framtida utveckling inte ännu uppskattas på basen av denna hypotes. Ifall detaljerade uppgifter om älvvattnets kvalitet och älvvattnets inverkan på vattenkvaliteten i skärgården under olika år funnits, hade man dock kunna uppskatta den ungefärliga förlusten av lak yngelområden.

Lakens yngelproduktion har uppenbarligen minskat i de västra delarna av undersökningsområdet p.g.a. avstängningen av Lappsundsån och dräneringen av Norrfjärden. Detta är en orsak till fångstnedgången i dessa byar, men märkningarna har visat att fisket i områdets västligaste del numera till stor del fiskar lakar från Maxmo skärgård (avsnitt 4.281). I Köklotområdet upptäcktes inte ett enda lak yngel, vilket kan bero på salthalten. Uppgifter om lak yngels salthaltstolerans har inte publicerats, men observationer-

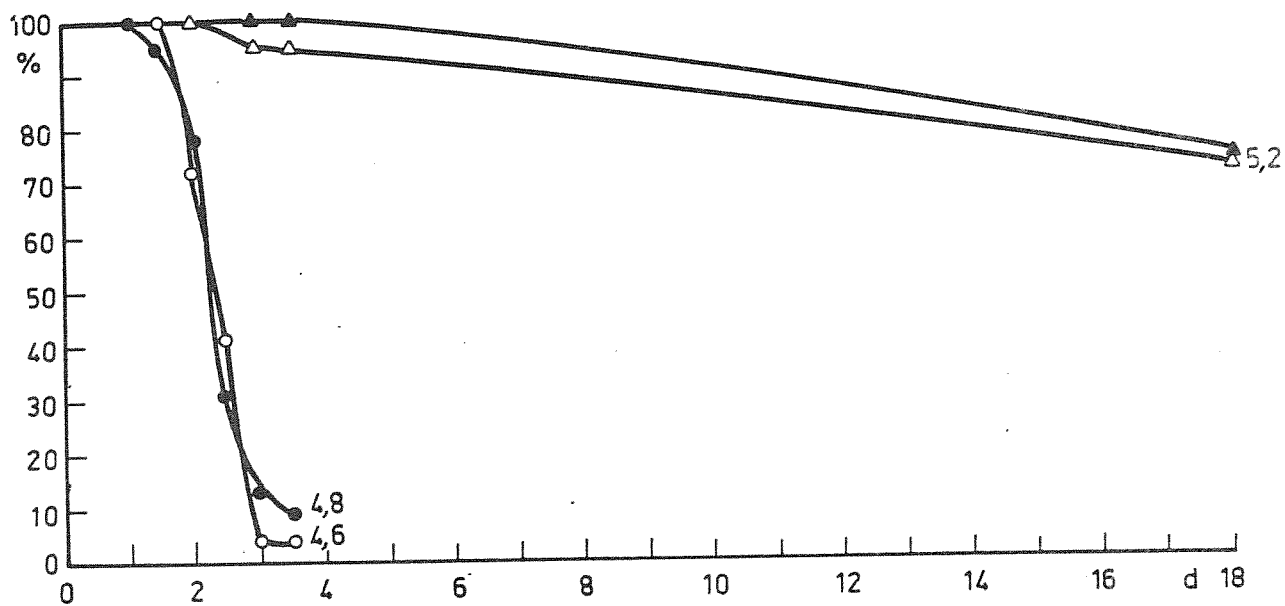


Fig. 100. Lakungels överlevnad vid olika pH värden. Unglen hade vid experimentats början inlett användningen av extern näring.

na av lak yngelförekomsten i Maxmo skärgård (avsnitt 4.282) visar att lak yngel främst förekom i områden med låg salthalt. Salthalten i Köklotområdet är högre än i Maxmo inre skärgård och har dessutom stigit sedan avstängningen av Lappsunds å.

4.29 Ö v r i g a f i s k a r t e r

4.291 Lax, havsöring, harr och siklöja

Inom undersökningsområdet bedrivs laxfiske med fälla utanför Mickelsörarna. Antalet laxfällor, som ägs av fiskare i undersökningsområdet framgår av tabell 17. I undersökningsområdet bor fiskare, som bedriver fällfiske vid Norrskär. Tidigare har Kyro älv varit laxförande (t.ex. Hurme 1962) och Åkerblom (1923) nämner att 60 personer fiskade med 45 pator i älven 1906. En del av patorna var förmodligen avsedda för lax- eller öringsfisket. På basen av intervjuer stiger årligen blanklax åtminstone till mynningen och fångas i braxennät o.dyl. (t.ex. Åkerblom 1973). Troligen förväxlas öring och lax, och flertalet av de fiskar som kallas laxar torde vara öringar.

Havsöring fångas årligen i mynningsområdet (Hudd et al. 1981, Åkerblom 1973). I provfiske i Voitby i oktober (se avsnitt 4.23) fångades två öringar varav en lekande hane. Också i provfiske vid Grytbotten (se avsnitt 4.23) fångades en lekmogen hane. Inom undersökningsområdet har havsöring planterats ut enligt tabell 62.

Tabell 62. Fiskargillenas och fiskelagens utsättning av örings-smolt i undersökningsområdet.

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Köklot					160			
Kvevlax		462	850		779			
Iskmo		258	317	521	1559	1236	930	1360
Norra Jungsund		1154	566	562	390			
Södra Jungsund	350	346	566	844	779		348	460
Karperö-Värlax	630	415	566		519	412		
Petsmo	1060	808	1133	1009	1039	1212	581	
Västerhankmo	420	323	340	302				
Österhankmo	280	185		252	259	206	116	
Tottesund						151		
Kaitsor+Bertby				344	350	303		
Teugmo			1000	896	1052	758	345	
Särkimo	850	893	1166	896	877	606	325	460
Kvimo						379		
Österö-Västerö		714	1000	896		455	465	
Oxkangar		714		1034				
	3590	6272	7504	7556	7763	4616	3110	2280

Trots detta har uppköpet av lax och öring till partihandeln inte förändrats i nämnvärd grad sedan 1960-talet. I en del byar har partiuppköpet t.o.m. minskat sedan 1960-talet (Hudd et al. 1982). Orsaken till nedgången

i endel av byarna är förmodligen att det naturliga beståndet av havsöring minskat under 1970-talet. Man bör dessutom beakta att en del av den i mynningsområdet fångade havsöringen inte går till partihandeln. I husbehovs- och fritidsfisket fångades 1981 c. 1 ton lax och öring. Uppskattningen är osäker eftersom så få fiskar öring. En del av fångsten härstammar troligen från utsättningar utanför undersökningsområdet.

Inom undersökningsområdet leker den havslekande harren på endel grynnor kring Harapois, Malorna och Mickelsörarna. Den havslekande harren har gått starkt tillbaka under 1960-talet. Totalfångsten av harr inom undersökningsområdet rör sig kring ett få tiotal kg. Harrens biologi i Kvarken har beskrivits av bl.a. Ehnholm (1937) och Seppovaara (1982).

Siklöja fångas om höstarna i Maxmo inre skärgård. Totalfångsten rör sig kring några hundra kilogram (t.ex. Hudd et al. 1982, Lehtonen 1981) per år. Yngel av siklöja har fångats kring Tailot och i Östersund. 1982 fångades 90 siklöjeyngel med yngeltrål, vilket tyder på att förökningen lyckats 1982. Siklöjefångstens åldersstruktur framgår av tabell 63.

4.292 Id

Enligt Vattenstyrelsen (1974) var iden allmän innanför Sticks-holm i mitten av 1960-talet, men efter fiskdöden blev den ovanligare. I slutet av 1960-talet vägde Vasanejdens fiskandelslag in c. 500 kg id/år i undersökningsområdet. Då man beaktar övriga partiaffärers uppköp och beaktar, att den verkliga kommersiella fångsten var större eftersom även andra partiaffärer köpte upp id i området och eftersom en del fisk såldes i byarna. En grov uppskattning av den kommersiella fångsten av id i undersökningsområdet under slutet av 1960-talet är 5 ton. Husbehovs- och fritidsfiskarnas idfångst under 1960-talet finns inte dokumenterad.

Enligt intervjuuppgifter var Hemfjärden tidigare ett viktigt lekområde för iden. Detta är naturligt, eftersom iden ofta leker i grunt och strömmande vatten. Leken sker i maj i Kyro älvs mynningsområde. Enligt Mutenia (1978) leker iden då vattentemperaturen är c. 8 °C, medan Cala (1970) konstaterat att leker sker då vattnet varit varmare än 5 °C i några dagars tid. Detta betyder att idleken i Kyro älvs mynningsområde sker i början av maj. Romutvecklingen och kläckningen sker således under den tid då vattenkvaliteten varit sämst i Kyro älvs mynningsområde. Detta är troligen främsta orsaken till att idbeståndet inte ännu visat tecken på att repa sig efter fiskdöden i början av 1970-talet.

År 1981 observerades idyngel och unga idar i Kyro älvs mynningsområde (fig. 101). Mängderna var små, men visar att det fortfarande finns ett idbestånd som förökar sig i Kyro älvs mynningsområde.

I det kommersiella fisket är iden för närvarande betydelselös. Fritids- och husbehovsfiskarnas idfångst i hela undersökningsområdet uppgår till c. 1 ton (osäker uppskattning).

Tabell 63. Sikløjans åldersfördelning i fångster från Särkimo och Larsmo (%).

	Ålder	Antal	%
1982	0	-	-
Särkimo	1	1	2,4
n = 42	2	5	11,9
	3	12	28,6
Strömmings- ryssja	4	11	26,2
	5	7	16,7
	6	5	11,9
	7	-	-
	8	1	2,4
1982	0	1	0,4
Larsmo	1	35	14,8
n = 237	2	61	25,7
Strömmings- ryssja	3	134	56,5
	4	6	2,5

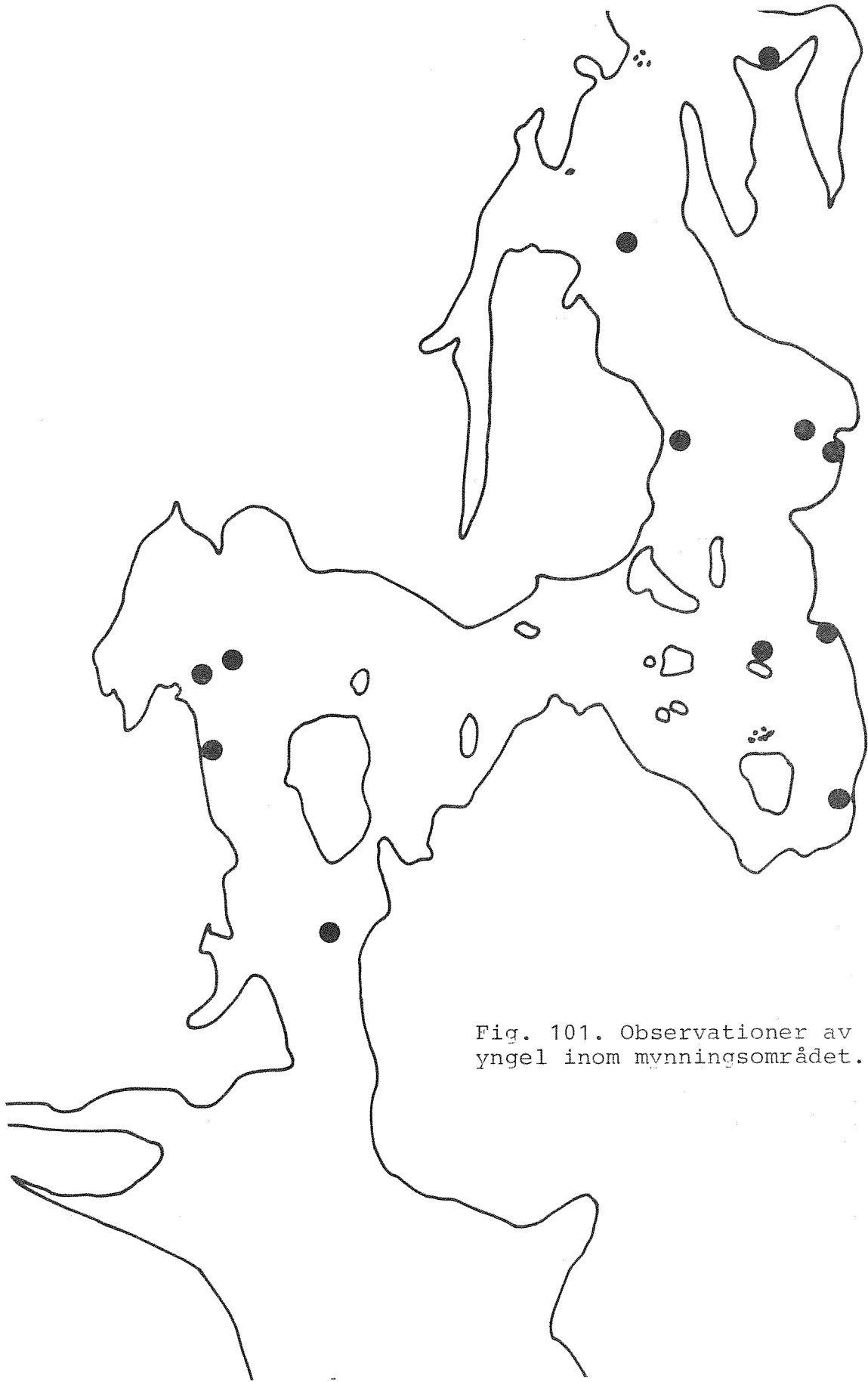


Fig. 101. Observationer av id-
yngel inom mynningsområdet.

4.293 Övriga mörtfiskar

Mörtarna stiger på våren in i Kyro älvs mynningsområde för att leka. En del av mörtarna leker möjligen i skyddade vikar. Mörten leker från senare hälften av maj till slutet av juni. Mörtrom observerades i mynningsområdet nedanom Vassor på flere ställen. År 1981 observerades de första ynglen 25.5, då ynglen redan simmade fritt. De sista gulesäcksynglen påträffades 9.7. På basen av ynglens storleksfördelning kan man konstatera att mörten haft två lektoppar vid Österfjärden och Söderfjärden, men att endast den senare lekgruppen producerat yngel i Vassorområdet. År 1982 var leken enhetligare inom hela området.

De större mörtynghen höll till i 0,3 - 0,8 m djup bland vegetation. Stimbildningen förorsakade den stora variationen i notfångsterna (0 - 4960 ind/varp). De största fångsterna av unga mörtar (0+) gjordes 1982, då också stora fångster gjordes i skärgårdsområdena. Det är möjligt att klimatförhållandena gynnade mörtförökningen 1982.

Enligt Müller (1982) vandrar mörtynghen ut från Ängerån i augusti, september och oktober. Även i Kyro älvs mynningsområde kunde en utvandring observeras i slutet av sommaren. Under den första sommaren blev mörtarna i Kyro älvs mynningsområde 30 -50 mm långa. Unga mörtar (1 - 2+) observerades i vegetationsrika vikar runt om i skärgården.

Mörtens förökningsområden begränsar sig inte till Kyro älvs mynningsområde i lika hög grad som de andra mörtfiskarnas förökningsområden. De optimala förökningsområdena har dock troligen funnits i mynningsområdets vegetationsbälten. Svängningarna i mynningsområdets vattenkvalitet syns därför inte nödvändigsvis i mängden mört inom undersökningsområdet, utan mörtbeståndets variation bestäms i högre grad av temperaturutvecklingen och därmed sammanhängande faktorer. Försurningen av vattnen påverkar dock klart mörtynghens överlevnad. Försöken visade att yngel som intar föda dör i vatten med pH värdet 5,2 (Fig. 102). Tidigare utvecklingsstadier är ännu känsligare. Johansson och Milbrink (1976) observerade över 50 % dödlighet vid kläckningen i vatten med pH värdet 5,6. Mörtens känslighet för försämringen i vattenkvalitet är den troligaste orsaken till att yngel från den första lektoppen saknades i Vassorfjärden. Detta är även den troliga orsaken till att mörten är relativt fåtalig i mynningsområdet, trots att optimala habitat finns. (jmf. bilaga 3).

Mört fås som bifångst i nät- och ryssjefisket, men ett visst agnfiske förekommer även. Mörtfångsterna varierar kraftig från år till år. Enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för fångstruta 23 och 24 har fångsterna varierat mellan 25 ton och 98 ton (tabell 64). Fritids- och husbehovsfiskarnas mörtfångst var 1981 knappt 20 ton då den försålda fiskens andel subtraherats. Enligt en del av yrkesfiskarna hade mörtfångsterna minskat fram till 1979. Fritids- och husbehovsfiskarna hade sett en ökning i fångsterna. De varierande åsikterna beror troligen på skillnader i fiskeområden och redskap. Någon klar uppfattning om hela undersökningsområdets utveckling vad mörten beträffar erhålls inte.

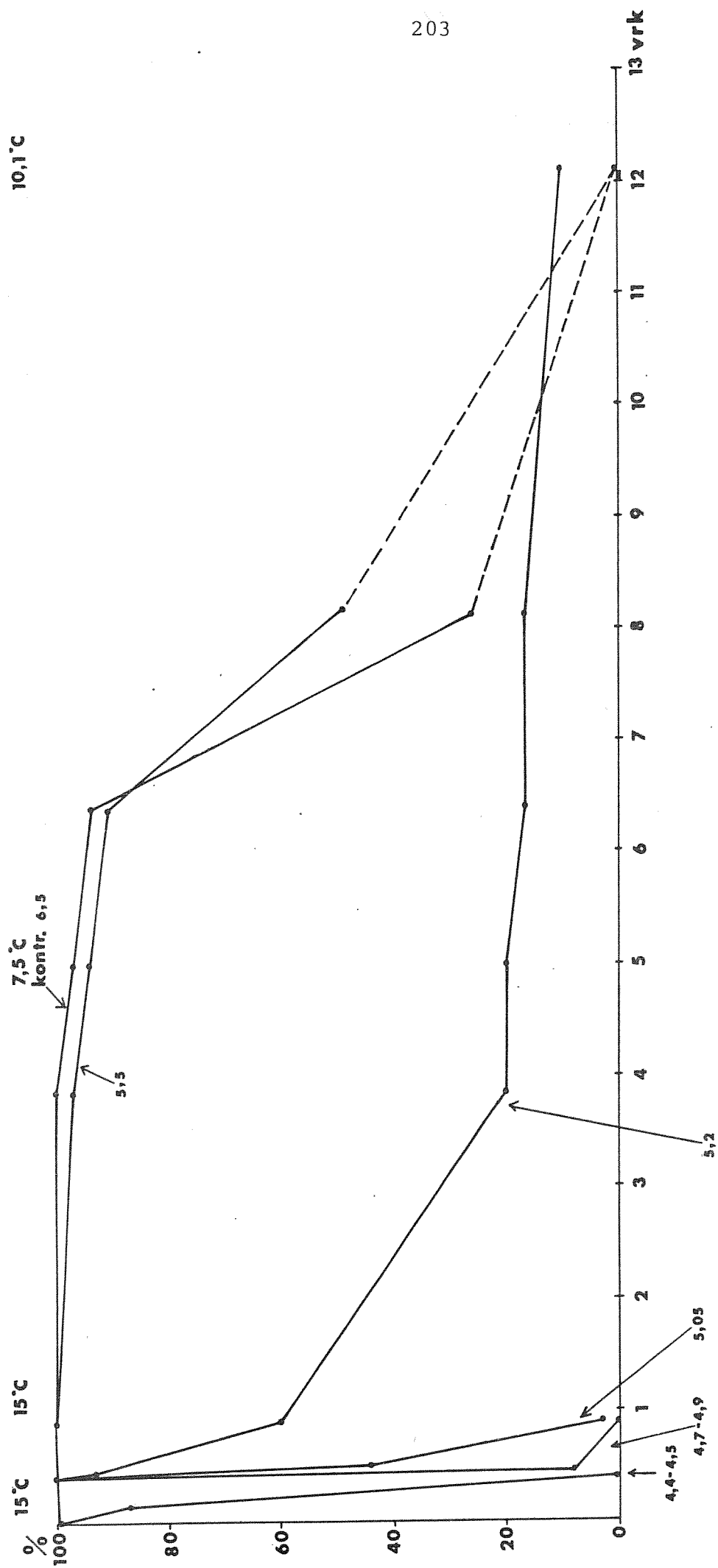


Fig. 102. Aktivt födosökande mörttyngels överlevnad vid olika pH. Siffrorna anger vattnets pH värde. Temperaturen varierade från 15 °C över 7,5 till 10,1 °C.

Tabell 64. Mörtfångsterna i det yrkesmässiga fisket enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik(ton).

Fångstruta	1979	1980	1981
23 (Köklot - Vasa)	24,0	93,1	69,6
24 (Maxmo)	2,3	5,7	1,6

Löja

Löjan leker vanligen vid grunda stenstränder. Lekplatser finns i mynningsområdet, i flador och eventuellt i skyddade vikar. Leken sker vanligen i juni. Sommaren 1980 lekte löjan redan i början av juni och yngel (12 - 13 mm) påträffades i slutet av månaden. Leken 1980 var framgångsrik även i de inre delarna av mynningsområdet och yngelobservationer gjordes i Vassorfjärden. År 1981 gjordes de innersta observationerna av löjyngel vid Söderfjärden, vilket var en direkt följd av den låga vattenkvaliteten. En viss försening av leken hade skett i hela området, troligen p.g.a. temperaturutvecklingen. De yngelobservationer som gjordes i Särkimobrunnarna tyder på sen lek 1982.

Löjfångsterna i yngelnotningarna var små (bilaga 3). Fångstplatserna visas i fig.103 . Vid Voitby fors observerades stora mängder löjyngel sommaren 1980.

Ruda

Rudor finns i undersökningsområdets flador och enligt Vattenstyrelsen (1973) även i mynningsområdet. Åren 1980 - 82 har varken rudor eller yngel av ruda fångats i mynningsområdet inom ramen för provtagningsprogrammet.

Björkna

Beståndet av björkna är litet i undersökningsområdet. I mynningsområdet fångas björknor då och då i ryssjefisket. Yngel av björkna observerades i trålfångsten 1982. Åren 1980 och 1981 fångades inte yngel av björkna. Enligt Vattenstyrelsen (1973) var beståndet av björkna litet även i mitten av 1960-talet.

Stäm

Stämman förekommer i Kyro älvs mynningsområde främst vid sandstränder. Förökningen lyckades allatre åren 1980 - 82. Fångstplatserna av stämmyngel framgår av fig. 103.

Elritsa

Elritsan påträffas i klara och svala vatten (Nuorteva 1957). Elritsor observerades i de yttre delarna av Maxmo skärgård, vid Harapois och i Köklotområdet. I mynningsområdet och i de inre delarna av Kyro älvs influensområde saknades elritsan helt.

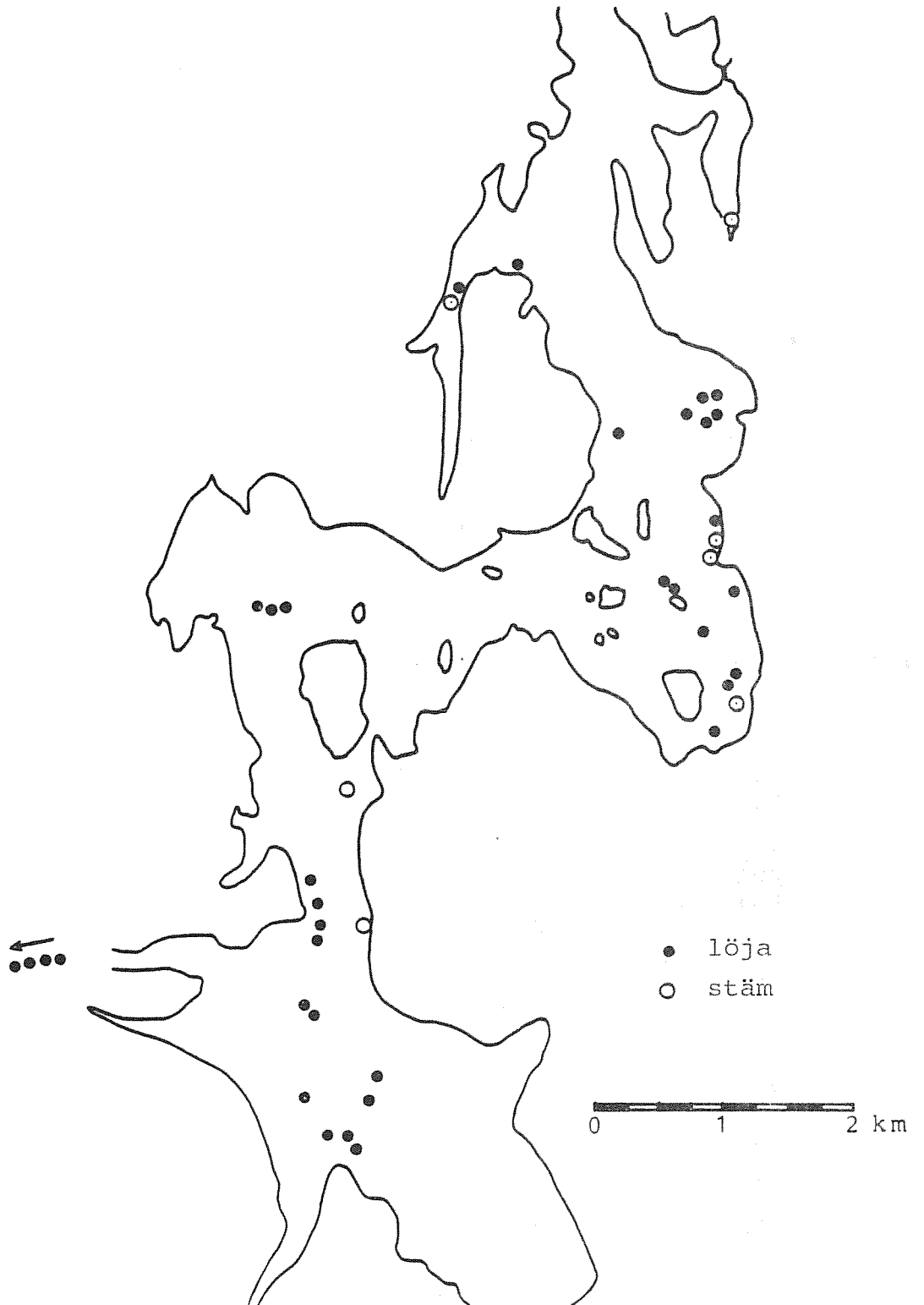


Fig. 103. Fångstplatser för stäm- och löjyngel inom mynningsområdet 1980 - 1982.

4.294 Gärs och stubbar

Gärs

Gärsen stiger på våren ända till Voitby fors och den förökar sig även i älvfåran. Leken pågår från slutet av maj till slutet av juni. Gulesäcksyngel påträffades 27.5. - 3.7. i älvfåran och i hela mynningsområdet. Även större yngel fångades, ofta vid älvbrinken. Gärsen var sällsynt i fångsterna i vegetationsvikar. Gärs fångades även utanför mynningsområdet i Lekmosund, vid Pudimosanden, vid Östersund osv. Gärs fångas i Köklot i ryssjor som bifångst. Enligt en del av intervjuuppgifterna har gärsen minskat i antal.

Stubbar

Inom undersökningsområdet påträffas åtminstone sandstubb, Pomatoschistus minutus (Pallas). Rom av sandstubb påträffades i Köklot 14. - 17.6.1982. Samtidigt påträffades pelagiska stubbyngel (3 - 5 mm). I månadsskiftet juni - juli påträffades pelagiska stubbyngel i Maxmo skärgård. Inte en enda stubb påträffades i mynningsområdet, men hösten 1982 fångades en sandstubb (14 mm) vid älvmyningen (Tottesund). Stubbarna har betydelse som näring för t.ex. abborre och gädda.

4.295 Storspigg och småspigg

I undersökningsområdet är storspiggen, Gasterosteus aculeatus L. allmän, men i mynningsområdet är beståndet litet. Vid Österfjärden har enstaka exemplar fångats åren 1980 - 82, mellan Söderfjärden och Sticksholmen har fångsterna uppgått till några hundra individ per år, medan 10 000 - 20 000 könsmogna individ fångats utanför mynningsområdet. Skärgårdsområdet dominerar helt i fråga om yngelproduktion. En försvinnande liten del av undersökningsområdets spiggyngel produceras i mynningsområdet. Fångsterna av storspigg är stora till slutet av juli, då en minskning av fångsten/varp kunnat observeras. Det är möjligt att storspiggen har betydelse som fiskyngelpredator i undersökningsområdet. Spiggynglen har betydelse som näring för bl.a. unga gäddor (avsnitt 4.24). Observationer tyder även på att spiggen är viktig näring för adulta gäddor.

Småspigg, Pungitius pungitius (L.) förekommer i undersökningsområdet, men beståndet är inte tätt. Av fångster på c. 1000 spiggar har färre än 10 varit småspiggar. Småspigg fångas även i de inre delarna av mynningsområdet. Beståndets täthet minskar inte lika drastiskt som storspiggsbeståndets täthet då man förflyttar sig från skärgårdsområdet mot mynningsområdets inre delar. Enstaka yngel av småspigg har observerats i bl.a. Österfjärden.

4.3 FISKET I KYRO ÄLVS HAVSOMRÅDE FRÅN 1960-TALET TILL SLUTET AV 1970-TALET

4.31 Vattenströmmarna och älvvattnets spridning enligt fiskarnas iakttagelser och deras betydelse för fisket

En sammanställning över hur fiskarna uppfattat strömriktningarna från Kyro älv har inritats i fig.104. Figuren visar situationen i slutet av 1970-talet då de stora förändringarna i Österhankmo sund och Lappsunds ån redan gjorts. Utbredningen av Kyro älvs vatten, som fiskarna iakttagit den under olika årstider finns presenterad i fig.105 -108. P.g.a. vattnets bruna färg har det varit möjligt att iaktta de förändringar, som ägt rum, och enligt uppgifterna har det bruna vattnet etappvis flyttat sig utåt. I början av 1970-talet och i mitten av 1970-talet ägde sådana förändringar rum. Vasa vattendistrikts observationer av salthalten (avsnitt 2.34) stöder fiskarnas observationer av älvvattnets spridning. Enligt Storberg (1983) har älvvattnets färgvärde även ökat.

De hydrologiska förändringarna i Kyro älv har under 1900-talet berott på meteorologiska förändringar, vattendragsarbeten, utdikningar och regleringen (Bilaletdin 1983b). Av dessa kan regleringar och förändringar i de meteorologiska förhållandena förorsaka bestående förändringar i vattendragets hydrologi. Alasaarela (1982) har visat att ökningen av flödet p.g.a. regleringen i Siikajoki, speciellt vintertid har utökat älvens influensområde i havet. Maxmo skärgård utgör en effektiv broms för älvvattnets spridning och de ökade flöden, som iakttagits i älven, får en samlad effekt i skärgården. Man kan iaktta att en större "flotte" av sött, brunt vatten blir kvar i närheten av älvens mynning. Det finns också endel uppgifter om förändrade isförhållanden i mynningsområdet och i Maxmo inre skärgård (Hudd et al. 1981). Den etappvisa förändringen i vattnets spridning, som blivit bestående, tyder på att orsaken inte enbart är meteorologiska förändringar i tillrinningsområdet.

Den rika materialtransporten från älven påverkar igenslamningen av bragderna i stort sett över det område älvens vatten sprider sig. Enligt många fiskare har rengöringstiden för bragderna ökat. Tabell 65 visar den tid, i medeltal, rengöringen av de olika bragderna kräver. Här avses rengöring från slam och påväxt, inte rengöring som förorsakats av oväder. Av tabellen framgår att rengöringstiden är längre i byarna närmare mynningen och att en ökning av nedsmutsningen av bragderna har ägt rum sedan 1960-talet. Ökningen av rengöringstiden är också större i byarna nära älvmyningen.

Älvvattnets kvalitet anses numera variera mycket snabbare och mer oregelbundet än tidigare. Förändringar i vattenkvaliteten sker också då väderleksförhållandena och flödessituationen inte kan förklara orsaken till de snabba förändringarna. Av denna anledning har många sagesmän anmärkt på de snabba förändringarna i älvvattnets färg. Vanligen är älvvattnet brunt men har ibland slagit om till grått och grönt och flera iakttagelser av flockning har gjorts (fig.105, 106, 108). I de inre delarna av Maxmo skärgård där havsvattnet under långa perioder påverkar vatten-

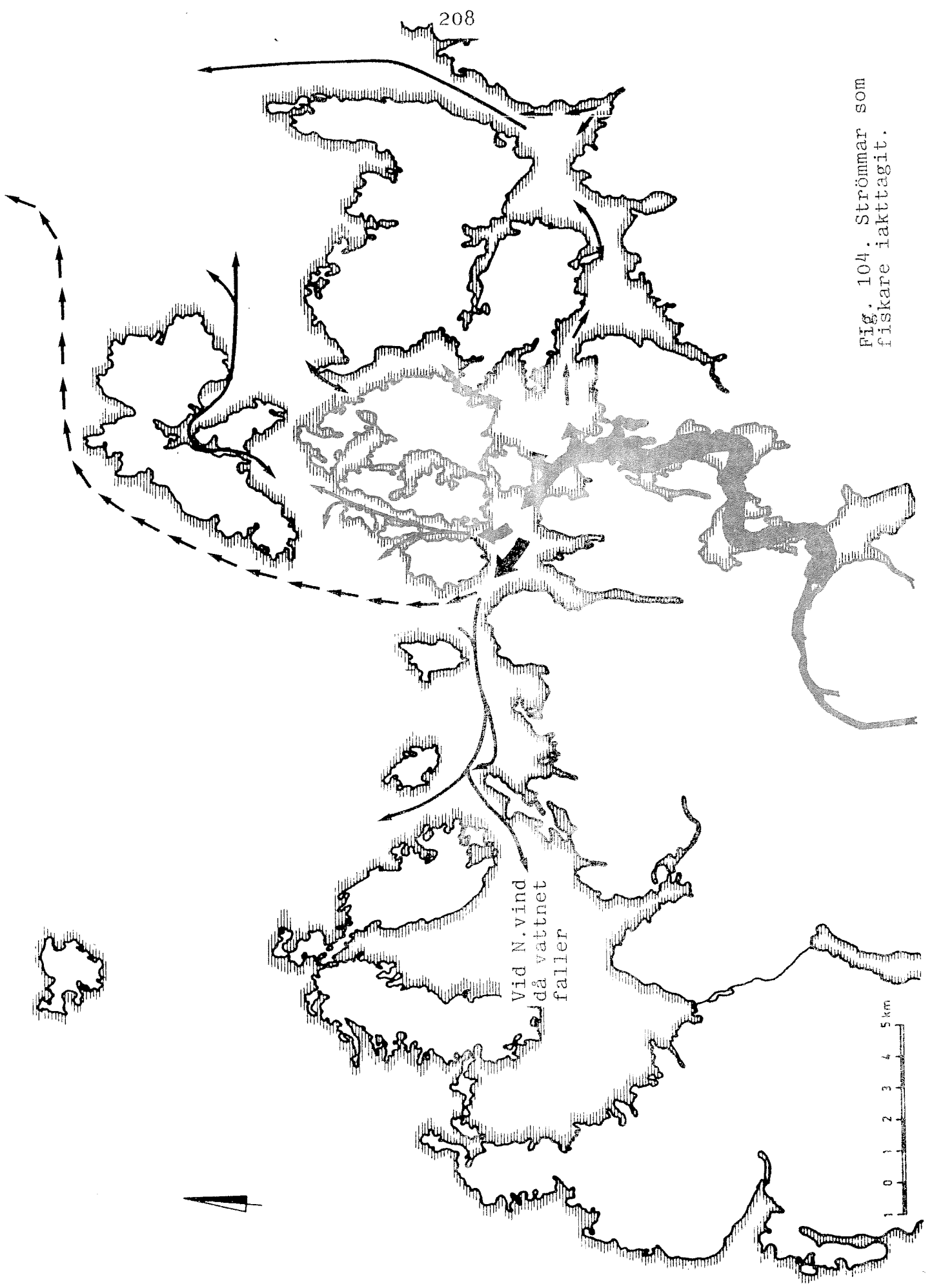


Fig. 104. Strömmar som fiskare iakttagit.

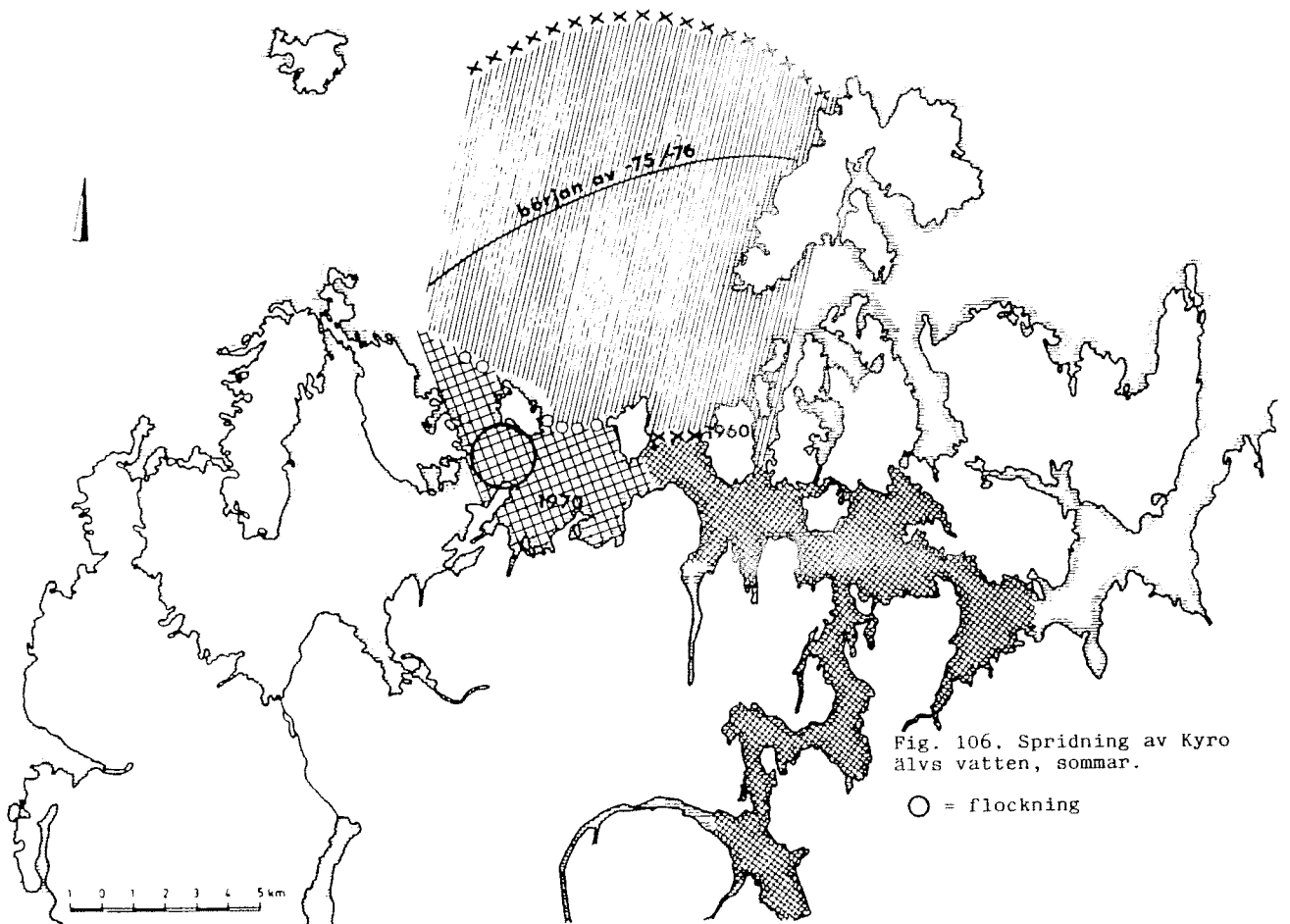
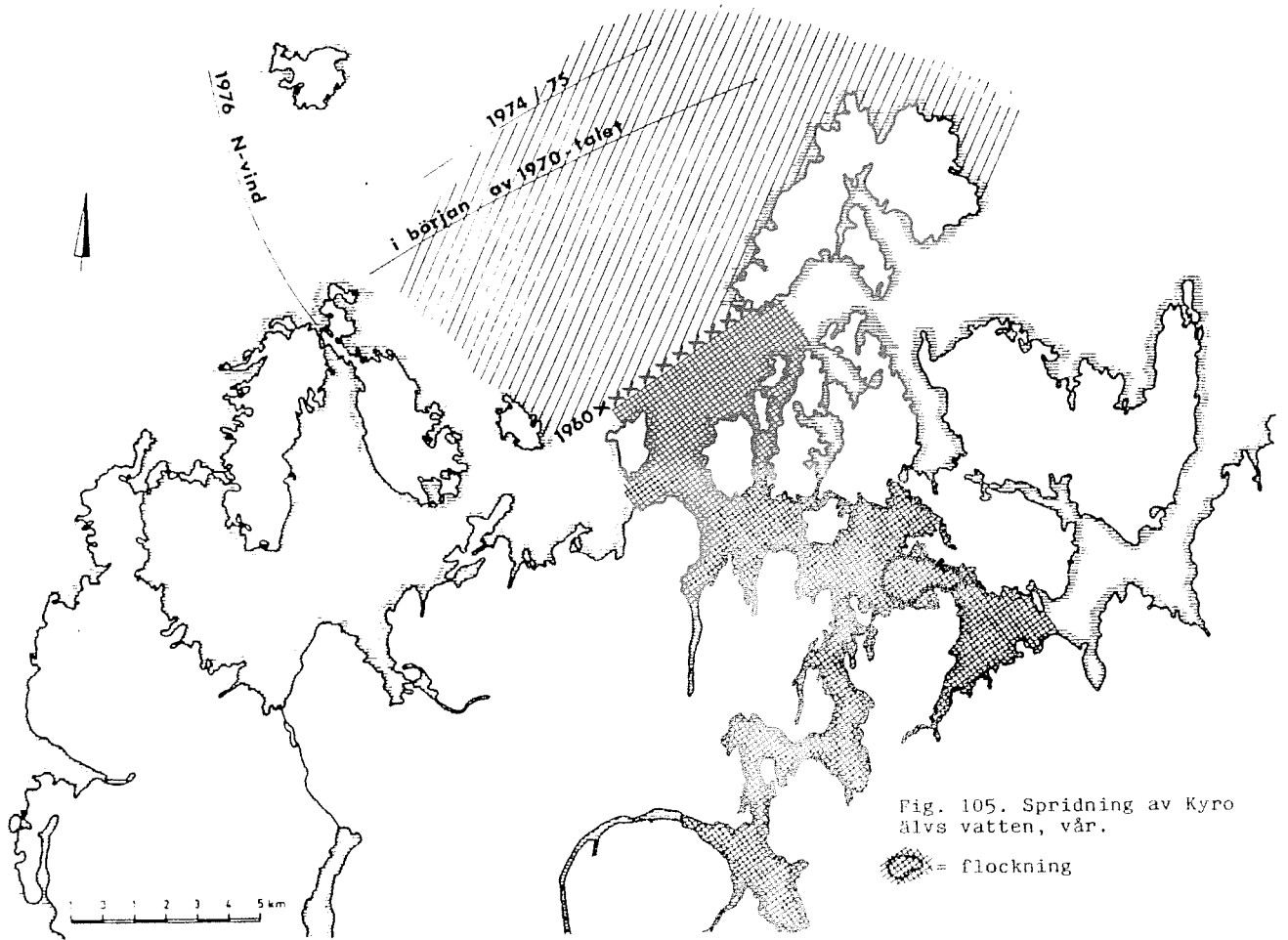
Vid N.vind
då vattnet
faller

Tabell 65. Rengöring av bragder (h, min) i yrkesmässigt fiske, ryssja/säsong, 50 nät/vecka.
Uttryckt som medeltal av det fiskarna uppgett.

	strömmingsryssja			norsryssja			fjällryssja			nät			is			öppet vatten						
	79/75	79/70	79/60-t	79/75	79/70	79/60-t	79/75	79/70	79/60-t	79/75	79/70	79/60-t	79/75	79/70	79/60-t	79/75	79/70	79/60-t				
Köklot	4,20	1,1	1,1	1,4	1	-	3,20	1	-	3,25	1	1	1	1	1	1,16	1	1	1,36	1	1	1
Iskmo	4,20	1,1	1,1	1,4	1	-	3,30	-	-	0	1	1	1	1	1	0,30	1	1	1	1	1	1
Jungsund	5	1	1,1	1,1	1	-	3,30	-	-	0	1	1	1	1	1	0,45	1	1	-	-	-	-
Petsmo	8	0,9	4,3	4,3	2	-	8	-	-	11,30	1	1	1	1	1	1,25	0,7	0,7	1,45	0,7	0,7	1,1
Österhankmo	4,30	1	1	1	1	1	8	1	1	11,30	1	1	1	1	1	0	1	1	16,30	1	1	1
Vassor-H.-K.																						
Tottesund- K:by										4	1	2	40			3,20	ökat		0	1	1	1
Kaitsor																						
Kvimo	6,30	1	1	1	1	0,9	5	1	1	3,10	1	1	1	1	1	9,45	1	1	12	1	1	1
Lövsund-Br.	6,00	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	5	1,1	1,1	1,45	1	1	1	1	1	15	1,2	1,2	8	1	-	-
Särkimo	8,15	1	1,8	2,6	2	-	4	-	-	2	20	20	20	20	20	3,45	1,1	1,1	2,20	1,3	1,3	2,7
Teugmo	5,30	1	1	1	1	1	5,30	1	1	0,50	1	1	1	1	1	1,40	1	1	1,20	1	1	1
Österö- Västerö	7	1	1	1	1	1	0	1	1	0,50	1	1	1	1	1							
Öxkangar	4,40	1,3	1,5	1,5	1	1	6	1	1	1	1	1	1	1	1	5,20	1,3	1,5	4,40	1,3	1,5	1,5

1) fiskar på samma vatten

2)



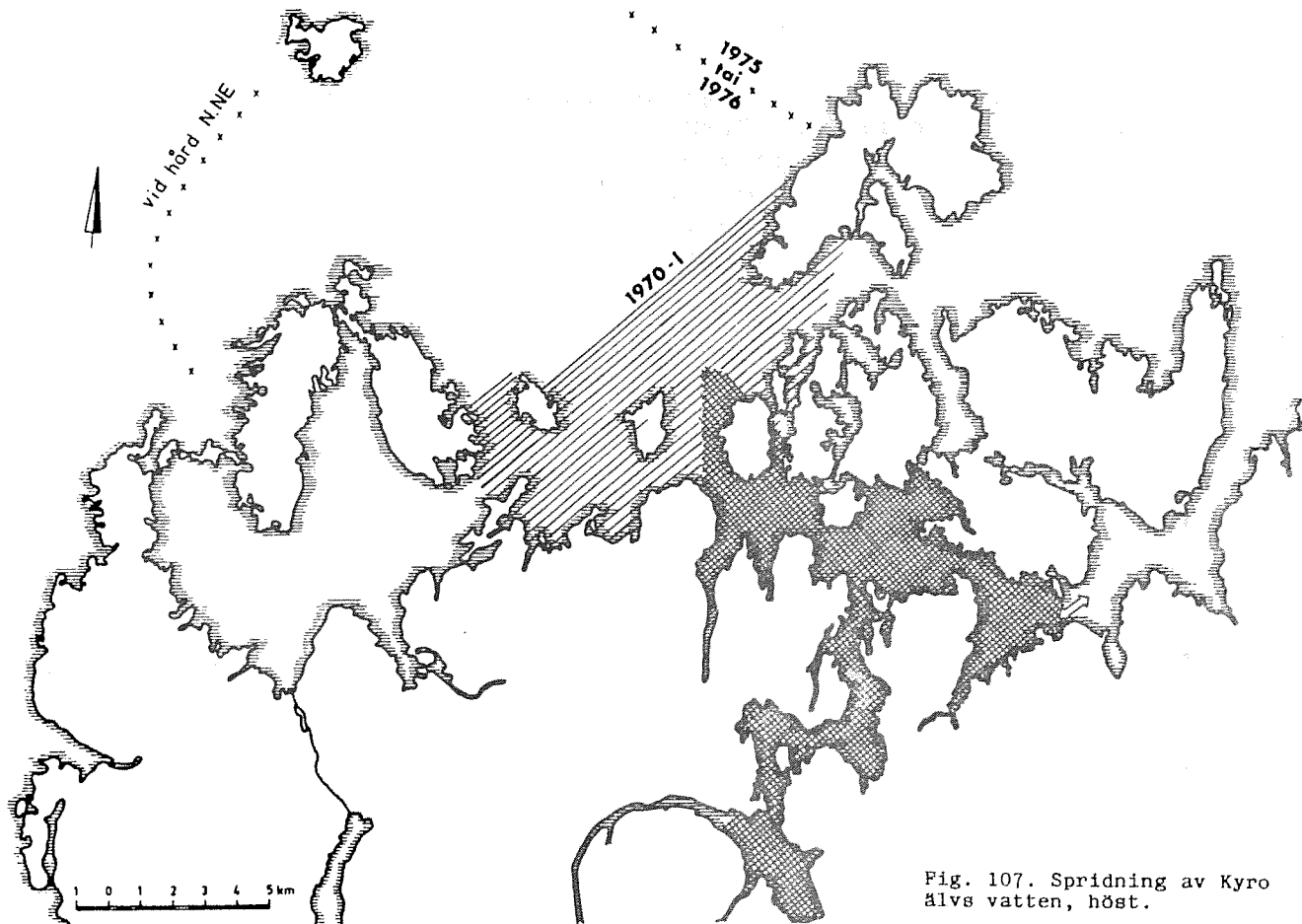


Fig. 107. Spridning av Kyro Alvs vatten, höst.

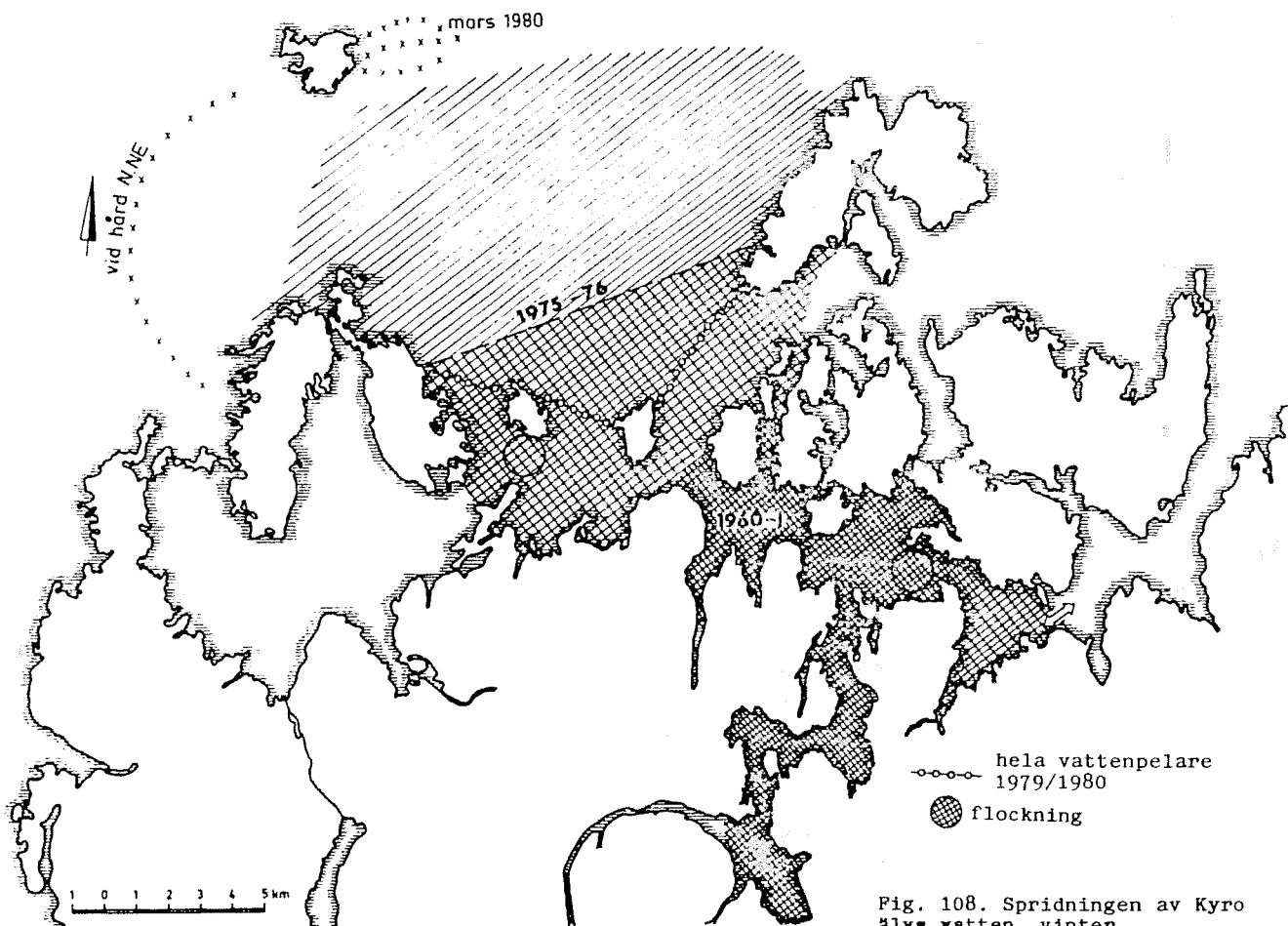


Fig. 108. Spridningen av Kyro Alvs vatten, vinter.

kvaliteten, har flera uppgifter om snabba uppblandningar av älvvattnet rapporterats. T.ex. 11 - 12 oktober 1981 förändrades vattnets färg i Särkimo över ett dygn till anmärkningsvärt mörkbrunt. Havsvattenståndet hade en lång tid hållit sig högt och vattnets färg hade i huvudsak varit jämn. Några dagar senare iaktogs också döda fiskyngel i Särkimo.

I månadsskiftet september oktober 1981 tömdes Kyrkösjärvi konstgjorda bassäng och orsaken till den snabba brunfärgningen kan möjligen vara denna (fig. 109). Det saknas dock intensivövervakningar över vad som sker med vattenkvaliteten efter och under tömning av bassängerna. Men vattnet i de konstgjorda sjöarna är oftast mycket mörkt (t.ex. Alasaarela 1982) och iakttas därför lätt.

De varierande och oregelbundna förhållandena i vattenkvaliteten och dessas effekter på fiskbestånden är den främsta orsaken till att fiskarna sökt sig längre utåt. Förskjutningen av fiskeområdena syns bäst i kartläggningen av fiskeplatserna för de enskilda arterna. Förskjutningen av fiskeområdena utåt belyses också av utvecklingen i fiskeredskapen, t.ex. används i Maxmo skärgård förhållandevis mera djupa siknät än i t.ex. Köklotområdet. De djupa siknäten har kommit i bruk under 1970-talet samtidigt som fisket flyttat utåt och blivit mera havsbetonat. De djupa siknäten förändrar såväl fångstansträngning som investeringsnivå radikalt. De djupa siknäten är 5 - 10 gånger dyrare än nät av normal storlek (A. Lindeman Oy). Antalet stora båtar för havsbetonat fiske har också i någon mån ökat i mitten av 1970-talet (tabell 15). Uppgifterna om fiskefärdens medellängd i hela området 1979 visas i figur 110.

Snabba förändringar i vattenkvaliteten har också påverkat fiskarnas vandringsbeteenden. Det finns flera iakttagelser över att lekvandringen avstannat och de uppstigande fiskarna har vänt eller uppehållit sig i bakvatten i skydd utanför vattenmassan från älven. Ofta sammanfaller avvikande vandringsbeteenden hos fiskarna med ovanligare företeelser i älvens övre lopp, t.ex. i december 1982 sjönk vattnets pH ända från Ilmajoki där det då var vinteröversvämning. Den ökade tömningen av Kyrkösjärvi på hösten 1981 var möjligen orsaken till utvandringen av lake från älven. Lake fångades då i Vassor, i Österfjärden och i Söderfjärden, d.v.s. där lakfisket upphört sedan 1960-talets slut (avsnitt 4.286). Eftersom dagliga fångstdagböcker inte finns tillgängliga har dessa uppgifter tecknats ner enbart på basen av intervjuer.

4.32 M a s s f i s k d ö d o c h f ö r e k o m s t e n a v d ö d f i s k i b r a g d e r

De mest drastiska följderna av snabba förändringar i vattenkvaliteten har förorsakat massfiskdöd upprepade gånger (Vattenstyrelsen 1973, Sevola et al. 1981). Inom området är uppgifter om massfiskdöd före 1970-talet fåtaliga och enligt Ernst August Mitts (muntl. 1980) är företeelsen över stora områden fullständigt ny fr.o.m. 1970-talet. Under 1950-talet och 1960-talet observerades inte massfiskdöd i området. Från Vassor finns däremot uppgifter om en större fiskdöd på hösten i början av 1940-

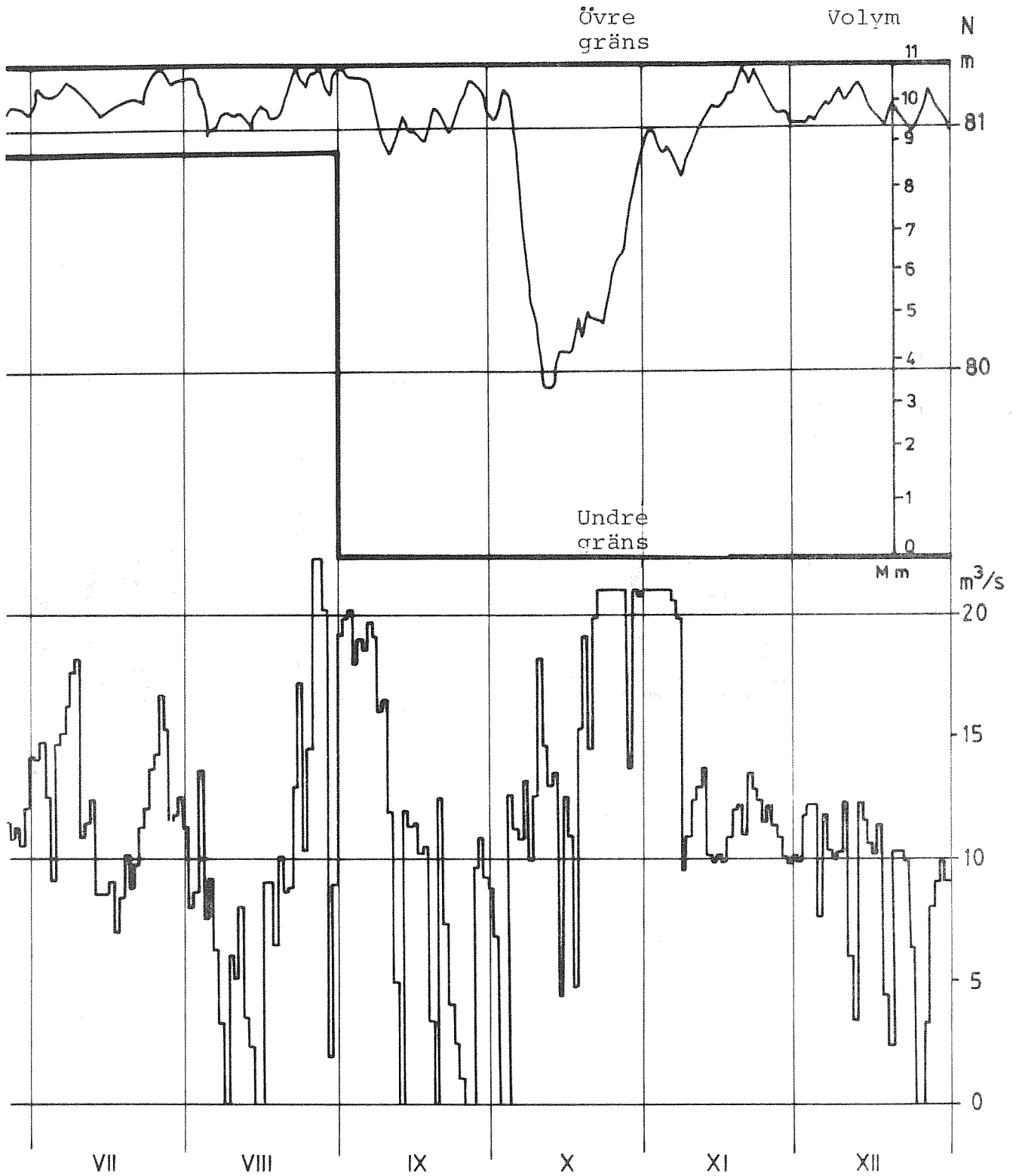


Fig. 109. Kyrkösjärvisbassängens reglerings- och flödesdiagram 1981 (Vasa vattendistrikt, opubl.)

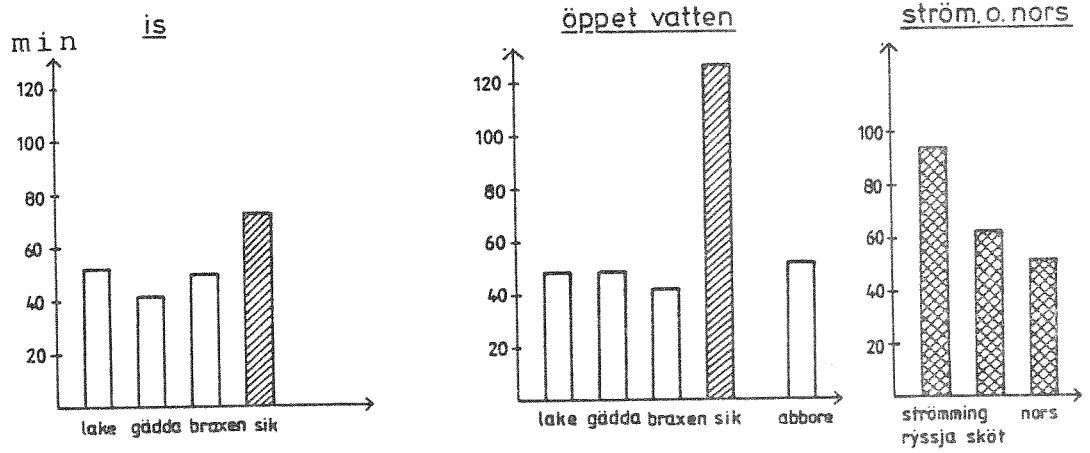


Fig. 110. Fiskefärdens medellängd vid olika fisken 1978 - 1979 inom undersökningsområdet.

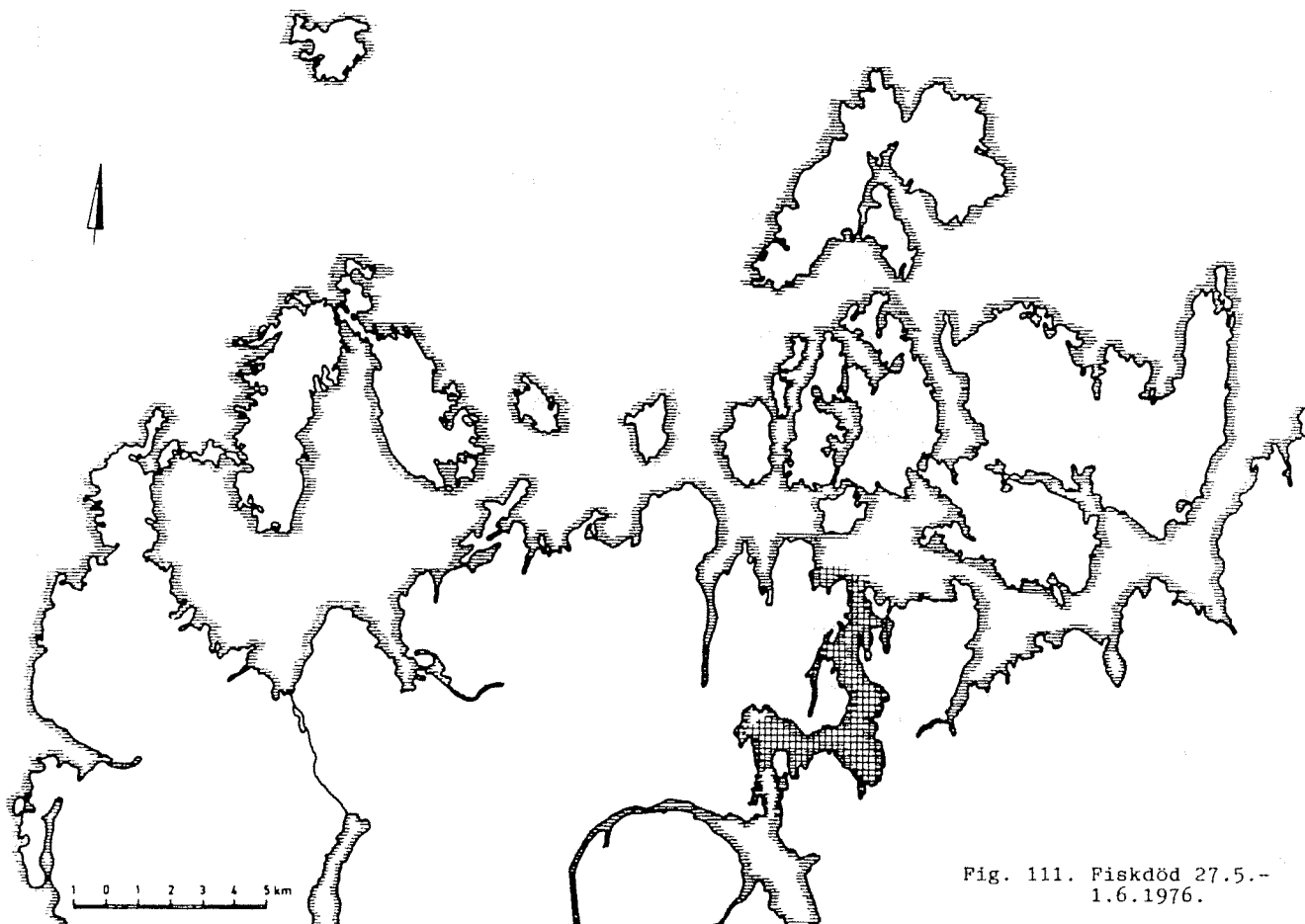


Fig. 111. Fiskdöd 27.5.-
1.6.1976.

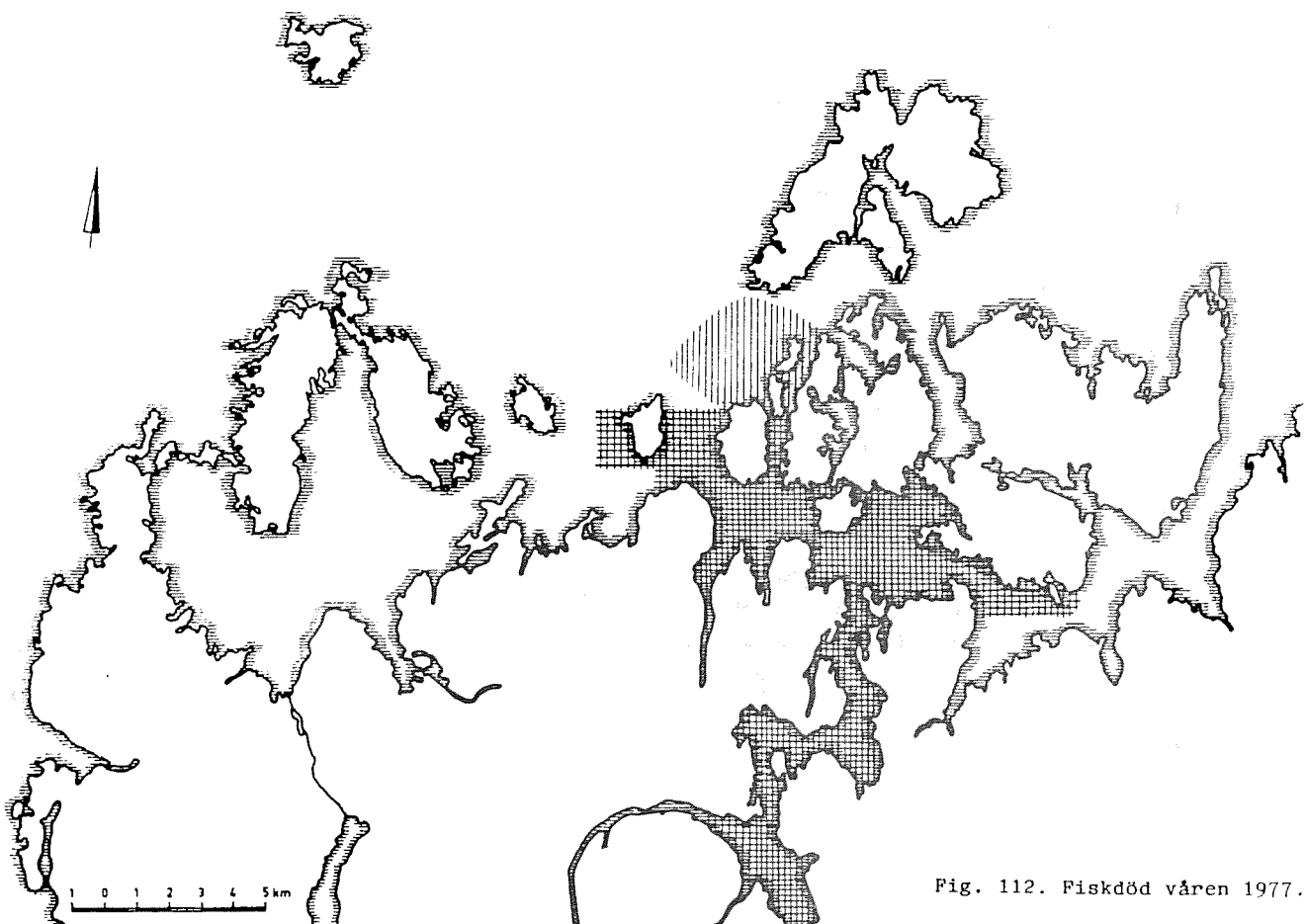


Fig. 112. Fiskdöd våren 1977.

talet. Fisk dog även i september 1937. Den första upptecknade fiskdöden inträffade 1834 (Vattenstyrelsen 1973). Fisk dog även 1895-96 i älven och i Vassor fjärd (Anon. 1896). Massfiskdöden 1969, 1970, 1971 och 1972 finns delvis dokumenterad (Vattenstyrelsen 1973). År 1976 förekom på basen av tidningsnotiser en större fiskdöd i de inre delarna av undersökningsområdet (fig. 111). År 1977 inträffade den hittills längst spridda massfiskdöden (fig. 112). Då upptäcktes död fisk redan under isen på vårvintern. Våren 1979 förekom åtminstone i de innersta delarna t.ex. Österfjärden en relativt omfattande men snabbt övergående fiskdöd (R. Hudd egna obs.). I de mest utsötade delarna av området har sedan 1960-talets slut upprepade gånger fisk dött i bragderna speciellt under vårfisaket, men ibland också på vintrarna. Många sagesmän förknippar de återkommande förekomsterna av död fisk i bragderna på vårarna, med att pumpstationerna i Vassor och Kvevlax i samband med tjällossningen pumpar ut surt vatten. Uppgifterna om spridda förekomster av fiskdöd och onaturliga förekomster av död fisk i bragderna finns sammanställda i fig. 113 och tabell 66. Enligt uppgifterna från tidningsnotiser och intervjuer tycks förödande fiskdöd inte ha förekommit vårarna 1973, 1974 och 1975. Vårarna 1979, 1980, 1981 och 1982 förekom inte vidsträckt massfiskdöd. Mindre mängder död nors har observerats flere vårar vid sura utflöden. Uppskattningar av mängden död fisk och effekterna på bestånden ges i 5.1.

4.33 F ö r ä n d r i n g a r i f å n g s t e n s a r t s a m m a n - s ä t t n i n g

Fisket inriktade sig ännu på 1960-talet på ett flertal arter, som kunde fiskas nära hemorten. Fångsttopparna av de olika arterna avlöste varandra och endast under de värsta menförestiderna och under högsommaren var fisket mindre. Kännetecknande för fiskets utveckling har varit att det numera mer och mer inriktar sig på sik långt ute till sjöss. Samtidigt som utvecklingen generellt varit den har fisket i byarna innanför Tottesund s.g.s. helt förlorat sin karaktär som yrkesfiske. Detta belyses i tabell 67, som visar Österbottens fiskarförbunds medlemsföreningars yrkesmässigt fiskande medlemmar från 1960 - 1981.

I figurerna 114 - 115 jämförs den till partihandeln sålda fångstens fördelning inom året och den uppköpta sikfångstens förhållande till uppköpet av 5 andra "fjällfiskar". På 1960-talet var sikfångsten inte i någon månad större än den sammanlagda fångsten av de övriga 5 arterna. Samtidigt som man kan se att de 5 övriga arterna fiskas betydligt kortare tid på året i slutet av 1970-talet, ser man också att deras betydelse i fångsten i förhållande till sikfångsten har sjunkit speciellt från sensommaren till slutet av hösten. Uppköpen av alla andra arter förutom sik har blivit märkbart mindre (fig. 115). Eftersom två partifirmors uppgifter från 1960-talet inte finns tillgängliga är situationen i verkligheten förmodligen ännu mera markant. Den stora ökningen av sikfångsterna i slutet av 1979, vilka beror på de stora årsklasserna 1977 - 78, skulle från och med 1979 accentuera förhållandet ännu mera.

Tabell 66. Fiskdöd i mindre omfattning och onaturlig förekomst av död fisk i bragderna under 1970-talet och 1980. Siffrorna hänvisar till fig. 113.

Område	Fiskart	Bragd	Tidpunkt
1. Iskno sund	alla arter		efter grävning på 70-t
2. Långviken	gädda, lake	nät	ibland på vårvintern
3. Hylpetfjärden	agn.	saxar	vårvintern
4. Käcklotfjärden	gädda, lake	saxar, krokvar	senvinter, före snösmältning.
5. Hamfjärden-Lillviken	braxen, id, mört	ryssja, nät	varje år sedan pumpst. kom på 60-t
6. Östertöbrunnarna	gädda	nät	vinter för ett par år sedan
7. Östertöbrunnarna	abborre	nät	grunt vatten mitt i sommaren
8. Tallot	nors, braxen	ryssja	en gång på 70-t
9. Harapois	strömning	ryssja	70-t varje vår något dygn
9. Kalotfjärden	lake	krokvar, nät	s.g.s. varje vinter på 70-t
9. Längs Västerö	strömning	ryssja	vårar på 70-t, spec. 1980
9. Laipkroken	lake	krokvar, nät	s.g.s. varje vinter på 70-t
9. runt Österhankno	alla arter	ryssja, nät	s.g.s. varje vår något på 70-t
9. Peuskofjärden	braxen, lake, nors	ryssja, nät	s.g.s. varje vinter och vår på 70-t
9. Maxmo, Öskatan	alla arter	ryssja, nät	s.g.s. varje år på 70-t
9. Kvimofjärden	braxen, lake, nors	ryssja, nät	s.g.s. varje vinter och vår på 70-t
9. Djupfjärden-Jossisfjärden	mört, braxen	nät	s.g.s. varje vår på 70-t
9. Söderfjärden	alla arter	nät, delvis saxar	s.g.s. varje år på 70-t
9. Österfjärden	braxen, id, mört	ryssja, nät	s.g.s. varje år sedan slutet av 60-t
9. Vasseorfjärden	alla arter	ryssja, nät	s.g.s. varje år under 70-t
10. sydspetsen av Västerö	strömning	ryssja	senare delen av 70-t, s.g.s. varje vår
10. Särkimofjärden	alla arter	nät	de senaste 4-5 åren
10. Pudimofjärden	alla arter	ryssja, nät	vinter, vår, försommar sedan 1977
10. "Baklöjsviken"	strömning	ryssja	tidvis de senaste 5-7 åren
11. Harapois	braxen	nät	mars 1978
12. Tottesund	braxen	ryssja, nät	våren 1979
13. Hällnäs-Jossisfj.	lake	nät	jultid 1979
13. Pudimofjärden	braxen, storsik	braxennät	nov. 1979
13. Matilot nära utfalldike	gädda	nät	vintern 1979
14. Karperöbäckens mynning	braxen, mört, gädda, abborre		våren 1980
14. Laipkroken	lake	nät	jan.-febr. 1980
14. S om Västerö	sik, lake	nät	jan., febr. 1980, enstaka alla nätter
14. Kinholm-Vilkno	5-6 kg sik, 25 kg lake	nät	jan., febr., mars 1980
14. Östersundet	lake, gädda	ryssja	vintern 1979-80, febr.
14. Tosplots sund	bl.a. lake	ryssja	början av jan. 1980
14. Tottesund	gädda, lake	nät	jan. 1980, några veckor
14. begravningsplan-Getholmen	braxen-abborre	ryssja	våren 1980
14. Lakastenarna	nejonögon		jan., febr. 1980
15. N om Harapois	strömning	ryssja	försommaren 1980
16. Peuskofjärden	braxen, lake, gädda	ryssja, nät	sommaren 1980
17. Maxmo Norr-fjärden	bl.a. braxen		efter grävning av kanal till kyrkan

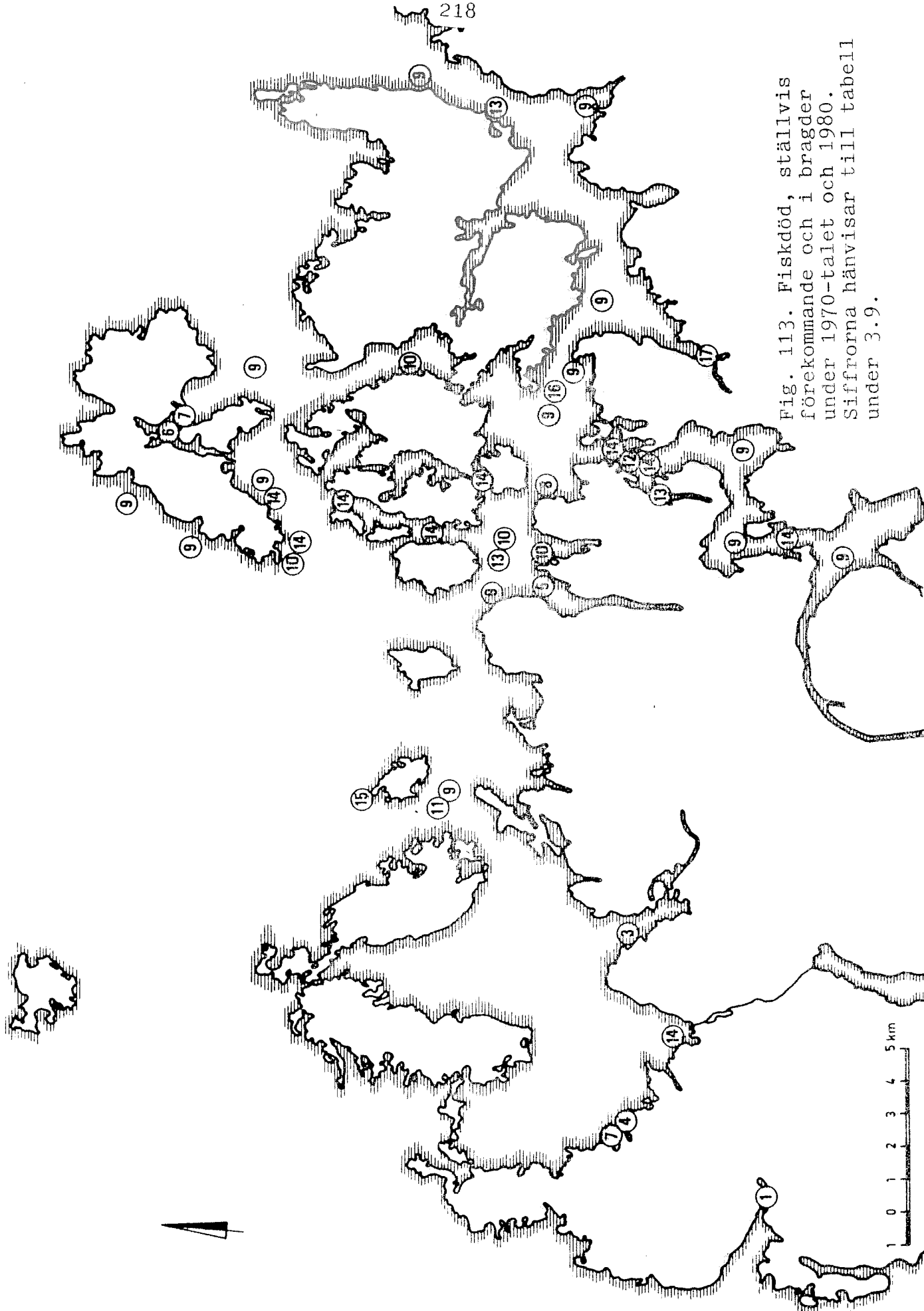


Fig. 113. Fiskdöd, ställvis
förekommande och i bragder
under 1970-talet och 1980.
Siffrorna hänvisar till tabell
under 3.9.

Tabell 67. Medlemmar i ÖBFs medlemsföreningar som bedriver yrkesmässigt fiske.

	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82
Köklot	17	18	13	16	14	12	12	14	17	17	17	16	16	16	16	6	16	12	8	9	8	8	8
Iskmo	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	19	19	19	19	19	12	12	12	11	11
Jungsund	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Petsmo	17	18	24	22	14	10	11	9	7	7	7	7	7	7	6	5	5	5	5	5	5	5	5
Österhankmo	x	x	x	x	x	x	15	15	5	5	5	6	6	6	6	6	6	12	8	8	8	6	6
Vassor-																							
Hagnäs-Kuni	20	11	12	16	8	8	8	8	8	8	8	3	3	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-
Tottesund	2	2	2	2	x	x	6	2	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	6	6
Kaitisor	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
Kvimo	11	11	11	11	20	9	10	8	5	5	5	6	6	6	6	5	6	6	6	7	7	7	7
Lövsund-																							
Brudsund	11	12	11	10	14	14	14	10	10	10	10	9	9	9	9	9	15	15	12	11	12	10	10
Särkimo	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	21	21	21	21	30	30	17	23	23	25	25	21	21
Teugmo	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	3	3	6	6	3	3
Österö-																							
Västerö	31	31	31	31	25	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	17	17	17	17
Oxkangar	27	13	15	20	18	18	12	16	14	14	14	14	14	14	14	14	x	11	11	8	8	8	8
Oravais	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-	-	-
Karjat	5	8	10	8	33	2	19	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-
Bertby-Palvis	17	17	7	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x
Hankmo	17	11	20	17	17	17	17	17	17	17	17	5	5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Karperö-																							
Värflax	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1	2	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Σ	203	180	184	198	191	133	167	145	136	137	123	113	130	135	125	112	131	110	114	114	114	102	102

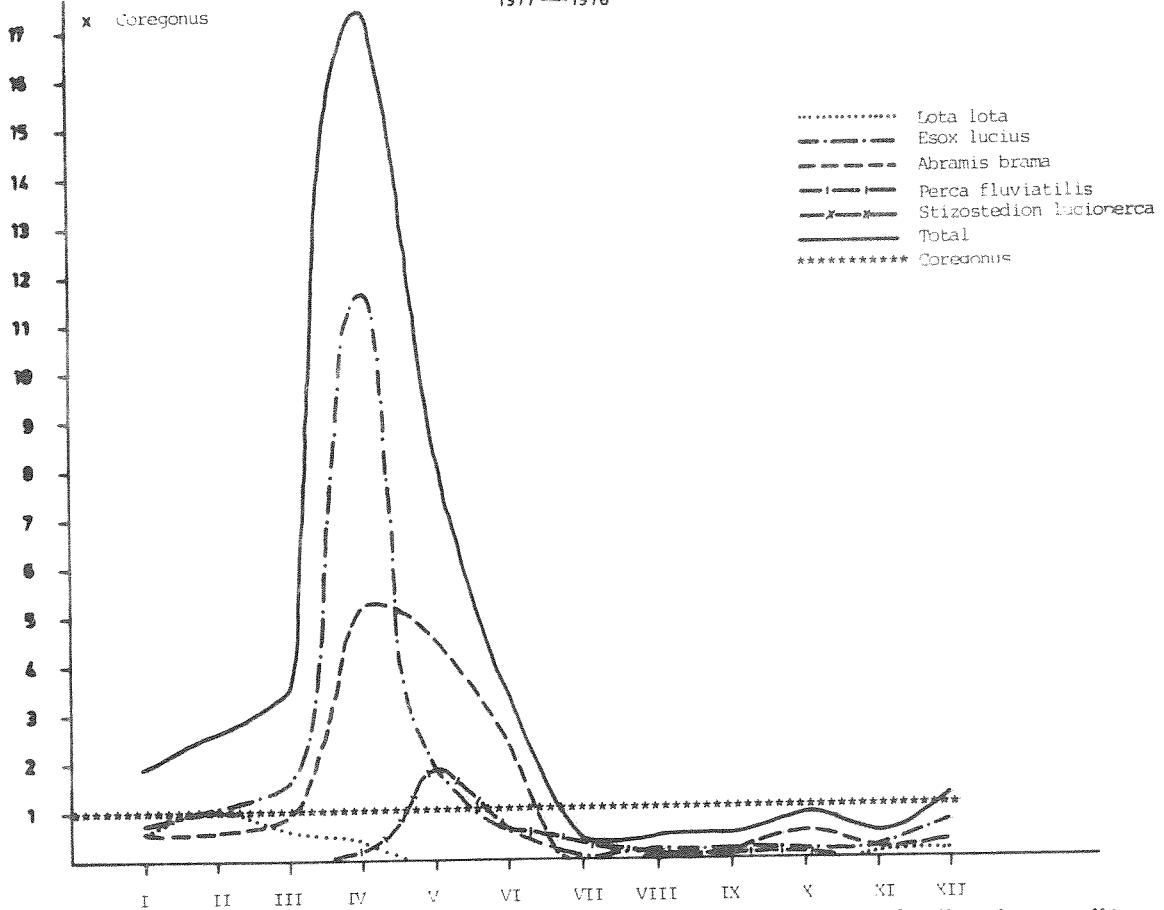
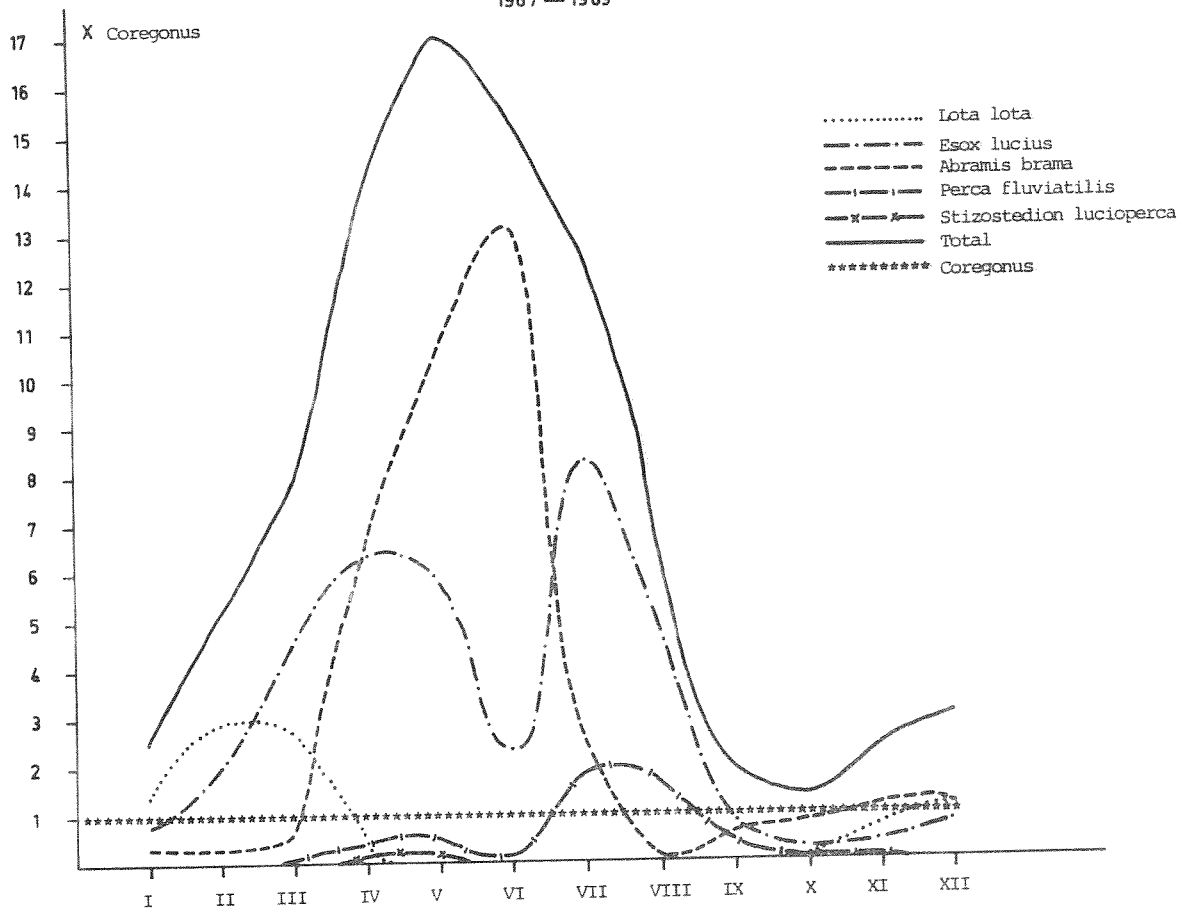


Fig. 114. Förhållandet mellan sikuppköpen och övriga sötvattensarter 1967 - 1969. Sikuppköpen = 1.

Fig. 115. Förhållandet mellan sikuppköpen och uppköpen av övriga sötvattensarter 1977 - 1978. Sikuppköpen = 1.

5 S L U T S A T S E R

5.1 MILJÖFÖRÄNDRINGARNAS EFFEKTER PÅ FISKBESTÅNDEN OCH FISKET

5.11 I n f l u e n s o m r å d e t s o m f a t t n i n g

En miljöförändrings influensområde kan delas upp i flere zoner (Hildén & Lehtonen 1982). Den innersta zonen är det område inom vilket en miljöförändring förorsakar mätbara förändringar i vattenkvalitet eller den fysiska miljön. I Kyro älvs mynningsområde och mynningskärgård består denna zon av det område som direkt påverkas av förändringar i älvens vattenkvalitet och vattenföring, samt av det område som påverkats av vattenregleringsarbetenas ingrepp. Området kan avgränsas med hjälp av observationerna av vattnets salthalt (avsnitt 2.34), förekomsten av fiskdöd (som är en direkt följd av förändringar i vattenkvaliteten), förändringen i bragdernas nedsmutsning (som i främsta hand beror på en ökning av mängden organiskt material från Kyro älv) samt observationer av förändringar i fiskars vandringsbeteende. Denna avgränsning omfattar de direkta ingreppen i mynningsområdet. Det nuvarande influensområdet är bara en del av Kyro älvs tidigare influensområde. Orsaken till minskningen är avstängningen av mynningsarmar. I yt- och strandvattnen sträcker sig influensområdet från Harapois till Österö. Tidvis sträcker sig influensområdet till NW-Köklot och Stubben (Munsala). Från Östersund och Pudimo till Kvimo påverkas hela vattenmassan av Kyro älvs vatten. Influensområdet påverkas av varje miljöförändring som påverkar vattenkvaliteten i Kyro älv. Effekternas omfattning är en funktion av vattenkvalitetsförändringens storlek.

Det biologiska influensområdet bestäms av beståndens spridningsområden och de naturliga vandringarna i mynningsområdet och mynningskärgården. Med hjälp av märkningsresultaten och uppgifterna om fiskets fenologi kan man slå fast det biologiska influensområdet för de kommersiellt viktiga fiskarterna i Maxmo och Korsholms skärgårdsområde. Det biologiska influensområdet kan ha reducerats i och med att beståndens storlek minskat. Populationernas randområden kan falla bort då tätheten minskar i de inre områdena.

Strömmingen, norsen, siken, örningen, braxen och laken är de arter som har det vidaste spridningsområdet. Av arterna har nors, braxen och lake märkts i det område vars vattenkvalitet direkt påverkas av Kyro älv. Uppgifter från andra områden visar, att örningen (Toivonen & Ikonen 1978), siken (Lehtonen 1979, Ikonen 1982) och strömmingen (Parmanne & Sjöblom 1982c) har spridningsområden som är lika stora eller större än de i Kyro älvs influensområde märkta arternas spridningsområden. Det biologiska influensområdet för denna grupp av arter omfattar därför åtminstone hela Maxmo skärgård och skärgården öster om linjen Alskat - Mickelsörarna (avsnitt 4.2). Influensområdet varierar artvis beroende på artens biotopval. T.ex. lakens influensområde sträcker sig ut mot Östra Glippet. Den yttre gränsen för influensområdet är lätt att definiera endast i det fall att lek- och yngelproduktionsområdena är begränsade till vattenkvalitetens influensområde. Ifall förökning också sker i angränsande områden, "späds" det bestånd som direkt påverkas av älvvattnet gradvis ut av närliggande bestånd ifall fiskeområdet är enhetligt. Det biologiska influensområdet för braxen är förhållandevis lätt att avgränsa, eftersom

braxens lekplatser i norra Kvarken numera begränsar sig till de områden som direkt påverkas av vattenkvaliteten i Kyro älv. Influensområdet för laken är också relativt lätt att definiera. En viss osäkerhet råder beträffande förökningen i Köklotområdet. Resultaten av yngelundersökningarna tyder på att Köklotområdets delbestånd inte längre har stor betydelse för lakfisket inom undersökningsområdet. Tidigare var delbeståndet i Köklotområdet också direkt beroende av Kyro älv, genom att vattnen i Köklot påverkades av Lappsundsån. Influensområdena för strömming och sik är svåra att definiera, eftersom förökning också sker t.ex. ytterom Köklot (Ehnholm 1951: strömming) och vid Mickelsörarna (Lehtonen 1981: sik). Dessutom blandas de lokala sikbestånden upp av förbivandrande vandringsik, i fångstprov från Mickelsörarna är vandringssikens andel omkring 50 % (Lehtonen 1981). Vandringssikens andel av fångstens vikt är större (avsnitt 4.23) eftersom vandringssikarnas medelvikt är större än de havslekande sikarnas medelvikt.

Inom det influensområde som bestäms av ovannämnda arter finns flere abborrbestånd. De abborrar som leker inom det område som direkt påverkas av Kyro älv sprids över hela Maxmo skärgård, medan de abborrar som leker i Köklotområdet inte längre påverkas direkt av älvens vattenkvalitet. Tidigare, då Lappsundsån var en del av Kyro älvs mynning påverkades också Köklotabborrarna av Kyro älvs vattenkvalitet.

Gäddan är den mest lokala av undersökningsområdets kommersiellt viktiga fiskarter och inom undersökningsområdet finns troligen flere bestånd. Det biologiska influensområdet för de bestånd som är beroende av Kyro älv sammanfaller därför i stort sett med det område vars vattenkvalitet påverkas av Kyro älv.

Uppgifter om arter som numera nästan är försvunna, men som tidigare haft en viss ekonomisk betydelse, såsom iden och harren, är bristfälliga. Iden är en semianadrom fisk, men uppgifter finns om lek i små vattendrag och vikar (Segestråle 1983). Influensområdet för iden har därför knappast varit större än det som avgränsas av t.ex. lakens och braxens spridningsområden. Harrens vandringsbeteende är bristfälligt känt, men de uppgifter som finns tyder på att vandringsarna är relativt korta (Seppovaara 1982).

På basen av ovanstående kan man således slå fast, att Kyro älvs nuvarande fiskbiologiska influensområde omfattar Maxmo och Köklot skärgårdar samt området mellan dem ända till Mickelsörarna och Monåfjärden.

Det ekonomiska influensområdet bestäms av var och av vem de arter som är beroende av Kyro älv fiskas samt av hur områdets fiskerier påverkas av förändringar inom det fiskbiologiska influensområdet. Det ekonomiska influensområdet omfattar även det område inom vilket miljöförändringarna i Kyro älv krävt en ökad arbetsinsats i fisket, t.ex. i form av förlängd rengöringstid för bragderna.

Traditionellt har fisket i norra Kvarken varit ett kustnära skärgårdsfiske inriktat på flere fiskarter (avsnitt 4.33). Då miljöförändringarna ledde till att de kustnära fiskeområdena gick förlorade måste fisket för att överleva övergå till ett mer havsbetonat fiske. Här skiljer sig utvecklingen i Maxmo och norra Korsholm från utvecklingen där miljöförändringar inte skadat fisket. Medan en viss nyinriktning på det lönsamma sikfisket är naturlig ur ekonomisk synvinkel kan inte förlusten av de kustnära fiskeplatserna förklaras utan att hänvisa till utvecklingen i fiskebestånden. Tidigare kunde sik fiskas i den inre skärgården t.ex. i Pudimo

och Peusko fjärdarna (Vattenstyrelsen 1973) men sedan 1970-talet har fångsterna varit små. Därigenom har miljöförändringarna i Kyro älv fått ett fiskeriekonomiskt influensområde som sträcker sig längre än det fiskbiologiska influensområdet. Då fisket övergick till fiske med ensidigare betoning på sik ökade konkurrensen om sikresurserna. Så länge sikbeståndet ökar som det gjort efter starka årsklassen 1976 leder strukturförändringen i fisket inte till skadlig konkurrens. Om de naturliga sikbestånden hotas av utvecklingen, är det möjligt, att man blir tvungen att minska fiskedödligheten för att kunna bevara de naturliga bestånden. Denna situation har redan uppstått i laxfisket (Toivonen 1983). Går utvecklingen därefter har de forna skärgårdsfiskarna inget att falla tillbaka på, om inte de kustnära bestånden repat sig.

5.12 U p p s k a t t n i n g a v e f f e k t e r n a s s t o r - l e k

Miljöförändringarna i Kyro älv beror på utdikningar (skogsmark, åkermark, myrar), utsläpp av avloppsvatten och vattendragsarbeten (inklusive vattenregleringsarbeten). De förändringar som mest påverkat mynningsområdets fiskerier sedan 1969 hänger samman med försurningen av Kyro älv, eftersom någon direkt försämring i den övriga vattenkvaliteten inte kunnat observeras. Förändringar i den övriga vattenkvaliteten kan ha påverkat fisket (t.ex. strömming (avsnitt 4.21)). Förändringen i vattnets pH värde kan användas som indikator för alla de förändringar, som sker då vattendraget försuras, men man bör hålla i minnet att t.ex. förhöjningen av vattnets metallhalter kan vara en lika viktig orsak som minskningen i pH värde till de förändringar som kan ses i fiskbestånden. Uppgifter om övriga vattenkvalitetsvariabler är emellertid bristfälliga, i synnerhet i mynningsområdet (Storberg 1983).

Flere försök har gjorts för att förklara uppkomsten av massfiskdöd. Vattenstyrelsen (1973) ger ingen direkt förklaring, men låter förstå att uppkomsten av massfiskdöd beror på flere i huvudsak naturliga faktorer. Alasaarela (1983) förklarar förekomsten av massfiskdöd utgående från älvvattnets surhet, som enligt teorin bestäms av förhållandet mellan vattenföringen från littorinaområdets bäckar och vattenföringen i Kyro älv.

De tillgängliga uppgifterna om de tidigare fallen av massfiskdöd är relativt bristfälliga och därför är varje försök att förklara uppkomsten av dem delvis spekulativt.

De uppgifter som finns om massfiskdöd under tidigare år visar att massfiskdöd förekom åtminstone två gånger 1834-1900. Två till tre fall har även registrerats under perioden 1900-1968 (avsnitt 4.32). Endast två av dessa fall av massfiskdöd (1895-96 och 1940-talet) har sträckt sig till Vassor fjärd. Mindre fall av fiskdöd har troligen inträffat i älven utöver de större händelser som upptecknats (Vattenstyrelsen 1973). Även om man beaktar mindre fall av fiskdöd kan man slå fast, att massfiskdöd inte varit något vanligt eller regelbundet fenomen. Skulle det ha varit fallet hade Kyro älv aldrig kunnat vara den fiskrika älv t.ex. Ehnholm (1981) ger uppgifter om. Ifall massfiskdöd inträffat regelbundet kunde man också vänta sig hänvisningar till händelserna i beskrivningar av Kyro älv, men dylika saknas.

Man kan därför konstatera, att situationen i Kyro älv under 1970-talet, då omfattande massfiskdöd förekom 4-5 år av 10 och då massfiskdöd för första gången observerades i skärgårdsområdet utanför älvmynningsområdet, inte var naturlig. Den försämrade vattenkvaliteten kan knappast ha varit en följd av naturliga fluktuationer i de hydrologiska förhållandena, eftersom man då kunnat vänta sig att liknande situationer uppstått med en viss regelbundenhet. T.ex. Welcomme (1979) påpekar att även extrema förhållanden i hydrologin har en viss regelbundenhet. Utgår man ifrån att förhållandena under början av 1970-talet var extremt ovanliga och att liknande förhållanden uppträder med en frekvens på högst 1 gång/150 år (1830-1980) kunde man vänta sig att finna extremvärden i någon eller några av de hydrologiska och klimatologiska variabler som mäts. Uppgifter som skulle stöda detta finns inte. De uppgifter som finns om grundvattennivån och nederbörden vid Vasa flygfält (fig. 116 och 117) tyder inte på extrema förhållanden. Temperaturutvecklingen var inte heller extrem (avsnitt 2.35). Man kan därför med stor tillförsikt hävda, att förekomsten av massfiskdöd 1969-72 och 1976-77 inte var "naturlig". Förutom den ovanliga förekomstfrekvensen bör man beakta mängden död fisk och att massfiskdödens spridning sedan 1969 vida överträffat de tidigare observerade fallens omfattning. Därtill kan man konstatera, att massfiskdöd endast delvis uppträtt synkroniskt i österbottniska vattendrag. Skulle förekomsten av massfiskdöd enbart vara en följd av klimatologiska och hydrologiska förhållanden, borde massfiskdöd inträffa synkront i närliggande vattendrag, vilket skett endast i ringa utsträckning. T.ex. har massfiskdöd inte observerats synkront i Närpes eller Malax å, trots att deras tillrinningsområden till stora delar består av littorina leror och trots att deras hydrologi påminner om Kyro älvs hydrologi.

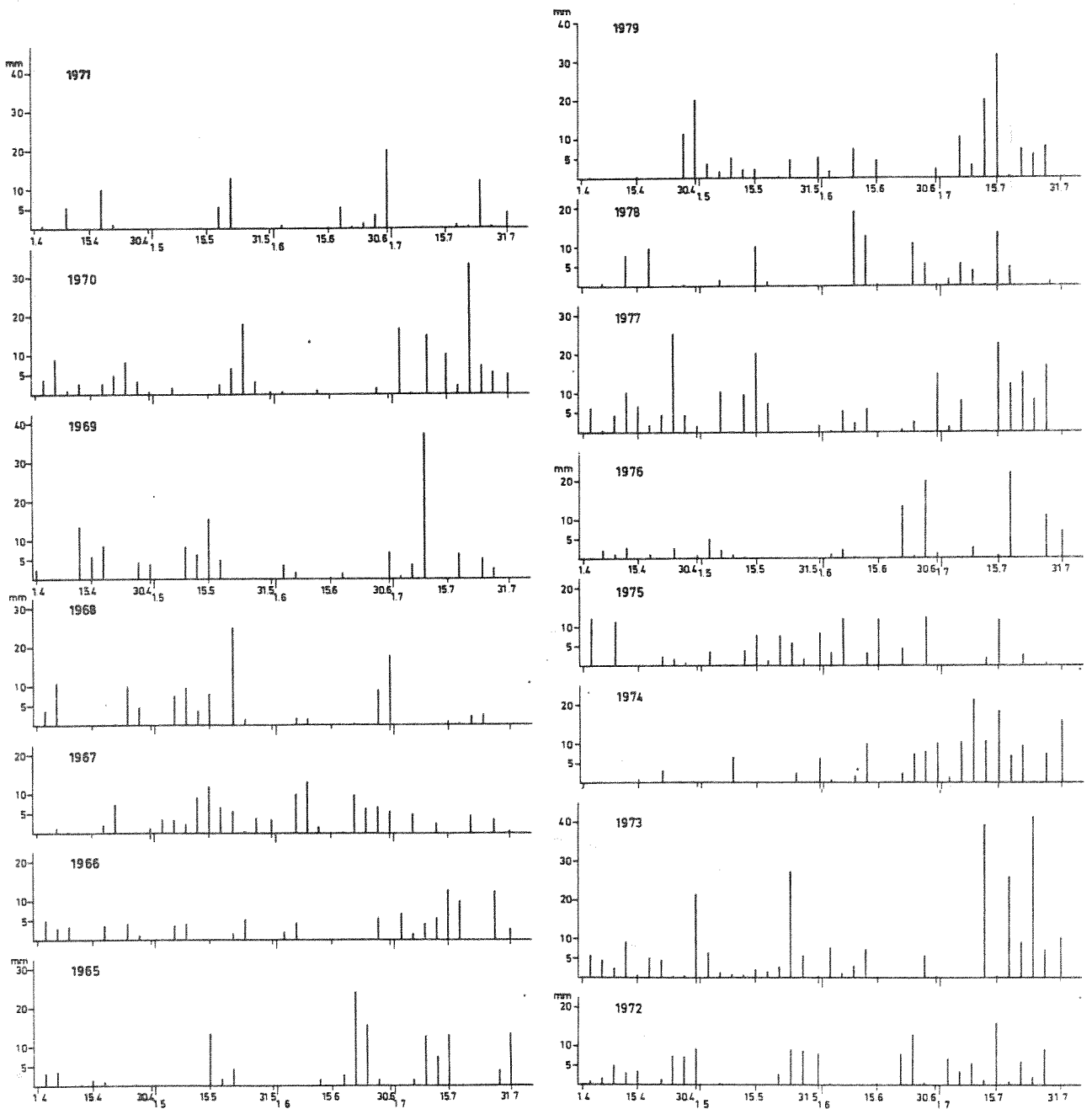


Fig. 116. Nederbörden 1965-1979 på Vasa flygfält som 3 dygns summor.

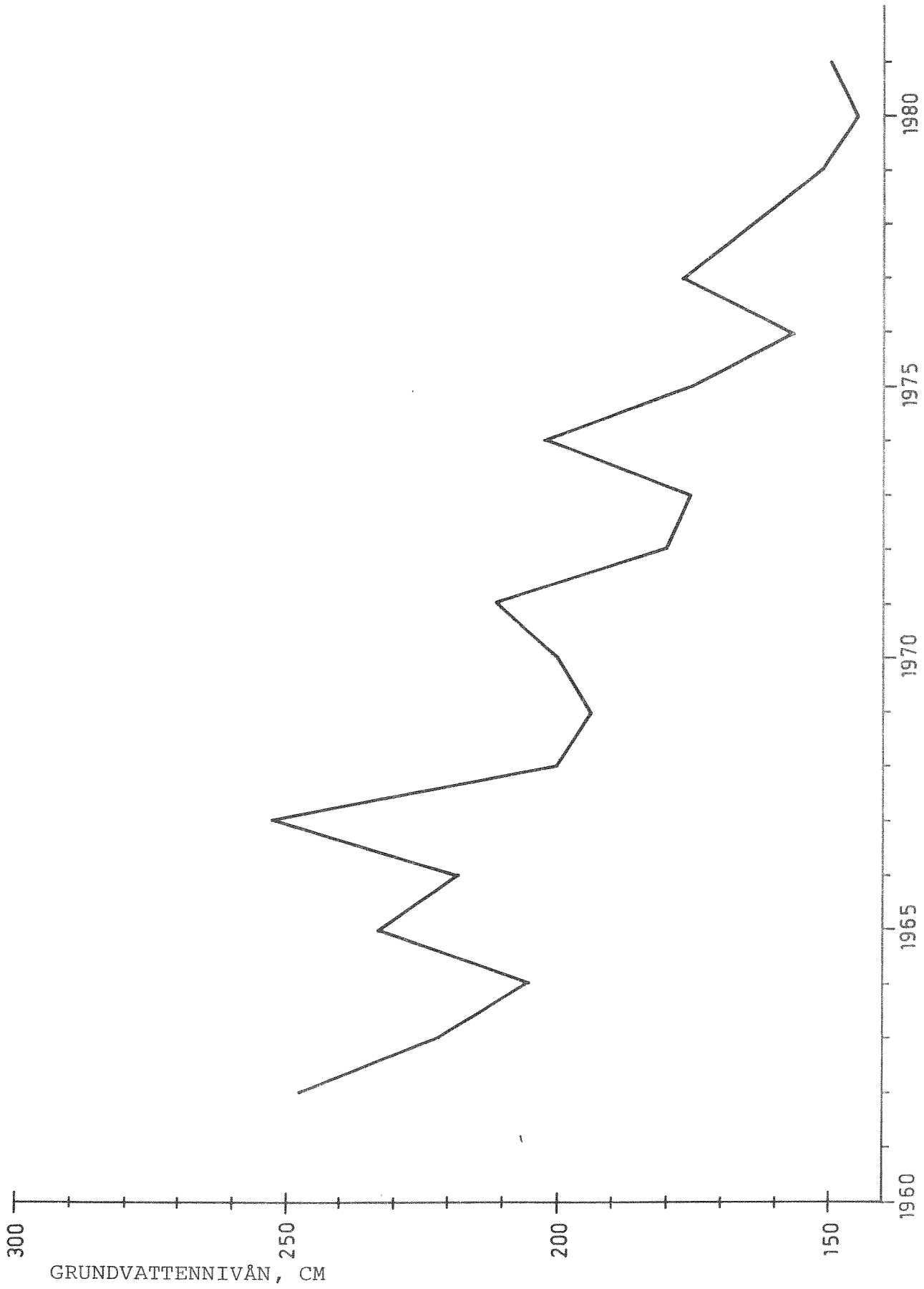


Fig. 117. Grundvattennivån vid Vasa flygfält 1960 - 1981.

De ingrepp som kan tänkas ha förorsakat en försurning av Kyro älv är utdikningen av littorinamarker och olika vattendragsarbeten inklusive invallningar, rensningar och torrläggningar. Alasaarelas (1983) förklaring till förekomsten av massfiskdöd förefaller främst att anknyta till utdikningen av littorinajordar. En intensifierad dikning av marker inom littorinaområdet försurar vattnet i bäckarna som dränerar littorinaområden då tillräckligt stora massor littorinalera oxiderats och urlakning sker. Själva försurningsprocessen har emellertid inte klarlagts. Då littorinabäckarnas andel av Kyro älvs vattenföring är stor kan vattnet i älven försuras till den grad att fiskdöd inträffar. Denna förklaring kan tillämpas på fiskdöden 1970 om man antar att en viss tidsförskjutning sker mellan situationen i Skatila och situationen i mynningsområdet t.ex. på grund av de estuarina strömmarna eller på grund av att fiskdöd inträffar efter att fiskarna utsatts för fysiologisk stress under en viss tid. Uppgifter som kunde påvisa eller förkasta dessa hypoteser saknas dock eftersom prov som kunde beskriva vattenkvalitetens utveckling eller vattenmassornas utbredning i mynningsområdet saknas. Förhållanden som liknar dem våren 1970 har också rått under år då fiskdöd inte konstaterats (Vasa vattendistrikts vattenbyrå, opubl.). Littorinabäckarnas höga andel av vattenföringen i Kyro älv är därför eventuellt ett nödvändigt men inte ett tillräckligt villkor för förekomsten av massfiskdöd.

Klimatologiska och hydrologiska förhållanden kan självfallet påverka de förhållanden som leder till massfiskdöd liksom även tidpunkten för försurningen. Sker försurningen tidigt, innan den egentliga uppstigningen mot lekplatser börjat, kan de flesta fiskar undvika området och på så sätt undgå att drabbas av försurningen. Inträffar försurningen däremot under lek kan snart sagt hela den lekande delpopulationen drabbas. Försurningen kan störa förökningen även om massfiskdöd inte förekommer. Försurningens effekter på förökningen beaktades inte av Vattenstyrelsen (1973) och effekterna av försurningen underskattades därför. De naturliga variationerna i hydrologi, klimat och tidpunkt för försurningen och klimat påverkar troligen fiskdödens omfattning. Häftiga regn kan leda till försurning i närheten av littorina områden (jmf. Kotilainen 1981). Detta visas av att nederbördstoppen (3 dagars regn > 60 mm) i juli 1981 försurade vattnet i Vassor fjärd (avsnitt 2.4). I Vassor var orsaken troligen att pumpstationen startades efter regnet.

Blottläggning av littorina avlagringar, torrläggning av littorinajordar eller reglering av vattennivån i samband med vattendragsutbyggnad kan förorsaka försurning (Tiitinen 1982). Vallar som byggts av littorinaleror kan förorsaka försurning under en lång tid genom urlakning, vilket visas t.ex. av att vallar som byggts av littorinalera länge saknar växtlighet. Förutom att vattendragsarbetena kan förorsaka försurning kan de även höja halterna av toxiska metaller. I Kyro älv är halterna av t.ex. aluminium höga och en ökning av mängden aluminium kan lätt leda till att akut toxiska halter uppnås. Grahn (1980) fann att hög aluminiumhalt i kombination med stigande pH värde troligen förorsakade massfiskdöd. Detta förhållande kan gälla i skärgårdsområdet där pH värdet stiger till följd av uppblandningen med havsvattnet. Detta är en möjlig orsak till att fiskdöden 1977 var synnerligen vidsträckt (avsnitt 4.32).

Förekomsten av massfiskdöd sammanfaller tidsmässigt med kända ingrepp i Kyro älvs littorina områden (fig. 5). T.ex. åren 1969-72 blottlade grävningsarbetena i Kvevlax sulfidjordar, vilket visas av att vallarna i Kvevlax delvis fortfarande saknar växtlighet. Även övriga tillfällen av massfiskdöd sammanfaller väl med omfattande ingrepp i littorinaområden. Detta ger även anledning till att diskutera "naturligheten" i de tidigare kända fallen av massfiskdöd. Massfiskdöden 1895-96 inträffade under en tid av flere omfattande ingrepp i de nedre delarna av Kyro älvs tillrinningsområde, vilket visas av den sammanställning över vattendragsarbeten i Österbotten som v. Willenbrand (1908) gett. Motsvarande ingrepp hade även gjorts i Lappo å (Nykarleby älv), där också en mindre fiskdöd observerades (Anon. 1896). Synkrona ingrepp i vattendraget är troligen också primärorsaken till att synkrona fall av massfiskdöd noterats under 1970-talets början i t.ex. Vörå å, Lappo å och Vasa Södra Stadsfjärd.

Ovannämnda uppgifter leder till slutsatsen att grundorsaken till förekomsten av massfiskdöd ligger i de mänskliga ingreppen i tillrinningsområden som består av sura sulfidjordar. De hydrologiska och klimatologiska förhållandena kan troligen förmildra eller förvärra situationen. Det är dock svårt att exakt ange vilka ingrepp i vilken situation leder till uppkomsten av massfiskdöd. T.ex. Alasaarela (1983) har konstaterat att "rensnings- och invallningsarbetenas vattendragseffekter beror i hög grad på arbetsmetoderna, rensningsmassornas kvalitet och vattnets fördröjning i fåran (övers.)". Någon systematisk uppföljning av olika ingrepp i Kyro älvs mynningsområde har inte gjorts (trots vattenlagstiftningens krav), och därför kan inget sägas om de olika ingreppens vattendragseffekter. Än mindre kan sägas om de olika ingreppens eventuella synergistiska eller antagonistiska effekter, trots att detta vore väsentligt ur fiskeriernas synvinkel eftersom fiskerierna påverkas av totaleffekten. I framtiden bör försurningsprocessen och de olika metallernas rörlighet klarläggas i detalj. Detta skulle ge möjligheter att analysera de omedelbara effekterna av vattendragsarbeten, som under vissa betingelser kan leda till massfiskdöd samt vattendragsarbetenas långtidseffekter som hör ihop med oxideringen av littorinaleror och urlakningen av metaller, vilket kan leda till bestående förluster för fiskbestånd och fisket. Därtill bör man beakta den fördröjda effekt som en akut försurning har i och med att den påverkar förökningen.

Uppskattningen av de antropogena åtgärdernas effekter på fiskbestånden och fisket omfattar främst åren 1970 - 1980 (tabell 68) och bygger på de effekter som kunnat noteras i det yrkesmässiga fisket. Husbehovsfiskarnas och fritidsfiskarnas fångster är för flere arter större än yrkes- och binäringsfiskarnas fångst (Sepponen & Hildén 1983), men eftersom uppgifter om fångstutvecklingen saknas, har effekterna inte kunnat uppskattas. Då skadorna har uppskattats har skillnaden i fångstnivån mellan 1960-talets slut och 1970-talet använts som utgångspunkt. Dessutom har beaktats att fångstutvecklingen i t.ex. Skärgårdshavet inte varit negativ för de studerade arternas del (Hildén et al. 1983). Denna metod ger troligen en underskattning av skadan, eftersom fångsterna i Skärgårdshavet ökat för flere arters del under 1970-talet. Man kan anta att fångsterna hade ökat även i Kvarken, eftersom avsättning funnits. Tidigare skador har uppskattats mycket grovt, eftersom noggranna uppgifter om fiskbestånden och fångsten saknas. Man kan t.ex. konstatera att avstängningen av mynningsarmen genom Österhankmo sund troligen reducerade idbeståndet radikalt, eftersom viktiga idlekplatser fanns vid Hemfjärden. Även de omedelbara skadorna av fiskdöden i början av 1970-talet är delvis osäkra, eftersom Vattenstyrelsen (1973) endast ger en grov uppskattning av den totala mängden död fisk och eftersom ingervjuuppgifter gett vid handen att fiskdöden var vidare än vad rapporten anger.

De skador som tas upp i tabell 68 berör främst effekterna i Kyro älvs nuvarande fiskbiologiska influensområde. Tabellen visar således inte förlusterna i förhållande till naturtillståndet utan i förhållande till det redan kraftigt förändrade vattendraget under 1960-talet. Invallningen av Vassor, dräneringen av Hemfjärden och Norrfjärden osv. påverkade mynningsområdets fiskerier redan på 1960-talet. Effekterna av avstängningen av Lappsundsån och torrläggningen av Norrfjärden mm. har inte heller kunnat klarläggas i detalj, men tillgängliga uppgifter (Fransholm 1980, Hudd et al. 1981) visar att avstängningen troligen påverkat gädd-, braxen-, abborr- och lakbestånden negativt i Petsmo - Köklotområdet.

De ekonomiska och sociala effekterna av miljöförändringarna i Kyro älv har inte uppskattats. Inga försök har t.ex. gjorts för att analysera följden av att möjligheterna till binäringsfiske minskat då de kustnära fiskbestånden minskat.

Tabell 68 upptar inte framtida skador på fisket. Material saknas för att uppskatta de kortsiktiga skadorna som beror på rekryteringsbortfall under 1970-talets senare hälft. Utgående från de uppgifter som finns om vattenkvaliteten och årsklasstyrkan hos en del av arterna är dock skador att vänta. De långsiktiga skador som beror på t.ex. genetisk utarmning av beståndet p.g.a. att delar av lekpopulationer har slagits ut kan inte uppskattas med nuvarande information om fiskbestånden.

Tabell 68. Effekterna av de antropogena förändringarna i Kyro älva på det kommersiella fisket i Kyro älvas influensområde. Fångstbortfallet har beräknats utgående från invägningen av fisk till partiinfärer. Kvantitativa uppgifter om fångstbortfallet i husbehovs- och fritidsfiske finns inte tillgängliga.

Art	Fångstbortfall			Förlust av lek- och yngelområden (B)	Förlust av fiskeområden	Danyända, braeder (C)	Förlängning av rengöringstid	Förlängning av fisketid (D)	År
	P.g.a. fiskedöd	P.g.a. rekryteringsbortfall (A)	P.g.a. rekryteringsbortfall						
Strömming	?	?	?	Pudimojärden, Hara-översund-Västero	34 övergivna ryssjeplatser	12 ryssjor	ca. 5 t./ryssja och säsong vid inre fiskeplatser (se fig.)	ökat	1970-1980
Hors	-	?	?	Hemfjärden (Österhankmo)	4 övergivna ryssjeplatser	-	-	-	1960-talet
Hors	> 100 ton	?	?	Vassor-Sticksholm	26 övergivna ryssjeplatser	10-20 ryssjor	-	-	1970-1980
Havslekande sik	? 2)	? 3)	? 3)	Pudimo 4), Öskatan Storskatan	Inre områden po3-Västero	> 90 ? nät	Fördubbling i inre vatten	ökat	1970-1980
Storsik 5)	? 2)	? 3)6)	? 3)6)	Skatila-Sticksholm Grytbotten-Öskatan -Pudimo 4)	6 övergivna ryssjeplatser Pudimo närfiskeområden	5 ryssjor 7)	Fördubbling i inre vatten	ökat	1970-1980
Gädda	?	?	?	Vassor (Invallningsområdet)	Inre delen av Vassorfjärden	? ?	? ?	-	1960-talet
Gädda	20 - 30 ton	15 - 25 ton 8)	15 - 25 ton 8)	Kvevlax-Vassor, Vassor	24 övergivna ryssjeplatser	16 ryss-9)	ökat	-	1970-1980
Gädda	-	(10 - 15) 11)	(10 - 15) 11)	Lappsundsån	Vinterfisk Kvevlax -Bytesholm	55 nät 10)	ökat	-	1970-1980
Braxen	80 12) ton	80 - 120 ton 13)	80 - 120 ton 13)	Vassor 14), Kvevlax-Vassor, Hemfjärden 15), Lappsundsån	18 övergivna ryssjeplatser	16 ryssjor 9) ökat 457 nät	ökat	-	1970-1980
Abborre	? 16)	? 16)	? 16)	Vassor 14), Kvevlax-Vassor Lappsundsån och dess mynningsområde	Vinterfiske: Vassor-Kvevlax, Västero, Köklot (nät) Hella året: Kvimo-Hällnäs (nät) Hemfjärden	bifångst i ryssjor	se strömmingsryssja, norsryssja	-	1960-1980
Gös	?	1-2 ton/år	1-2 ton/år	Vassor 14), Vassor -Söderfjärd	Undersökningsområdet	bifångst i nät	se övr. nät-fiske	-	1970-1980
Lake	10 ton	50 ton 8)	50 ton 8)	Vassor, Vassor-Sticksholm, Lappsundsåns mynning	Vassor-Sticksholm, Hemfjärden 15), Köklot: Rodgrunden Mickelsoarna 17), Lappsundsåns mynning, Vörå-Hällnäs	16 ryss-9) ökat (nätfiske) 75 nät 10)	ökat (nätfiske)	-	1970-1980
Id	?	3-4 ton/år 18)	3-4 ton/år 18)	Österhankmo gund Hemfjärden, Kvevlax-Söderfjärden	se lak-, gädd- och braxenfiske	-	-	-	1960-talet 1960-talet
Siklöja	?	≤ 1 ton/år	≤ 1 ton/år	Grytbotten, Pudimo	se strömmings- och norsfiske	-	-	-	1970-talet
Harr	?	? 14)	? 14)	Vassor 14), delvis Vassor-Sticksholm	? ?	-	-	-	1960-talet 1960-talet - 1980
Övriga mörtfiskar	?	?	?	Vassor-Sticksholm	? ?	-	-	-	-

Anmärkningar till tabell 68

- A) Rekryteringsbortfallet påverkar fisket även efter 1980, i tabellen anges förlusterna fram till 1980. Det framtida bortfallet kan beräknas med hjälp av uppgifterna om fångsten per rekryt i de fall uppgifter om rekryteringen finns tillgängliga.
- B) Förlustens omfattning är beroende av vattenkvalitetens variation från år till år. Under år med låg vattenkvalitet över vida områden, såsom då fiskdöd inträffat i skärgården är rekryteringsförlusterna självfallet större än då vattenkvaliteten är relativt hög. I tabellen upptas främst förluster som inträffar ofta, eller som är permanenta p.g.a. sura utflöden eller övriga miljöförändringar.
- C) I tabellen ingår de intervjuade fiskarnas oandvända bragder. Tabellen upptar inte bragder som ägs av fiskare vilka helt upphört att fiska yrkesmässigt.
- D) I vissa fall har en ökning av fiskefärdens medellängd inte skett, eftersom fisket övergivits då fiskeplatserna nära hemhamnen gått förlorade. Därför har förlängningens medellängd inte angivits.
- 1) 7 av platserna har övergivits i Köklotområdet. Förlusten är eventuellt en följd av avstängningen av Lappsundsån och torrlägningsarbeten.
 - 2) Enligt Vattenstyrelsen (1973) minskade förekomsten av såväl "storsik" som liten sik (havslekande sik) i området Pudimofjärden, Peuskofjärden och Kvimofjärden efter fiskdöden i början av 1970-talet. Uppgifter om mängden saknas.
 - 3) Förlusten kunde troligen beräknas ifall kvantitativa uppgifter om sandbankars sikyngelproduktion funnes tillgängliga.
 - 4) Få yngel har observerats. Motsvarande habitat vid Storsand, Nykarleby kan ge notfångster på ≥ 100 ind./varp, vid Pudimo har enstaka individ fångats.
 - 5) Omfattar både vandringsrik och mynningsområdets "storsik".
 - 6) Fångsten av det lekande delbeståndet i mynningsområdets närhet har gått ned från c. 1,5 ton till några tiotal kg. Antar man att det lekande delbeståndet bestod av c. 2000 ♀ med en medelkunditet på c. 30 000 (Lehtonen 1981), att hälften av rommen befruktats och kläckts och att dödligheten under den första sommaren är 99 % kan fångsten uppskattas på basen av sikutsättningsresultat. Ifall återfångsten av 1000 ensamriga sikar är 100 - 150 kg (jmf. Salojärvi 1983) är den teoretiska fångsten 30 - 40 ton. En grov uppskattning av förlusten skulle i så fall vara 20 - 30 ton. Denna förlust fortgår, eftersom bestånden inte ännu repat sig.
 - 7) Nätfisket har till stor del flyttat ut till Mickelsörarna.
 - 8) Rekryteringsförluster efter 1978 syns inte ännu i fångsten.
 - 9) Har använts i lakfiske, gäddfiske och braxenfiske.
 - 10) Har använts i lakfiske och gäddfiske.
 - 11) Bortfallet i Köklot beror till stor del på att fisket blivit olönsamt sedan lakfångsterna gått ned.

- 12) Fiskdöden 1977 antas ha förorsakat en förlust på 10 ton, vilket kan vara för lågt, eftersom fiskdöden var omfattande (avsnitt 4.32). Enligt beräkningarna förlorade fisket c. 70 ton braxen under fiskdöden 1969 - 1972. Den totala mängden förlorad braxen var större, eftersom braxen också dog vid Vörå ås mynning (Vattenstyrelsen 1973).
- 13) De rekryteringsförluster som skett efter 1974 syns inte ännu i fångsterna.
- 14) En del av förlusten skedde då den inre delen av fjärden torrlades. Försumningen under 1960-talet utvidgade förlusten och då gick 4 ryssjeplatser förlorade.
- 15) Hemfjärden gick förlorad under 1960-talet då även nätfisket upphörde.
- 16) Den största nedgången har skett i fritids- och husbehovsfiskarnas fångster. I det yrkesmässiga fisket har abborren varit bifångst.
- 17) Möjligen en följd av avstängningen av Lappsundsån och torrläggningen av Norrfjärden.
- 18) I slutet av 1960-talet var de kommersiella idfångsterna c. 5 ton/år, dessa har gått förlorade sedan början av 1970-talet.

TACK

Under arbetets gång har ett stort antal personer hjälpt oss på olika sätt och vi tackar dem alla varmt. Speciellt vill vi tacka alla de fiskare som deltagit i arbetet och som genom sina uppgifter, kommentarer och observationer på ett avgörande sätt stött utredningen. Fiskarna A. Finne, E. Finne, A. Glasberg, A. och L. Hellman, T. Holmqvist, H. Lundberg, A., G. Nysund, A., G. och R. Pada, A. Stålberg, A. Söderblom och N. Södergård och deras familjer har vid olika tillfällen ställt upp med både råd och dåd. Värdefullt stöd har vi också haft i Österbottens fiskarförbund, där K. Blomqvist, K. Nybacka och E. Åvik hjälpt oss med kontakterna till fiskare och uppläggningsfrågor av frågeformulär. Fiskhandlarna E. Näsman, J. Lipkin (Vasanejdens fiskandelslag), L. Skog (Fisk Boden, Jakobstad), A. Smirnoff och L. Snickars har ställt viktigt invägningsmaterial till vårt förfogande.

Fiskarnas ålder i materialet har bestämts vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet av I. Antere (sik), P. Böhling (braxen, lake), K. Sundman (abborre, gös). I fältarbetet har A. Ahvonen och I. Ahonen deltagit. O. Ranta-Aho, R. Lehtonen samt personal vid Vasa vattendistriktets vattenbyrå och Vattenstyrelsen i Helsingfors har ritat rent bilderna. Vasa vattendistriktets laboratorium har gjort en stor del av vattenanalyserna. P. Pajunen och T. Julku vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet har renskrivit rapporten. Till slut vill vi tacka H. Lehtonen och våra kolleger vid Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet för råd och kommentarer under arbetets gång och beställaren, som representerats av bl.a. S.J. Saari, P. Sevola, A. Sirén och K.-E. Storberg, för en tillmötesgående inställning till arbetet.

Suomen Luonnonvarain Tutkimussäätiö har ekonomiskt bistått undersökningarna av braxenbeståndet i Kyrö älvs mynningsområde och på så sätt möjliggjort en mer ingående studie än vad utredningens normala budget tillåtit.

Helsingfors & Vasa

April 1983

Richard Hudd

Mikael Hildén

Lauri Urho

Maj-Britt Axell

Lili-Ann Jåfs

LITTERATUR

- Aalberg, A. 1969: Pinta- ja välivesitroolin rakenne ja pyynti.
- Kalamiehen viesti 6: 1-4.
- Abramson, N.J. 1971: Computer programs for fish stock assessment
- FAO Fish.Techn. Pap. 101:1-154.
- Airaksinen, K., Kilpinen, K., Kummu, P. & Ratia, J. 1982: Pohjan-
maan luonnonravintolammikkotyöryhmän selvitys. Helsinki.
52 s. Duplikat.
- Alasaarela, E. 1982: Kyrönjoen happamuusselvitykset.- Oulun vesi-
piirin vesitoimisto. Esitelmä 20.4. Kokkola. 4 s. Duplikat.
- Alasaarela, E. 1983: Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistöiden
työnaikaisista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuk-
sista Kyrönjoen veden laatuun.-Pohjois-Suomen vesitutkimus-
toimisto. 65 s. Duplikat.
- Anon. 1896: Fiskepidemi, Fisken i Kyröelf, Hvad går åt fiskarna?
Undersökningar i anledning av fiskepidemin i Kyrö och Ny-
karleby elfvar. - Fiskeritidskrift för Finland 5:12-14.
- Anon. 1977: Report of the Ad Hoc Meeting on the provision of Advice
on the Biological Basis for Fisheries Management. - ICES
Cooperative Research Report 62, 16 s.
- Anon. 1982: Report of the ICES advisory committee on fishery manage-
ment to the eight session of the international Baltic Sea
Fishery Commission. - International Baltic Sea Fishery
Commission. Eight session. Warszawa.
- Anon. 1983: Virtain kalataloussuunnitelma 3. Kalansaalis vuonna
1980. - Helsingin yliopisto, Kalataloustiede 5: 1-35.
- Aro, E. & Sjöblom, V. 1982: The abundance of Baltic herring and
sprat according to echo counting in the seas around Fin-
land in 1981. - ICES C.M. 1982/J : 20, 13 s. Duplikat.
- Aro, E., Sjöblom, V., Suuronen, P. & Parmanne, R. 1981: The abundance
of Baltic herring and sprat in the seas around Finland in
1979 and 1980 according to echo counting.- ICES C.M. 1981/
J:21. 18s. Duplikat.
- Arvola, I. 1978: Kutualueiden ja -syvyyden arvioimisesta pumppu-
noutimen avulla. - Suomen Kalastuslehti 85: 148-150.
- Baker, J. & C. Schofield, 1980: Aluminum toxicity to fish as
related to acid precipitation and Adirondack surface water
quality. - In : Drabløs, D. & A. Tollan (eds). Ecological
inpart of acid precipitation. SNSF project Ås. Norway.
- Baker, J. & C. Schofield, 1982: Aluminum toxicity to fish in acidic
waters. - Water, air and soil pollution 18: 289-309.
- Bayley, M.M. 1972: Age, growth, reproduction and food of the burbot,
Lota lota (L.), in Southwestern Lake Superior. - Trans.
Am. Fish. Soc. 101: 667-674.
- Belyanina, T. 1969: Synopsis of biological data on smelt Osmerus
eperlanus (Linnaeus) 1758. - FAO Fisheries Synopsis 78:
pag.var.

- Berglund, I. 1978: Spawning migration of the perch, Perca fluviatilis L., in a subarctic Swedish coastal stream. - Aquilo Ser. Zool. 18: 43-48.
- Von Bertalanffy, L. 1938: A quantitative theory of organic growth. - Hum. Biol. 10: 181-213.
- Beverton, R. J.H. & Holt, S. J. 1957: On the dynamics of exploited fish populations. - U.K. Min. Agric. Fish., Fish. Invest. (Ser. 2) 19, 533 s.
- Bilaledtin, Ä. 1983 a: Selvitys Kyrönjoen virtaamavaihteluista kesäkuussa. Vaasan vesipiirin vesitoimisto 1983. 5 s. Duplikat.
- Bilaledtin, Ä. 1983 b: Kyrönjoen virtaamat 1911-1980 (Skatila). Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 3 s. Duplikat.
- Biro, P. 1978: Yield-per-Recruit estimates for bream (Abramis brama L.) in lake Balaton, Hungary. - Aquacultura Hungarica (Szarvas) 1: 80-95.
- Blomberg, L. 1971: Profil av en fiskdöd. - Finlands Natur 30 (7): 12-13.
- Cala, P. 1970: On the ecology of the ide Leuciscus idus (L.) in the river Kävlingeå south Sweden. - Rep. inst. Freshw. Drottningholm 50: 45-99.
- Craig, J.F. 1980: Growth and production of the 1955 to 1972 cohorts of perch, Perca fluviatilis L., in Windermere. - J. Anim. Ecol. 49: 291-315.
- Craig, J.F., Kipling, C., Le Cren, E.D. & McCormack, J.C. 1979: Estimates of the numbers, biomass and year-class strengths of perch (Perca fluviatilis L.) in Windermere from 1967 to 1977 and some comparisons with earlier years. - Journal of Animal Ecology 48: 315 -325.
- Cushing, D.H. 1981: Fisheries Biology. 2 painos. Wisconsin. 245 s.
- Diana, J.S. 1979: The feeding and daily ration of a top carnivore, the norther pike (Esox lucius). - Can. J. Zool. 57: 2121-2127.
- Eloranta, A. 1982: Tutkimuksia eräiden kivikkorantojen kalalajien biologiasta. 1. - Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja 30: 1-70.
- Ehnholm, G. 1937: En undersökning av skärgårdsharren Thymallus thymallus (L.) i Kvarken. - Acta Soc. Fauna et Flora Fenn. 60: 454-477.
- Ehnholm, G. 1951: Studier över strömmingen i Östra Kvarken. - Meren-tutkimuslaitoksen julkaisu 149: 1-94.
- Ehnholm, G. 1981: Fiskevatten och förningsland i Mustasaaris Nordöstliga byar intill storskiftet på 1700-talet. Helsingfors. 91 s.

- Erviö, R. 1975: Kyrönjoen vesistöalueen rikkipitoiset viljelysmaat.- Maataloustieteellinen aikakauskirja 47: 550-561.
- Eschenroder, R. 1977: Effects of intensified fishing, species changes, and spring water temperatures on yellow perch, Perca flavescens, in Saginaw Bay. - J. Fish. Res. Bd., Can. 34: 1830-1838.
- Franklin, D. & Smith, L. 1963: Early history of the northern Esox lucius L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of the year class. - Trans. Am. Fish. Soc. 92 (2): 91-110.
- Fransholm, R. 1980: Byaliv.-Vasa. 196 s.
- Fry, F.E.J. 1957: Assessment of mortalities by the use of the virtual population. - ICNAF/ICES/FAO Special Sci. Meeting, Lisbon 1957, P:15. Duplikat.
- Grahn, O. 1980: Fishkills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration.-Proc. int. conf. impact. acid. precip., Norway 1980, SNSF project.
- Gulland, J.A. 1969: Manual of methods for fish stock assessment. Part I. Fish population analysis. - FAO Manuals in fisheries Science 4 FRS/M 4. Rom. 154 s.
- Hartman, W. Nepszy, S. & Russel, S. 1980: Minimum size limits for yellow perch (Perca flavescens) in Western Lake Erie. - Great lakes fishery commission. Technical report 39:1-32.
- Harvey, H., Pierce, R., Dillon, P., Kramer, J. & Whelpdab 1981: Acidification in the Canadian aquatic environment - scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. Publication of National Research Council of Canada NRCC 18475. 369 s.
- Helin, J. 1982: Turkistarhojen vaikutuksesta pohja- ja pintavesiin.- Diplomarbete. 139 s. Duplikat.
- Hildén, M. 1983: Populaatioanalyysiin perustuva prognoosi-ohjelma Hewlett-Packard 41 C laskimelle. - Helsingin yliopisto, Limnologian laitos, Kalataloustiede, i tryck.
- Hildén, M. & Lehtonen, H. 1982a: Management of the bream, Abramis brama (L.), stock in the Helsinki sea area. - Finnish Fish. Res. 4: 46-61.
- Hildén, M. & Lehtonen, H. 1982b: Kalataloudellisten tutkimusmenetelmien soveltaminen katselmus-, velvoite- ja tarkkailututkimuksiin. - Vesitalous 23 (4): 33-36.
- Hildén, M. & Salojärvi, K. 1982: Populaatiomallien käyttö vesistöiden aiheuttamien vahinkojen tutkimisessa. - Teoksessa Jutila, E. & Hildén, M. (red.): Vesistöjen rakentaminen ja kalatalous, Vesi- ja kalatalouden ammattijärjestö VKA ry., s. 95-108. Helsingfors.

- Hildén, M., Hudd, R. & Lehtonen, H. 1982: Ympäristömuutosten vaikutukset kalastukseen ja kalakantoihin Saaristomeres-sä ja Pohjanlahden Suomen puoleisessa osassa. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 20: 36-59.
- Hochman, L. Penaz, M. & Prokes, M. 1974: The volume of milt, quantity and vitality of sperms in Coregonus peled (Gmelin, 1788) from Pond culture. - Zool Listy 23:4 367-380.
- Hudd, R. 1983: The smelt (Osmerus eperlanus (L.)) and smelt fisheries in the Norther Quark. - Finnish Fish. Res. I tryck.
- Hudd, R. & Aro, E. 1983: The abundance of 0-group smelt off the coast of Finland 1980-82 according exploratory fishing with Isaacs-Kidd midwater trawl. - ICES C.M. Duplikat.
- Hudd, R., Hildén, M. & Axell, M-B. 1981: Fiskeribiologisk utredning av Kyro älvs mynningsområde, Mellanrapport. 1980. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriforskningsavdelningen, Vasa-Helsingfors. 100 s. Duplikat.
- Hudd, R., Urho, L. & Hildén, M. 1983: Occurence of burbot (Lota lota L.) larvae at the mouth of the Kyrönjoki in Quärken, Gulf of Bothnia. - Aquilo. I tryck.
- Hudd, R., Hildén, M., Urho, L. & Axell, M-B. 1982: Fiskeribiologisk undersökning av Kyro älvs mynningsområde 1981 (mellanrapport). - Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriforskningsavdelningen. Helsingfors. Pag.var. Duplikat.
- Hurme, S. 1962: Suomen Itämerenpuoleiset vaelluskalajoet. - Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja 24. 198 s.
- Hästbacka, H. & Hudd, R. 1980: Fiskeriutredning angående effekterna av hammuddringen maj 1980 och kolhamnmuddringen sept.-nov. 1980 i Vasa uthamn på Vasklot. - Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriforskningsavdelningen, Vasa fältstation. 9 s. + bilagor. Duplikat.
- Ikonen, E. 1982: Migration of river-spawning whitefish in the Gulf of Finland. - Finnish Fish.Res. 4: 40-45.
- Ikonen, E., Kuittinen, E. & Auvinen, H. 1983: Kyrönjoen nahkias- ja vaelluskalakantojen tila. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalantutkimusosasto. Manuskript.
- Ilyekova, S., Popov, A. Turanova, M. & Shirokov, L. 1978: Fluctuations in abundance of the chief commercial fishes in the eastern section of the Gulf of Finland. - Izvestija GosNIORH 129:3-9.

- Johansson, N. & Kihlström, J. 1975: Pikes (Esox lucius L.) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching. - *Environmental Research* 9: 12-17.
- Johansson, N. & Milbrink, G. 1976: Some effects of acidified water on the early development of roach (Rutilus rutilus L.) and perch (Perca fluviatilis L.). - *Water Resources Bulletin, American Water Resources Association* 12(1): 39-48.
- Johnson, T. 1978: Dispersal area of perch, Perca fluviatilis, tagged in a stream flowing into the Bothnian Sea. - *Aquilo Ser. Zool.* 18: 62-64.
- Johnson, T. 1982: Seasonal migration of anadromous fishes in a northern Swedish stream. - *Mon. Biol.* 45: 351-360.
- Johnson, T. & Müller, K. 1978: Migration of juvenile Pike, Esox lucius L., from a coastal stream to the northern part of the Bothnian Sea. - *Aquilo Ser. Zool.* 18: 57-61.
- Jones, R. 1957: A much simplified version of the fish yield equation. - *Contr. Joint. Sci. Meeting ICNAF/ICES/FAO, Lisbon 1957.* P 21. 8 s. Duplikat.
- Jäger, T., Nellen, W., Schöfer, W. & Shodjai, F. 1981: Influence of salinity and temperature on early life stages of Coregonus albula, C. lavaretus, R. rutilus and L. lota. - *Rapp. P.-V. Reun. Cons. int. Explor. Mer.* 178: 345-348.
- Kalastussatamatyöryhmä 1976: Kalastussatamat -76. Liikenneministeriö, maa- ja metsätalousministeriö, tie- ja vesirakennushallitus. 142 s. Duplikat.
- Karhumaa, M. 1970: Ahvenen biologiasta ja liikkeistä Perämerellä Krunnien vesillä. - Oulun yliopiston Eläintieteen laitos. Pro gradu-avhandling. 56 s. Duplikat.
- Kennedy, M. 1969: Spawning and early development of the dace. Leuciscus leuciscus (L.). - *J. Fish. Biol.* 1: 249-259.
- Koblitskaja, A. 1966: Opredelitel' molody ryb del'ty Volgy. (A key to young fishes of the Volga Delta). Moskova 1966. 166 s.
- Kokko, H. 1978: Eräiden kevätutuisten kalalajien ja mateen lisääntymisbiologiasta luonnontilaisissa ja säännöstellyissä vesissä. - Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 49 s. Duplikat.
- Kotilainen, H. 1981: Kokemäenjoen järjestely suuosan pengerrys- ja ruoppausmassojen happamoittavista vaikutuksista. - Vesihallituksen monistesarja. - Turun vesipiirin vesitoimisto. 1981: 95. Abo. 17 s. + bilagor.
- Laikari, H. 1982: Pohjanmaan vesistö rakentamisen tutkimus- ja kehitysohjelman palaute suunnitteluun. - Föredrag, Vesihallitus 2.11.1982, Uleåborg. 6 s. Duplikat.
- Le Cren, E.D., Kipling, C. & McCormack, J.C. 1977: A study of the numbers, biomass and year-class strength of perch (Perca fluviatilis L.) in Windermere from 1941 to 1966. - *Journal of Animal Ecology*, 46: 281-307.

- Lehtonen, H. 1973: Haukien liikkeistä Suomen rannikkovesissä. Suomen Kalastuslehti 80 (4): 101-105.
- Lehtonen, H. 1978: Rannikon sisävesikalojen kalastus vuonna 1976. - Suomen Kalatalous 48: 25-40.
- Lehtonen, H. 1979: Stock assessment of pike-perch (Stizostedion lucioperca L.) in the Helsinki sea area.-Finnish Fish. Res. 3:1-12.
- Lehtonen, H. 1981: Biology and stock assessment of Coregonids by the Baltic coast of Finland. - Finnish Fish. Res. 3: 31-83.
- Lehtonen, H. & Hildén, M. 1980: The influence of pollution on fisheries and fish stocks in the finnish part of the Gulf of Finland. - Finnish Marine Research 247: 110-123.
- Lehtonen, H., Böhling, P. & Hildén, M. 1982: Saaristomeren pohjois-osan kalavarat. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 9: 86-140.
- Lievestad H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976: Effects of acid precipitation on freshwater ecosystems organisms. - Teoksessa Braekke, F.H. (toim.) Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway, SNSF Project Report, FR6. Oslo s. 87-111
- Lillelund, K. 1961: Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes, Osmerus eperlanus eperlanus (Linneus 1758) der Elbe. - Arch. Fischereiwissenschaft 12: Beiheft 1: 1-128
- Lind, E.A., Hanski, K., Kaukoranta E. & Mikkola, H. 1975: Ahvenen vaelluksista Perämerellä. - Kalamies (9):3.
- Lind, E.A., Hytinkoski, P., Kaukoranta, E. & Kukko, O. 1973: Mateen, Lota lota (L.), populaatiorakenteesta Oulujoen suistossa. - Ichthyol. Fenn. Borealis 1973 (3): 55-90.
- Lind, E.A., Kaukoranta, E. 1974: Characteristics population structure and migration of the whitefish, Coregonus lavaretus (L.) in the Oulujoki river. - Ichthyol. Fenn. Borealis 1974 (4) : 160-217.
- Lind, E.A. & Kaukoranta, E. 1975: The pike, Esox lucius L., in the estuary of the Oulujoki river. I. Ecology. - Ichthyol. Fenn. Borealis 1975 (1-2): 1-40.
- Maa ja Vesi Oy 1982: Vaihtoehtoinen tulvasuojelusuunnitelma Kyrönjoen yläosalle. 22.10.1982. - 47 s. Duplikat.
- Mann, R. 1980: The numbers and production of pike (Esox lucius) in two Dorset rivers. - J. Animal Ecology 49: 899-915.

- Manninen, H. 1972: Maankuivatustoimenpiteiden vaikutus veden laatuun lähinnä Kyrönjoen valuma-alueella. Diplomarbete, Helsingfors 1972.
- McKenzie, R.A. 1964: Smelt life-history and fishery in the Miramichi-River, New Brunswick.- Bull. Fish. Res. Bd. of Canada 144: 1-77.
- Meriläinen, J.J. 1982. Kyrönjoen suualueen makroskooppisen pohjaeläimistön alueellinen vaihtelu. Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 24 s. Duplikat.
- Meriläinen, J. 1983: Kyrönjoen suiston suurkasvillisuus v. 1982. Manuskript, Jyväskylän Universitet.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980: Toxic effects of aluminium on brown trout (Salmo trutta L.). Proceeding of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, March 1980. SNSF Project Report. Oslo. s. 130.
- Muotiala, S. 1982: Maa- ja metsätaloudellisen vesirakentamisen nykytilanne ja tulevaisuus. Teoksessa Jutila, E. & Hildén, M. (red.): Vesistöjen rakentaminen ja kalatalous. Vesi- ja kalatalousalan ammattijärjestö VKA ry. Helsingfors. s: 15-25.
- Mutenia, A. 1978: Säyneen biologiasta Lokan tekojärvessä. - Luonnon Tutkija 82: 135-137.
- Muth, K. & Smith, Jr. L.L. 1974: The burbot fishery in Lake of the Woods. - Agriculture Experiment Station University of Minnesota. Techn. Bull. 296: 67 s.
- Müller, W. 1960: Beiträge zur Biologie der Quappe (Lota lota L.) nach untersuchungen in den Gewässern zwischen Elbe und Oder. - Zeitschrift für fisherei und deren hilfswissenschaften. 9 (1/2):1-72.
- Müller, K. 1982: Jungfischwanderungen zur Bottensee. - Arch. Hydrobiol. 95: 1/4, 271-282.
- Mäki, T. & Pitkänen, H. 1969: Kalastajan tietokirja. Helsingfors 1969. s. 229
- Negonovskaja, I. 1972: Data on the food of younger age groups of the pike-perch Lucioperca lucioperca (L.) in lake Pskov-Chudskoje. - J. Ichth. 12: 473-482.
- Nepszy, S. 1977: Changes in percid populations and species interactions in lake Erie. - J. Fish. Res. Board Can. 34: 1861-1868.
- Neuman, E. 1976: The growth and year-class strength of perch (Perca fluviatilis L.) in some Baltic archipelagoes, with special reference to temperature. - Rep.inst. Freshw. Res. Drottningholm 55:51-70.

- Nikander, G. 1959: By och bonde i svenskösterbotten. - Skrifter utgivna av Svenska litteratursällskapet i Finland 370: 1-246.
- Nuorteva, P. 1957: Suomen eläinkuvasto, WSOY, Porvoo 1957. 688 s.
- Ojaveer, E. 1981: Marine pelagic fishes. - I: pio, A. (red.): The Baltic Sea. Elsevier. Amsterdam. s. 276-292.
- Otterlind, G. 1962: Sillens/strömmingens vandringsvanor vid svenska syd- och ostkusten. - Ostkusten 34(1): 15-21.
- Parmanne, R. & Sjöblom, V. 1980: Abundance, mortality and production of spring-spawning Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1979. - ICES C.M. 1980/J:9. 16 s. Duplikat.
- Parmanne, R. & Sjöblom, V. 1981: Abundance, mortality and production of spring-spawning Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1980. - ICES C.M. 1981/J:23. 15 s. Duplikat.
- Parmanne, R. & Sjöblom, V. 1982a: The abundance of spring-spawning Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1981 and the effect of zooplankton abundance on the herring year class strength. - ICES C.M. 1982/J:17. 14 s. Duplikat.
- Parmanne, R. & Sjöblom, V. 1982b: Fishing effort and catch per unit of effort of Baltic herring and sprat in Finnish fisheries in 1976 - 80. - ICES C.M. 1982/J:21, 29 s. Duplikat.
- Parmanne, R. & Sjöblom, V. 1982c: Recaptures of Baltic herring tagged off the coast of Finland in 1975-81. - ICES C.M. 1982/J:19. 12 s. Duplikat.
- Pauly, D. 1981: On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. - J. Cons. int. Explor. Mer, 39(2): 175-192.
- Pope, J.G. 1972: An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. ICNAF Res. Bull. 9: 65-74.
- Popov, A.N. 1978: Smelt feeding in the Eastern Section of the Gulf of Finland (på ryska, eng. sammandrag) - Izvestija GosNIORH 129: 53-63.
- Prokes, M. 1975: Hand-stripping and embryonic development of Coregonus peled (Gmelin, 1788). - Zool. Listy 24(2): 185-196.
- Purokoski, P. 1959: Rannikkoseudun rikkiptoisista maista. - Agrogeologisia julkaisuja 74: 1-27.
- Ricker, W.E. 1975: Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Bull. Fish. Res. Board Canada 191. 382 s.

- Rosberg, J.E. 1895: Bottenvikens finska deltan. - Akademisk afhandling. Helsingfors universitet. Helsingfors. 255 s. + taflor.
- Rundberg, H. 1977: Trends in harvests of pikeperch (Stizostedion lucioperca), Eurasian perch (Perca fluviatilis), and northern pike (Esox lucius) and associated environmental changes in lakes Mälaren and Hjälmaren, 1914-74. - J. Fish. Res. Bd. Can. 34: 1720-1724.
- Salojärvi, K. 1983: The results and profitability of whitefish (Coregonus lavaretus s.l.) stocking in Northern Finland. - Finnish Fish. Res. Manuskript.
- Schofield, C.L. & Trojnar, J.R. 1979: Aluminium toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis) in acidified waters. - I: Toribara, T.Y., Miller, M.W. & Morrow, P.E. (red.): Polluted rain. Plenum Press. New York. s. 341-365.
- Segerstråle, C. 1983: Braxen i de östnyländska vattnen. - Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriforskningsavdelningen, Meddelanden.
- Sepponen, M. & Hildén, M. 1983: Virkistys- ja kotitarvekalastus Merenkurkun pohjoisosassa vuonna 1981. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Manuskript.
- Seppovaara, O. 1982: Harjuksen (Thymallus thymallus L.) levinneisyys, biologia, kalastus ja hoitotoimet Suomessa. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 5: 1-88.
- Seppänen, P. 1972: Kalanpoikastutkimuksia Helsingin merialueella. - Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 4(1): 1-51.
- Sevola, P. 1979: Pohjanmaan ongelmasavet - muinaismeren pohjaliejut. - Suomen Luonto (3): 102-106.
- Sevola, P. 1980: Kyrönjoen raskasmetallitutkimus 7.-8.5.1980. - Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 9 s. + bilagor. Duplikat.
- Sevola, P., Hudd, R. & Hildén, M. 1982: Luontaiset mahdollisuudet tutkia happamuuden vaikutuksia vesiin Suomessa tulisi käyttää hyväksi. - Luonnon Tutkija 86: 62-64.
- Sipponen, M. 1977: Vesistöjen happanemisesta ja sen vaikutuksista hauen mädin kehittymiseen. - Pro gradu-avhandling. Helsingin yliopisto, Ympäristönsuojelun laitos. 95 s.
- Sjöblom, V. & Parmanne, R. 1978: Abundance of Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1977. - ICES C.M./1978/J:6. Duplikat.
- Sjöblom, V. & Parmanne, R. 1981: Abundance and recruitment of Baltic herring and sprat off the coast of Finland in 1956-68 and 1975-80 according to exploratory fishing with a pelagic trawl. - ICES C.M. 1981/J:25. 15 s. Duplikat.
- Snow, H.E. 1978: Responses of Northern pike to exploitation in Murphy Flowage, Wisconsin. - Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 320-327.

- Sorokin, V. 1971: The spawning and spawning grounds of the burbot (Lota lota (L.)). - J. Ichth. 11: 907-915.
- Sorokin, V. 1976: Nalim ozera Baikal. - Akademija Nauk SSSR, Sibirskoe otdelanie. Nauka. Novosibirsk. 144 s.
- Storberg, K.-E. 1983: Kyrönjoen alaosan vedenlaadusta. - Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 17 s. Duplikat.
- Suupohja, O. 1965: Hänvisning Vääriskoski E. 1982.
- Svärdson, G. 1979: Speciation of Scandinavian Coregonus. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 57: 1-95.
- Tanasiychuk, V. 1941: The downstream migration of young Caspian roach, bream and carp from bodies of flood water in the Volga delta. - Tr. Vses. N.-I. Inst. Morsk. Rybn. KH-VA i Okeanogr. 16.
- Thurston, R.V., Russo, R.S., Fetterhof Jr.C.M., Edsall, T.A. & Barber Js.Y.M. (red.) 1979: A review fo the EPA Red Book: Quality criteria for water. - Water Quality Section. American Fisheries Society, Bethesda. MD. 313 s.
- Tiitinen, R. 1981: Vesien happamuuteen vaikuttavista tekijöistä alunamaa-alueilla. - Vesihallituksen monistersarja. Vaasan vesipiirin vesitoimisto 79. 56 s.
- Timola, O. 1970: Perämeren kuoreen kasvusta sekä kasvuvertailu muiden pohjoisen pallonpuoliskon suvun alalajien välillä. - Perämeren tutkimusasema. 9 s. Duplikat.
- Toivonen, J. 1968: Kuhan (Lucioperca lucioperca L.) vaelluksesta, kasvusta ja kuolleisuudesta Suomenlahden saaristossa, Saaristomeressä ja Ahvenanmaalla. - Licensiatavhandling. Zoologiska institutionen vid Helsingfors universitet. 203 s.
- Toivonen, J. 1983: Jokien kuninkaasta laitoshoidokki. - Suomen Luonto 42(2): 18-24.
- Toivonen, J. & Ikonen, E. 1978: Havsöringen i Finland. - Fiskeritidskrift för Finland 22: 104-109.
- Toivonen, J., Antere, I. & Lehtonen, H. 1981: Kuhan esiintyminen Suomessa. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto. Tiedonantoja 17: 31-50.
- Unanian, I. & Soin, S. 1963: On reproduction and development of the white sea smelt. - Vest. Morsk. Gos. Univ. 6:4, 25-36.
- Vattenstyrelsen 1973: Selvitys Kyrönjoen ja sen edustan meri-alueen kalakuolemien syistä. Duplikat.
- Vattenstyrelsen 1977: Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelma. Kyrönjoen yläosan vesistötyö. - Pohjanmaan jokisuunnittelutoimisto. 57 s. + bilagor. Duplikat.
- Welcomme, R.L. 1979: Fisheries ecology of floodplain rivers. - Longman, London. 317 s.
- Wells, L. 1977: Changes in yellow perch (Perca flavescens) populations of Lake Michigan 1954-75. - J. Fish. Res. Bd. Can. 34: 1821-1829.

- Vesi-Hydro 1983: Keskuskunta Enigheten. Yhteenveto meijeri-keskuksen jätevedenpuhdistamon toiminnan tarkkailusta vuodelta 1982. - 6 s. + bilagor. Duplikat.
- Wikgren, B.-J. 1962: Resultaten av sikmärkningarna inom Åland och vid Luvia. - Husö Biol. Stat. Medd. 3: 1-26.
- Willemsen, J. 1977: Population dynamics of percids in the lake Ijssel and some smaller lakes in the Netherlands. - J. Fish. Res. Board. Can. 34: 1710-1917.
- v. Willenbrand, F.M. 1893: Utlåtande om fiskens uppstigande och Kungsådran i nedre delen af Kyrö-Elf. Distriktsingeniören i Wasa distrikt. Nikolaistad 1. september 1893. Diarienummer 297. 8 s.
- v. Willenbrand, F.M. 1908: Kertomus niistä tuloksista, joita on saavutettu tie- ja vesirakennusten insinöörikunnan johdolla vuosina 1852-1904 toimitetuista vesiperäisten maitten kuivattamistöistä etelä Pohjanmaalla. - Suomen virallinen tilasto XIX Tie- ja vesirakennukset. Hki 1908 (bilaga). 53 s.
- Volodin, V. 1960a: Embryonic development of the burbot. - Tr. Inst. Biol. Vnutr. Vod. Akad. Nauk. SSSR. 3(6): 227-230.
- Volodin, V. 1960b: Vlijanie razlitsnoi temperature i pH na embrionalnoe razvitie nalima. - Bjull. IN-TA Biol. Vodohr. An. SSSR 7.
- Väg- och vattenbuggnadsstyrelsen 1965: Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelma. - Pohjanmaan jokisuunnittelutoimisto. 32 s. + bilagor. Duplikat.
- Vääriskoski, E. 1982: Avustavan virkamiehen kalatalouslausunto koskien Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelmaa Rintalan pengerryksen ja Seinäjoen suosan oikaisun osalta. - Vattenstyrelsen. 48 s. Duplikat.
- Zhadanova, N. 1966: Lethal temperature limit, and depths required for the artificial rearing of young pike-perch. - Tr. Azov. Nauch. Issled. Inst. Rybn. Khoz. 8: 79-88.
- Åkerblom, K. 1923: Kvevlax historia. Vasa 301 s.
- Åkerblom, K. 1943: Vassor bys historia I. Vasa 254 s.
- Åkerblom, K. 1973: Vassor bys historia II. Vasa 319 s.
- Österbottens fiskarförbund r.f.: Årsberättelser 1971-1981.
- Österbottens fiskarförbund 1976: Fiskeriutredning i kustkommunerna i Sydösterbotten (Nykarleby-Kristinestad) år 1974. 70 s. Duplikat.

M U N T L I G A M E D D E L A N D E N

- P. Biro, forskare. Ungerns vetenskapsakademi, Tihany biologiska station, Ungern.
- A. Björkman, direktör. Björkö.
- A. Finne, fiskare. Österhankmo.
- M. Himberg, forskare. Åbo Akademi.
- E. Ikonen, forskare. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet.
- H. Lehtonen, specialforskare. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet.
- E.A. Mitts, fiskerikonsulent. Sundom.
- R. Parmanne, forskare. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet.
- A.N. Popov, forskare. Forskningsinstitutet för fiske i sjöar och rinnande vatten (GosNIORH), Leningrad, Sovjetunionen.
- M. Rask, forskare. Lammi biologiska station, Helsingfors universitet.
- P. Salli. Lillkyro fiskeförening, Lillkyro.
- P. Sevola, överinspektör. Vasa vattendistrikt.
- A. Söderblom, fiskare. Maxmo.
- G. Wendell, fiskare. Korsholm.
- E. Ävik, fiskerikonsulent. Österbottens fiskarförbund.

S A M M A N D R A G

Fiskeriundersökningen i Kyro älvs mynningsområde och influensområde gjordes åren 1980-82. Avsikten med arbetet var att klarlägga influensområdets omfattning samt fiskets och fiskbeståndens tillstånd i Kyro älvs mynningsområde och influensområde i norra Kvarkens skärgård.

Utgående från märkningsresultat, fångststatistik samt lek- och yngelområdesundersökningar uppskattades att influensområdet ur fiskeriernas synvinkel omfattar Korsholm och Maxmo skärgårdar i norra Kvarken.

Inom influensområdet finns ca 100 hushåll som bedriver yrkesmässigt fiske. Omkring 3000 hushåll ägnar sig åt fritids- och husbehovsfiske.

De viktigaste fiskarterna ur fiskets synvinkel är strömming, sik, gädda, braxen, lake, abborre och nors. Id- och gösbeståndet har gått tillbaka och dessas betydelse är för närvarande liten.

Älvsvattnets kvalitet påverkar starkt fiskarnas förökning. I Tydligast syns detta hos sötvattensarterna. De år då älvsvattnets kvalitet är låg föds i allmänhet svaga årsklasser. Detta framgår klart av braxen- och lakbeståndets åldersstruktur eftersom lakens och braxens viktigaste förökningsområden finns i mynningsområdet eller dess omedelbara närhet. I strömmings- och sikbeståndet syns inte vattenkvalitetens variationer tydligt därför att dessa bestånd har viktiga förökningsområden även utanför det område som direkt berörs av älvsvattnets kvalitet. De delbestånd som har förökats i närheten av mynningsområdet har dock minskat.

Enligt utredningen utnyttjas fiskbestånden inom undersökningsområdet nära optimalt då man beaktar fiskarnas tillväxt och dödlighet. Fångstvariationerna beror på variationer i årsklassernas styrka och på fiskeförhållandena. Årsklassernas styrka varierar till följd av variationen i klimatologiska och hydrologiska faktorer samt till följd av fluktuationerna i vattenkvaliteten. Förhållandena mellan de olika fiskarterna kan även påverka årsklasstyrkan. Vattenkvalitetens svängningar kan direkt påverka fisket genom att förändra fiskars vandringsbeteende. Undersökningsområdets totalfångst var åren 1980 - 82 mellan 800 och 1000 ton.

Miljöförändringarna i Kyro älv och dess mynningsområde har försvagat fiskbestånd och stört fisket. De skadligaste förändringarna har förorsakats av torrlägningsarbeten och vattendragsarbeten. Bägge har reducerat lek- och yngelproduktionsområden och försämrat vattenkvaliteten. De skadligaste förändringarna i vattenkvaliteten hänger samman med försurningen av älvsvattnet. I samband med försurningen har höga halter av giftiga metaller konstaterats (aluminium, järn, mangan, zink, nickel) och i laboratorieförsök har de halter som observerats visat sig vara skadliga för vattenlevande djur. De synligaste skadorna på fiskerierna har varit förekomsten av massfiskdöd. Massfiskdöd inträffade exceptionellt ofta i början av 1970-talet. Därtill har förökningen misslyckats nästan helt i mynningsområdet och dess närhet

observerades exceptionellt ofta i början av 1970-talet. Händelseförloppet har inte kunnat förklaras tillfredställande genom att hänvisa till naturliga förändringar i vattendraget. Förutom massfiskdöd har de snabba förändringarna i vattenkvaliteten lett till att förökningen misslyckats under flere år i mynningsområdet eller dess närhet. Fångstförlusterna har varit tiotals ton per år i bl.a. gädd-, lak- och braxenfisket. Fiskeområden har även gått förlorade inom älvens influensområde. De totala förlusterna har inte kunnat klarläggas helt därför att bl.a. fångstuppegifterna för tidigare år är bristfälliga.

Nedsmutsningen av bragderna och fiskbeståndens tillbakagång har försvårat fisket och tvingat fiskare att söka sig till fiskevatten som inte i lika hög grad är beroende av den oregelbundet och snabbt varierande älvvattenkvaliteten. Inom undersökningsområdet har detta lett till att fiskets tyngdpunkt förskjutits i riktning mot sikfiske från ett fiske baserat på flere arter. Sikfisket har effektiverats snabbt. Förändringen har befrämjats av sikens höga pris och sikbeståndets ökning i Bottniska Viken under början av 1980-talet. Samtidigt har fisket blivit mer sårbart. Då fångsten av en art svarar för en stor del av fiskarens årsinkomst kan en misslyckad fiskesäsong innebära ett allvarligt bakslag. Faran för ett helt misslyckat fiskeår är mindre då totalfångsten består av flere olika arters fångst. Därtill bör man beakta, att det traditionella kustnära fisket kräver mindre investeringar än ett fiske på öppna fjärdar. Det traditionella kustfisket var vanligt inom undersökningsområdet ännu under 1960-talet. Vid kuststräckor, där bestånden av sötvattensarter ännu är livskraftiga har en motsvarande tillbakagång i kustfisket inte observerats.

E N G L I S H S U M M A R Y

The fisheries of the Kyrönjoki estuary and the sea area influenced by the Kyrönjoki were investigated in 1980-82. The aim was to assess the influence of the river on the fisheries and to study the state of the fish stocks and fisheries in this area of the Northern Quark (about 63.20 N. - 21.50 E. Baltic Sea).

Tagging results, catch statistics and investigations of spawning and nursery areas indicate that the river Kyrönjoki influences the fisheries in an area of roughly 20 km x 35 km in the archipelago of the Northern Quark.

The most important fisheries are those of the Baltic herring (Clupea harengus), smelt (Osmerus eperlanus), whitefish (Coregonus lavaretus s.l.), pike (Esox lucius), bream (Abramis brama), perch (Perca fluviatilis) and burbot (Lota lota). The stocks of the ide (Leuciscus idus) and pike-perch (Stizostedion lucioperca) have declined and at present their significance is small. The quality of the river water influences the success of reproduction especially in the freshwater species. When the water quality of the river is low, small year classes are generally born. This can be seen most clearly in the fishes whose spawning and nursery areas are restricted to the estuary or its close vicinity, e.g. the bream and burbot. The effect has been smallest in the whitefish and herring, because these also have important spawning areas outside the area where the water quality depends directly on the river. The parts of the stocks which spawn close to the estuary, however, have declined.

The area influenced by the Kyrönjoki is fished commercially by about 100 households, and for subsistence and recreation by about 3000 households.

According to the stock assessments, the exploitation of the fish stocks is almost optimal with respect to growth and mortality. Fluctuations in the catches are caused by fluctuations in year class strengths and yearly variation in fishing conditions. The year class strengths depend on the weather, hydrology, and water quality, and species interaction may also play a role. Changes in the environment also affect the fisheries by altering fish migrations and/or fishing conditions. At the beginning of the 1980's the total catch from the study area was at the level of 800-1000 tons.

The alterations in the environment in the Kyrönjoki and its estuary have damaged the fish stocks and the fisheries. Draining of land and wetlands and engineering works in the river have had the most adverse effects. Both have destroyed spawning and nursery areas and lowered the water quality. The most deleterious changes in the water quality are connected with the acidification of the river, which occurs as a result of leaching of acid compounds from sulphide clays. In connection with the acidification high levels of toxic metals (Al, Fe, Mn, Zn, Ni) have been observed.

The most conspicuous damage has been mass mortality of fish, which occurred frequently in the early 1970's. Reproduction also failed almost completely in the estuary and its vicinity during several years in the 1970's. In terms of yearly catches, the losses have been tens of tons, e.g. in the pike, burbot and bream fisheries. Fishing grounds have also been lost in the area where the water quality depends on the river. Not all the losses can be quantified, because there are no complete catch statistics for the 1960's or any samples of the fish populations.

The decline of the estuarine fish stocks and such problems as the fouling of fishing gear and changes in the migratory behaviour of commercially important stocks have forced fishermen to move to fishing grounds which are less affected by the irregular and rapid fluctuations in river water quality. In the study area this can be seen in the rapid increase of the whitefish fishery. The increase is also partly due to the high price paid for whitefish and the favourable development of the whitefish stocks at the beginning of the 1980's. This makes the fishery more vulnerable, however; when a single species gives most of the fisherman's yearly catch, an unsuccessful fishing season can have serious consequences. Being concentrated in open sea areas, the present whitefish fishery also requires bigger investments than the traditional coastal fishery. The risk of failure was smaller in the traditional fishery, which was based on several species and was common in the study area during the 1960's. In coastal areas where the fish stocks have not diminished, no serious decline in the coastal fisheries has been observed.

7) Utrustning i fisket: (För 1979 års utrustning ange anskaffningsår inom parentes.

Båtar (antal)	1960-t	1970	1975	1979
Roddbåtar				()
Öppna med utombordare eller annan hjälpmotor.....				()
Motorns anskaffningsår				
Motorbåtar under 26 ft.....				()
Motorns anskaffningsår				
Motorbåtar 26 ft och större.....				()
Motorns anskaffningsår				
Motorkälkar (antal).....				()
Övriga transportmedel (antal)				()
.....				()

8) Förändringar i utrustningen:

Förändring i motor/båttyperna:

när? varför?

Förändring i kälktyperna:

när? varför?

9) Färdmedlens värde 1979

Båtar

Bil

Motorkälke

Övr.

10) Bränsleåtgång (liter) (typ)	1960-t	1970	1975	1979
fiske på öppet vatten				
isfiske				
Procent av utgifterna för fisket				

11) Förändringar i bränsleåtgången och -utgifterna

när? varför?

12) Fiskefärdens medellängd (km)	1960-t	1970	1975	1979
Strömmingsryssjefisket				
Stömmingsskötfisket				
Norsryssjefisket				
Isfiske				
lake				
sik/öring				
gädda				
övr.				
Öppet vatten				
abborre				
braxen				
gädda				
sik				
övr.				

Sammanlagt

13) Orsaken till en eventuell förändring och förändringens tidpunkt:

14) Rengöringen av bragderna (tid/bragd)

	1960-t	1970	1975	1979
Nätfiske Öppet vatten				
Nätfiske is				
Fjällryssjefiske				
Strömmingsryssjefiske				
Norsryssjefiske				

Sammanlagt

15) Fiskebragdernas antal. För bragder i ägo 1979 ange medel-
ålder inom parentes

	1960-t	1970	1975	1979
1. Strömmingsryssjor				()
2. Laxryssjor eller fällor				()
3. Sikryssjor eller fällor				()
4. Övriga ryssjor över 1,5 m				()
5. " " under "				()
6. Katsor eller mjärdar				()
7. Strömmingsskötar				()
8. Drivgarn för lax				()
9. " sik				()
10. Kroknät				()
11. Övriga nät under 27 mm				()
12. 27 - 36 mm				()
13. 37 - 45 mm				()
14. 46 - 60 mm				()
15. över 60 mm				()
16. Bottentrål, partrål				()
17. Yt- eller mellanvatten- trål, par				()
18. Notandelar				()
19. Laxrevskrokar				()
20. Övriga revkrokar				()
21. Sax eller andra krokar				()
22. Drag eller pilk				()

16) Har du fyllt i Fisket i Havet fr.o.m. 1976? Ger den en
tillförlitlig bild över fiskets utveckling i området.

17) Vilka fiskarter fiskade du?	1960-t	1970	1975	1979
Strömming				
Nors				
Sik				
Öring				
Gädda				
Abborre				
Braxen				
Lake				
Gös				
Id				
Mört				
Lax				
Övr.				

18) Orsaken till eventuell förändring:

19&20) Fångsten se separat papper.

21) Vart har du sålt vilken fisk? (i % av fångsten)

Konsumtionsfisken (art)	1960-t	1970	1975	1979
Vasanejden				
Snickars				
Smirnov				
Skog (J:stad)				
Vikinga fisk				
Övr				

24) Har fisken dött i bragderna? vilken art? vilken tid på året? var?

art	bragd	årstid (dag, år)	var

25) Har fisken dött i sumparna?

art	årstid (dag, år)	var

26) Fångstens storleksfördelning i förhållande till 1960-t (+/-)

	1960-t	1970	1975	1980
Abborre	0			
Gädda	0			
Braxen	0			
Sik	0			

27) Har något fiske gått helt förlorat/utökats

art	område	år	bragd

28) Förändring i fiskens vandringsbeteende

art	förändring	år, årstid

29) Brunvattenranden i skärgården (karta) vinter=blå, vår=grön
sommar=röd, höst=grå. Har den förändrats i förhållande till
1960-t? När?

30) Förändringar i isförhållandena i förhållande till 1960-t

Förändring (+/-)	plats	år, månad

31) Vilken är den största svårigheten för fisket?

31a) Vilka positiva saker har hänt?

32) Har fiskarna informerats tillräckligt om ingrepp i vatten-
miljön? (ex. rättsskyddet)Ja Nej Vad har saknats? _____

33) Tilläggsuppgifter

Ex. Vad borde göras för fisket i detta område?

19&20) Fångst och fiske.

Art: _____

1960-t	Bragd st/typ	Fångst dagar	Fångst (kg)	1975	Bragd nr/st	Fångst dagar	Fångst (kg)
Jan				Jan			
Feb				Feb			
Mar				Mar			
Apr				Apr			
Maj				Maj			
Jun				Jun			
Jul				Jul			
Aug				Aug			
Sep				Sep			
Okt				Okt			
Nov				Nov			
Dec				Dec			
TOT				TOT			
1970				1979			
Jan				Jan			
Feb				Feb			
Mar				Mar			
Apr				Apr			
Maj				Maj			
Jun				Jun			
Jul				Jul			
Aug				Aug			
Sep				Sep			
Okt				Okt			
Nov				Nov			
Dec				Dec			
TOT				TOT			

Ekonomiska tilläggsfrågor om fisket 1979

1) Bragdernas skötselkostnader

Bragd	Kostnad (reparation) etc.	mk

2) Fångstens förädlingskostnader

Kostnadstyp	Art	kg/år	tid (timmar/kg)	kostnad mk/kg
Rensning				
Rökning				
Frysning				
Fodermalning				

3) Fiskekostnader, Arrenden och Fiskelov

mk

4) Färdmedel, körda kilometer med bil för fisket

km

Nr	Provtagningsdjup m	Prov ur älvfåran	Provtagningsområde (se avsnitt Material och metoder)	Datum	Abborre			Nors		
					st	st/m ³	medellängd mm	st	st/m ³	medellängd mm
1	0,5	x	IV	1.6.	-			-		
2	0,3	x	IV	1.6.	2	0,13	5,6	-		
3	0,3		IV	1.6.	5	0,54	5,8	-		
4	0,3		IV	1.6.	9	3,94	5,9	-		
5	0,3		IV	1.6.	1	2,92	5,8	-		
6	0,3		IV	1.6.	1	2,48	5,4	-		
7	0,3		IV	1.6.	7	28,81	5,9	-		
8	0,3		IV	1.6.	12	6,85	6,1	-		
9	0,3		IV	1.6.	2	0,24	5,6	-		
10	0,5		VI	1.6.	-			-		
11	0,5		VI	1.6.	-			-		
12	0,5		VI	1.6.	-			-		
13	0,3		VI	1.6.	230	497,84	5,9	-		
14	0,3		VI	1.6.	488	710,33		-		
15	0,3		VI	1.6.	141	147,95		-		
16	0,3		VI	1.6.	2	0,39	6,4	-		
17	0,3		VI	1.6.	6	1,17	5,7	-		
18	0,3		VI	1.6.	2	0,45	6,2	-		
19	0,3		VII	1.6.	6	1,15	5,9	-		
20	0,3	x	VIII	1.6.	-			-		
21	0,5	x	VIII	1.6.	2	0,43	6,3	-		
22	0,5	x	VIII	1.6.	-			-		
23	0,3		IX	1.6.	1	0,13	6,0	-		
24	0,5		IX	1.6.	-			-		
25	0,75		Särkimo, Brunnarna	2.6.	8	0,57	7,8	4	0,28	7,3
26	0,75		"	2.6.	20	3,76	7,9	2	0,38	6,7
27	0,75		"	2.6.	8	0,70	8,2	11	0,96	7,8
28	0,75		"	2.6.	17	3,91	7,9	-		
29	0,75		"	2.6.	8	0,66	7,3	22	1,81	6,6
30	0,75		"	2.6.	5	0,54	7,4	5	0,54	5,9
31			"	2.6.	16	1,48	7,8	10	0,93	7,6
32			Tailot	2.6.	-			1	0,09	6,3
33			"	2.6.	4	0,19	6,5	1	0,05	5,4
34			"	2.6.	1	0,05	6,6	2	0,10	5,4
35			IX	2.6.	3	0,13	6,4	2	0,09	5,8
36	1	x	VII	3.6.	-			-		
37	1	x	VIII	3.6.	1	0,06	5,6	-		
38	0,75	(x)	IX	3.6.	-			1	0,19	6,2
39	0,5	x	IX	3.6.	-			-		
40	0,5		VI	3.6.	9	2,79	6,1	-		
41	0,75		Tailot	3.6.	-			-		
42	1		Pudimo	3.6.	-			-		
43	1,5		Östersund	3.6.	-			6	0,57	5,9
44	0,75		"	3.6.	-			5	0,33	5,7
45	0,25		"	3.6.	-			35	2,05	5,7
46	0,75		Laugningen	3.6.	-			5	0,54	5,2
47	0,25		Kettalet	3.6.	-			1	0,25	5,0
48	0,25		Tosplot sund	3.6.	-			1	0,18	5,8
49	0,75		"	3.6.	-			1	0,20	7,6
50	1,5		"	3.6.	-			3	0,62	7,1
51	0,25		Tailot	3.6.	2	0,56	6,6	-		
52	1		Korkalet	3.6.	1	0,12	7,0	1	0,12	6,2

Nr	Provtagningsdjup m	Prov ur älvfåran	Provtagningsom- råde (se avsnitt Material och me- toder)	Datum	Abborre			Nors		
					st	st/m ³	medellängd mm	st	st/m ³	medellängd mm
53	0,25		Brudsund	3.6.	16	2,82	6,4	38	6,70	6,4
54	1		"	3.6.	3	0,40	6,6	370	49,34	
55	0,25		"	3.6.	-			1250	178,04	6,7
56	0,25		"	3.6.	11	1,40	6,8	10	1,28	5,9
57	1		Penesor	3.6.	6	0,48	6,3	3	0,24	6,4
58	0,25		"	3.6.	2	0,21	6,7	1	0,10	5,8
59	0,5		Lilla Hopstam	3.6.	5	0,81	6,3	8	1,30	6,2
60	0,25		IX	7.6.	89	118,51	8,6	-		
61	0,25		IX	7.6.	250	222,22	8,4	-		
62	0,25		IX	7.6.	421	1202,86	7,9	-		
63	0,25		IX	7.6.	18	22,73	8,1	-		
64	0,25		IX	7.6.	-			-		
65	0,75		IX	7.6.	7	0,70	7,7	4	0,40	6,7
66	0,5		IX	7.6.	7	0,92	7,3	6	0,79	7,0
67	0,75		IX	7.6.	1	0,08	6,0	2	0,16	7,4
68	0,5	x	VIII	7.6.	1	0,06	6,4	-		
69	0,5		II	8.6.	35	10,75	6,3	-		
70	0,25		II	8.6.	17	3,61	5,8	1	0,21	6,8
71	0,25		IX	9.6.	5	2,32	7,4	-		
72	0,25		IX	9.6.	3	1,31	8,4	-		
73	0,25		IX	9.6.	25	2,06	8,0	-		
74	0,25		IX	9.6.	55	514,12	8,0	-		
75	0,75		IX	9.6.	22	3,17	7,1	13	1,87	6,6
76	1	x	VIII	9.6.	62	4,05	6,2	64	4,18	6,6
77	0,5	x	VIII	9.6.	45	5,37	6,2	28	3,34	6,3
78	0,25	(x)	VII	9.6.	23	7,69	7,1	5	1,67	5,9
79	0,25		VI	9.6.	17	8,63	6,6	4	2,03	5,7
80	1	x	IV	9.6.	3	0,31	5,4	-		
81	0,25		IV	9.6.	-			1	0,27	5,0
82			IV	9.6.	1	0,23	6,0	-		
83	0,25	x	III	10.6.	-			-		
84	0,75	x	III	10.6.	-			-		
85	0,25	x	III	10.6.	2	0,48	6,5	-		
86	1	x	III	10.6.	-			-		
87	0,75	x	III	10.6.	2	0,10		-		
88	0,25	x	III	10.6.	1	0,31	6,6	-		
89	0,25	x	III	10.6.	-			-		
90	0,2	x	III	10.6.	3	0,30	6,8	-		
91	0,2	x	III	10.6.	-			-		
92	0,25	x	III	10.6.	-			-		
93	0,25	x	III	10.6.	-			-		
94	0,25	x	III	10.6.	-			-		
95	0,75	x	III	10.6.	-			-		
96	0,5	x	III	10.6.	-			-		
97	0,25		Köklot	15.6.	-			6	0,88	7,5
98	0,25		"	15.6.	-			1	0,15	6,6
99	0,75		"	15.6.	3	0,18	8,7	6	0,36	8,6
100	0,5		"	15.6.	-			12	1,52	7,5
101	1		"	15.6.	3	0,24	6,9	1	0,08	8,0
102	0,5		"	15.6.	1	0,06	7,8	110	6,64	7,7
103	0,75		"	15.6.	-			4	0,63	6,9
104	0,75		"	15.6.	2	0,16	6,6	14	1,09	7,6
105	0,75		"	15.6.	-			-		
106	0,5		"	15.6.	-			13	2,38	8,1

Nr	Provtag- ningsdjup m	Prov ur älvfåran	Provtagningsom- råde (se avsnitt Material och met- oder)	Dätüm	Abborre			Nors		
					st	st/m ³	medellängd mm	st	st/m ³	medellängd mm
107	0,5		Harapois	15.6.	-			1	0,05	8,0
108	0,75		"	15.6.	-			-		
109			"	15.6.	-			-		
110			"	15.6.	-			-		
111	0,5		"	15.6.	-			-		
112	1		Pudimo	15.6.	-			51	2,57	6,8
113	0,25		IV	16.6.	306	552,35		-		
114	0,5	x	IV	16.6.	5	0,46	7,5	-		
115	0,25		IV	16.6.	151	961,78	8,0	-		
116	0,25	x	IV	16.6.	7	0,82	7,2	-		
117	0,25	(x)	IV	16.6.	4	0,55	7,1	-		
118	0,25	(x)	IV	16.6.	18	5,16	6,9	-		
119	0,5	x	IV	16.6.	2	0,18	6,6	-		
120	0,5	x	IV	16.6.	4	0,81	8,5	-		
121	0,5	x	V	16.6.	3	0,22	10,0	-		
122	0,25		V	16.6.	26	12,07	7,9	-		
123	0,25		V	16.6.	300	90,85	9,4	-		
124	0,5	x	V	16.6.	2	0,14	6,5	1	0,07	7,0
125	0,5	x	V	16.6.	2	0,18	7,0	28	2,55	7,5
126	0,5	x	V	16.6.	18	1,52	7,2	127	10,70	6,9
127	0,5	x	VII	16.6.	135	20,74	7,5	439	67,46	
128	0,5	x	VII	16.6.	29	5,01	7,2	256	44,22	
129	0,5	(x)	VII	16.6.	196	41,53	7,6	519	109,98	
130	0,5		VII	16.6.	198	27,91	8,3	21	2,96	
131	0,5		VII	16.6.	404	67,02	7,8	353	58,56	
132	0,5		Vörrå/Vöyri	18.6.	-			-		
133	0,25		"	18.6.	-			30	4,67	8,7
134	0,25		"	18.6.	-			8	2,69	8,6
135	0,25		"	18.6.	1	0,22	9,0	-		
136	0,25		"	18.6.	1	0,12	5,6	21	2,56	8,2
137	0,25		"	18.6.	1	0,34	9,6	4	1,36	7,9
138	0,25		"	18.6.	5	0,49	9,4	33	3,22	9,1
139	0,25		"	18.6.	5	0,63	9,4	22	2,79	8,3
140	0,5		"	18.6.	1	0,26	10,5	11	2,85	8,5
141	1		Köklot	14.6.	-			1	0,08	7,8
142	0,5		"	14.6.	-			6	1,83	7,1
143	0,75		"	14.6.	-			-		
144	1		"	14.6.	-			-		
145	1		"	14.6.	-			3	0,20	6,3
146	0,75		"	14.6.	2	0,28	6,3	9	1,25	7,0
147	0,25		"	14.6.	2	0,18	6,4	6	0,54	5,5
148	0,25		"	14.6.	-			7	0,70	8,9
149	0,25		"	14.6.	-			2	0,30	4,8
150	1		"	14.6.	2	0,18	6,7	5	0,46	7,0
151	1,75		"	14.6.	-			5	0,64	7,1
152	0,5		"	14.6.	1	0,12	6,6	57	6,98	6,2
153	0,75		"	14.6.	-			61	8,32	6,7
154	0,75		"	14.6.	-			2	0,19	7,5
155	0,75		"	14.6.	1	0,08	6,2	27	2,04	6,8
156	0,5		"	14.6.	1	0,21	6,4	-		
157	0,25		"	14.6.	-			1	0,42	5,0
158	0,25		"	14.6.	-			-		
159	0,25		"	14.6.	-			3	6,13	8,4

Nr	Provtag- ningsdjup m	Prov ur älvfåran	Provtagningsom- råde (se avsnitt Material och me- toder)	Datum	Abborre			Nors		
					st	st/m ³	medellängd mm	st	st/m ³	medellängd mm
160	1		Köklot	14.6.	-			4	0,40	7,2
161	0,5	x	V	21.6.	3	0,23	6,9	-		
162	0,5	x	V	21.6.	3	0,25	9,4	10	0,82	8,4
163	0,75		Storskatan	21.6.	-			5	0,41	7,0
164	0,5		Pudimo	21.6.	1	0,05	8,0	4	0,20	8,9
165	0,75		"	21.6.	-			9	0,57	7,7
166	0,5		"	21.6.	-			6	0,60	7,2
167	0,75		"	21.6.	-			2	0,18	7,6
168	1		"	21.6.	-			-		
169	0,5		Guttagrundet	21.6.	-			1	0,22	8,0
170	0,75		Östersund	21.6.	1	0,05	8,6	12	0,64	8,3
171	0,5		I	22.6.	1	0,79	6,6	-		
172	0,25		I	22.6.	3	0,63	8,3	-		
173	0,25		I	22.6.	4	0,58	8,4	-		
174	0,25		I	22.6.	1	0,57	7,8	-		
175	0,25		I	22.6.	-			-		
176	0,25	(x)	IV	22.6.	-			-		
177	0,5	x	IV	22.6.	5	0,66		-		
178	0,25		II	22.6.	11	3,45		-		
179	0,25		II	22.6.	154	80,84		-		
180	0,5		II	22.6.	-			-		
181	0,5	x	V	28.6.	17	0,97	11,9	-		
182	0,25	x	V	28.6.	1	0,10	13,0	-		
183	0,5		Pudimo	28.6.	-			3	0,15	7,9
184	0,5		Östersund	28.6.	-			22	1,98	8,1
185	0,5		Kimholm	28.6.	-			14	1,85	8,7
186	0,5		"	28.6.	-			4	0,54	7,3
187	0,5		"	28.6.	-			1	0,05	8,2
188	0,5		Sandgrund	28.6.	-			-		
189	0,5		Söderskatan	28.6.	-			3	0,49	6,1
190	0,5		Storviken	28.6.	-			1	0,18	10,0
191	0,5		Räsbådan	28.6.	-			1	0,07	7,2
192	1		Storsandviken	28.6.	-			-		
193	0,75		Lillsandviken	28.6.	-			-		
194	0,75		Skepparhamn	28.6.	-			-		
195	0,5		II	30.6.	7	0,66	11,9	-		
196	0,5		II	30.6.	13	1,01	11,7	1	0,08	14,0
197	0,5		II	30.6.	13	0,83	12,2	-		
198	0,25		I	30.6.	-			-		
199	0,25		I	30.6.	1	0,37	11,0	-		
200	0,25		I	30.6.	1	0,10	13,0	-		
201	0,25		I	30.6.	-			-		
202	0,25		II	30.6.	-			-		
203	0,25		II	30.6.	1	0,18	18,0	-		
204	0,5		Brudsund	6.7.	-			-		
205	1		"	6.7.	-			-		
206	0,5		"	6.7.	-			-		
207	0,25		"	6.7.	1	0,09	14,0	1	0,09	15,0
208	0,25		"	6.7.	-			2	0,24	10,0
209	0,25		IV	7.7.	-			-		
210	0,25		IV	7.7.	-			-		
211	0,5	x	IV	9.7.	25	0,72	17,5	9	0,26	11,5
212	1	x	IV	9.7.	51	1,68		10	0,33	13,4

Nr	Provtagningsdjup m	Prov ur älvfåran	Provtagningsom- råde (se avsnitt Material och me- toder)	Datum	Abborre			Nors		
					st	st/m ³	medellängd mm	st	st/m ³	medellängd mm
213	0,5		VI	9.7.	4	0,45	17,0	8	0,89	10,4
214	0,5		VI	9.7.	-			-		
215	0,5		VI	9.7.	2	0,25	19,5	-		
216	0,25		VI	9.7.	-			-		
217	0,5		V	9.7.	3	0,41	15,3	1	0,14	18,0
218	0,5		V	9.7.	-			-		
219	0,5		IX	11.7.	1	0,05	21,0	58	3,12	14,6
220	0,5	x	V	11.7.	14	0,49	19,5	20	0,70	14,6
221	0,5	x	IV	8.7.	23	1,84	16,4	2	0,16	16,5
222	0,5		IV	8.7.	-			-		
223	0,25	x	IV	8.7.	1	0,07	15,0	-		
224	0,5	x	IV	8.7.	20	1,02	15,6	3	0,15	14,3
225	0,5	x	IV	8.7.	57	1,76	17,3	2	0,06	14,5
226	0,5	x	IV	8.7.	10	0,47	17,0	42	1,98	11,0
227	0,5	x	V	8.7.	1	0,05	17,0	49	2,66	11,7
228	0,25		V	8.7.	-			3	1,32	11,7
229	0,25		V	8.7.	-			-		
230	0,5	x	V	8.7.	7	0,48	18,3	6	0,41	15,5
231	0,5		V	8.7.	-			1	4,76	14,0
232	0,5	x	V	8.7.	1	0,09	17,0	6	0,54	14,5
233	0,25		V	8.7.	-			2	0,41	14,0
234	0,5		V	8.7.	1	0,17	13,0	1	0,17	13,0
235	0,5	x	V	8.7.	231	6,07	16,1	60	2,10	15,0
236	0,5	x	VII	8.7.	46	4,80		298	31,10	14,2
237	0,5	(x)	VII	8.7.	63	10,94		96	16,67	
238	1	x	VII	8.7.	1	0,13		68	8,68	
239	1,75	x	VII	8.7.	-			10	1,78	10,7
240	0,5	x	VII	8.7.	253	36,40	17,3	1	0,14	
241	0,5	x	VIII	8.7.	105	10,96		6	0,63	
242	0,5	x	VIII	8.7.	11	0,79	17,0	7	0,50	11,0
243	0,5	x	VIII	8.7.	41	5,14	18,3	2	0,25	12,0
244	0,5	x	IX	8.7.	4	0,32	16,8	1	0,08	8,0
245	0,5	x	VI	8.7.	1	0,11	12,0	1	0,11	21,0
246	0,5	x	V	8.7.	-			-		
247	0,5	x	IV	12.7.	21	0,56	21,3	29	0,77	16,6
248	0,5	x	V	12.7.	3	0,25	18,0	8	0,67	11,5
249	0,5	x	VII	12.7.	5	0,57	20,0	14	1,61	16,6
250	0,5		VII	12.7.	2	0,41	17,5	-		
251	0,5		VII	12.7.	3	0,46	18,0	-		
252	0,5	x	V	12.7.	5	0,34	22,6	30	2,04	15,1
253			IV	12.7.	-			-		
254	0,5	x	IV	13.7.	3	0,09	20,0	6	0,18	17,2
255	0,5	x	V	13.7.	1	0,09	23,0	26	2,31	15,8
256	0,5	x	V	13.7.	3	0,29	20,7	7	0,69	10,7
257	0,5	x	VII	13.7.	2	0,11	19,5	24	1,33	15,0
258	0,5	x	VIII	13.7.	4	0,26	20,5	1	0,07	12,5
259	0,5		VIII	13.7.	-			5	0,40	10,8
260	0,5	x	IX	13.7.	-			3	0,10	11,3
261	1		Tailot	13.7.	-			-		
262	1,25		Pudimo	13.7.	-			1	0,03	18,0

Uppgifter om notvarp, notdagar och fångster (st/varp).

a) ovanom Vassorfjärden

p) index för vattenväxtlighet (se avsnitt 3.121)

Not
Nuottaus 1980

Datum Pvä	Djup Syvitys m	No	Plats Paikka	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi
26.6.1980	1	1	Vassor	523	26	1				15		
	1	2	"	2757	7					2		
	0,8	3	"	124	16					65		
	1	4	"	911	45	8				3	2	
	1-2	5	"	a) 59								
	1-1,5	6	"	a) 1659	14							1
	1	7	Vassor fj.	358		2				28	2	
	0,3-0,5	8	"	1								
10.7.1980	0,5-1	9	Vassor fj.									
	1	10	"									
	1	11	"	8	44			1				
	1	12	"									
	1-1,2	13	"	31	8			1				
	0,3-0,4	14	"									
	0,5-0,8	15	"	72	19			32	1		1	
0,8	16	"	46	1			90				3	
21.7.1980	0,8	17	Vassor fj.									
	0,8	18	"									
	1-1,2	19	"	18	2							
	1,5	20	"	3	1							3
	1-1,2	21	"	29			11	288	1			
	1	22	"									
	0,8	23	"	75	1		12	640				1
	0,6	24	"	25	2		7	232				2
	1	25	"	31	3		16	271		1		
	1,5	26	"	1				2	1			4
	0,2-2,5	27	Vassor	a) 5		26		3	1			45
	0,4-2,5	28	"	a) 1								
	0,4-1,2	29	"	15		3	5	101				2
19.8.1980	0,9	30	Vassor fj.									
	0,9	31	"									
	1	32	"									1
	0,9	33	"									
	1,2	34	"			1						
	1,5	35	"				1					
	1-2	36	"									
	0,6-1,5	37	Vassor	4								5
1	38	"										
25.6.1980	1,2	39	Österfjärden	82	1	1				16		
	2	40	"	20						37		
	1-1,5	41	"	28						24		
	1,2-2,5	42	"	32						39		
	1,5	43	"	5						23		
	0,6-1	44	"	716	16					52		

Datum Pvä	Djup Syvvyys m	No	Plats Paikka	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi
8.-9.7.1980	0,6-1	45	Österfjärden	18				17	1			
	0,3	46	"									
	0,5	47	"	3								
	0,5-0,8	48	"	4				156				
	1	49	"	44				226	5			
	1,5	50	"	36	43	12		4		38		
	1,5-2,5	51	"	3	3					10		
11.7.1980	0,3	52	Österfjärden						1			
	0,5	53	"	370				5				
	0,8	54	"	223				25				
22.7.1980	0,3	55	Österfjärden	2								
	0,4	56	"	1					2			
	0,5-0,7	57	"	120			1	44	1			
	0,8-1	58	"									
	1-1,2	59	"	11		1		50	2			
	1-1,2	60	"	307		1		3				
	1-1,5	61	"	4				62		34	5	
	1,3	62	"	40			20	400			5	
	1-2	63	"			4				1		
	0,8-1,3	64	"	1	3				1	1	3	
9.7.1980	0,1-1	175	Vassor a)	41	1	166	1					4
	1,5	176	" a)	73		5	19	28				1
	0,2-0,5	177	Vassor fj.									
	0,6-1,2	178	"									
27.6.1980	0,2-1	65	Lave			1					7	
	0,2-1	66	"			56					6	1
	0,2-1	67	"			10					2	
	0,2-1	68	"			14			1	1		
	0,2-1	69	"			3			1		1	
	2.7.1980	1-1,5	70	Hässjefladan	3							3
1		71	"	133								
0,1-0,3		72	"						1			
1-1,5		73	"	16						38		
1,2		74	Söderfjärden	36								
0,3-0,6		75	"						2			
0,5		76	"	14	2							
1-1,5		77	Öster-Söderfjärden	158							136	
1-1,5		78	"	41				1			64	
1,5		79	Hästholmen	3							10	
16.7.1980	1,2	80	Björnholmen	1130				1			5	
	0,5	81	Söderfjärden	1			534					
	0,8-1	82	"	179			206					
	1	83	"	75			1	5				
	1,5	84	"									
	1,5	85	"	1								
	0,4-0,5	86	"	188				27				
	0,8-1,2	87	"	4				2				
	1-1,5	88	"	584				216		10		
	1-1,5	89	"	66				177		10		
	0,2-0,5	90	Lave	4		1		1				
	0,1-0,5	91	"									

Datum Pvä	Djup Syvvyys m	No	Plats Paikka	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi
23.7.1980	1-1,3	144	Matilotsund	4							1	
	1-1,3	145	"	2								
	1-1,5	146	"						1			
	0,8-1,0	147	"	52								
	0,5-0,7	148	"	15			1	17			3	
Not Nuottaus 1980 (ytterområden) (ulkoalueet)												
Datum Pvä	Djup Syvvyys m	No	Plats Paikka	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi
30.6.1980	0-1,2	149	Lilliviken									
	0-1,2	150	"									
	0-1,2	151	"									
	1-2	152	"									
	1-2	153	"									
	1,2	154	"									
	0-1,5	155	"									
7.7.1980	1-1,5	156	Söderbrunn									
	0,5-1	157	"									
	1	158	"	6				2				
	0,5-1	159	"							18		
	1	160	"									
	0,5	161	Mellanbrunn									
	0,5	162	Tosplot						1			
	0,3-1	163	"									
	1-1,2	164	"									
			165	Söderbrunn								
10.7.1980	0,5	166	Maxmo, Norrfjärden									
	0,3-0,5	167	"						1			
	0,3-1,5	168	"	3		1				9		
23.7.1980	0,3-1,2	169	Sticksholm	1				2				
	1	170	Panalot sund									
	1-1,2	171	"	10				56				
	1-1,5	172	"									
	0,8-1	173	"									
	0,5	174	"						1			

Datum Pvä	Djup Syvvyys m	No	Plats Paikka	p	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Id Säyne
24.7.1981	1	242	Söderbrunn	5									
	1,2-1,5	243	"	4					13	1			
	1,2-1,5	244	"	3									
	0,5-1	245	Norrbrunn	3									
	0,1-3	246	"	1					9		13		
	1,5-2	247	"	2					9				
	0,6-1,2	248	"	2					3				
	1,2	249	"	2					132				
	1,5-2,5	250	Söderbrunn	3									
3.8.1981	0,2-1,5	251	Lekmosund	2									
	0,5-0,8	252	"	3					5				
	1,3	253	"	2									
	1	254	"	4	3				2				
	0,5	255	Pudimo	1					5				
	0,2-0,8	256	"	2	1								
	1	257	"	3				2	1				
	0,9-1,2	258	Tailot	4	2								
	1	259	"	-	2				2				
1,2	260	"	3										
5.8.1981	1,5	261	Maxmo	4					5	2			
	1	262	"	5					1	5			
	1,2	263	"	4									
	0,8	264	Nedrankull	4									
7.8.1981	0-0,8	265	Köklot	1					4				
	0,2-0,4	266	"	1									
	0,5	267	"										
	1	268	"						2				
	1,1	269	"		1								
	1,2	270	"										
	0,8	271	"		12				7				
	0,6	272	"						7				
1,2	273	"	3					8					

Datum Pvä	Djup Syvvyys m	No	Plats Paikka	p	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Strömning Silakka	Loja Salakka
23.9.1981	1	274	Tailot	4					1				
	0,7	275	"	4				1					
	1,4	276	"	-				1				1	
	1,5	277	"	-								1	
	1,5	278	Kettalot	-				55	34			1	
	1,5	279	Tailot	1							1	18	6
	1,5	280	"	-							2	232	1

Not
Nuottaus 1982

Datum Pvä	Djup Syvyys m	No	Plats Paikka	p	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi	Id Säyne
30.7.1982	0,5-1	1	Oxholm	3-1	343	9	5	206	3596	1		10		
22.6.1982	0,1-0,4	2	Vassor fj.		26	1								
	0-1,5	3	Vassor											
	0-1,2	4	"	3	52		2							
16.7.1982	0,5-0,8	5	Vassor	3	615						5			
	1	6	Vassor fj.	5	734	11		884	135	1				
	1	7	"	5	142	4								
	1-1,2	8	"	2	5									
	0,8-1	9	"	3	4									
	1	10	"	2										
	1	11	"	3	40	26								
22.7.1982	0,5-0,7	12	Vassor	4	216	1		78	706		8			
23.7.1982	0,6-0,8	13	Vassor	3	289	1		4	748	1	25			
26.7.1982	0,5	14	Vassor	4	22	1		2	314	4				
	0,2-0,3	15	"	5						1				
	0,4	16	"	3	32				102					
	0,7	17	"	4	53	1			82	3	36		4	
	0,4-0,5	18	"	4	54	2		244	333	1				1
30.7.1982	0,6-0,8	19	Vassor	3	28		1	271	292	1				
	0,6-0,8	20	Vassor fj.	4	203	3		400	278					
	0,6-0,8	21	"	3	8			75	16					
	0,6-0,8	22	"	4	18			4	53	5				
5.8.1982	0,7	23	Sandören	4	17			123	245					
	0,8	24	"	3	6		2	115	171		4			
	0,2-0,4	25	"	3	13		1	23	53					
	0,6-0,8	26	"	4	27			241	107					
	0,6-0,8	27	"	4	6			41	105					
	0,6	28	"	3	4			12	77	1				
14.7.1982	0,8	29	Österfjärden		213	8							9	
	0,6	30	"	4	428	13				4	17			
	0,7	31	"		1008					3	1			
	0,6	32	"		40									
	0,3-0,5	33	"		137					1				
20.7.1982	0,6	34	Österfjärden	4	14			13		1				
	0,6	35	"	3	69			22		1	1			
	0,6	36	"	3						1				
	0,5	37	"	3										
	1,3	38	"	2	214	4			13	1	204			
31.5.1982	0,1-0,6	39	Lave											
24.6.1982	0,1-0,7	40	Lave											
	0,1-1	41	"	1	12						9			
	0,1-1	42	"	2	363						8			
	0,1-1	43	"											
	0,1-1	44	"											
	0,1-1	45	"		963									
8.7.1982	1-1,5	46	Hästholmen		17									
	1,2-2,5	47	Nätören		1588	1					2814			
	1,3-3,0	48	"		2215						4077			

Datum Pvä	Djup Syvyys m	No	Plats Paikka	p	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Löja Salakka	Stäm Seipi	Id Säyne
9.7.1982	1	49	Söderfjärden	3	2722			1	6					
	1	50	"	3	1535				3					
	1,5	51	"	2	1468	8					19			
	1,5	52	"	1	165	12					36			
28.7.1982	1	53	Söderfjärden	2	70									
	0,4	54	"	3										
	0,8	55	"	5	764			15	463	2				
	0,2-0,3	56	"	2	2									
	0,6	57	"	4	1523			88	1462				7	1
	1	58	"	2	158	3	2		21		5			
	1,5	59	"	-	7	5			1		8			
	1	60	"	3	424			4	479	1	7			
11.8.1982	0,8	61	Söderfjärden	4	132			1	109	1				
	0,7	62	"	3	255									
	0,3-0,4	63	"	2	82				23	2				
	0,7	64	"	4	32									
	0,8-0,9	65	"	3	29				11	1				
	1,1	66	"	3	351			101	730	2				
12.7.1982	0,6	67	Hässjeflädan	1	123									
	0,8	68	"	1	1311			1						
	0,8	69	"	1	12						9			
	1	70	"	3	937	2			1		23			
	1,5-2	71	"	0	1345				3		578			
	0,8	72	"	3	811	1					17			
	0,5-0,7	73	"	3	560			4	6	1		2		
13.7.1982	1,5-3	74	Sticksbolmen	-	1207						16			
23.7.1982	1-1,2	75	Matilot	3	13626				3					3
	0,3-0,5	76	"	3						3				
	1-1,3	77	"		263						181			
	0,6-1	78	"	3	133					2				
	0,6-0,8	79	"	4	975			1	111					
	0,5-0,7	80	Nabben	2	2507		1			5				
	1,3	81	"	2	418						1			
	0,8	82	"	3	167					2	20			

Not
Nuottaus 1982 (ytteromraden)
(ulkoalueet)

Datum Pvä	Djup Syvyys m	No	Plats Paikka	p	Abborre Ahven	Gös Kuha	Gers Kiiski	Braxen Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Sik Siika	Siklöja Muikku	Id Säyne
31.5.1982	0,2-1,2	83	Storskata									165	4	
	0,3-1,5	84	"									1	1	
	0,3-0,9	85	"									1		
	0,8-1,5	86	"											
15.6.1982	0-0,6	87	Harapois									2		

Datum Pvä	Djup Syvyys m	No	Plats Paikka	Abborre p	Gös Ahven	Gers Kuha	Braxen Kiiski	Mört Lahna	Mört Särki	Gädda Hauki	Nors Kuore	Sik Siika	Siklöja Muikku	Id Säyne
21.6.1982	0,2-1,5	88	Storskata	10										
	0,5-1,2	89	"											
	0-2	90	Pudimo sand									1		
	0-1,5	91	"											
	0,1-0,4	92	"											
	0,5-2,5	93	"									1		
	0-1,2	94	Pudimo									5		
	0-1,2	95	"											
	1-2	96	"											
	1-2	97	Sticksund							4	4	1		
28.6.1982		98	Kimholmarna											
	0,3-1,8	99	Söderskatan									28		
	0,2-1	100	Storsandvik									4		
	0,1-1	101	Västerö									18		
6.7.1982	1,2	102	Träskviken											
		103	Särkimo n.											
	1-1,5	104	Skoängsviken	5	4					1				
13.7.1982	1,5	105	Tailot s		4						40	1		
	1,3-2,5	106	Storskata		29						3			
	1,5-2,5	107	"		4						4			
21.7.1982	1-1,2	108	Tosplot	3	1					1				
	0,3-0,4	109	"	2	1									
	0,5-1,2	110	"	3	2									
	0,7-1,2	111	Kettalot	4	174									
	1,2-1,5	112	Söderbrunn	5	24									
	1-1,5	113	"	1	2					1				
	0,4-1,2	114	Norrbrunn	2	3				26					
	0-3	115	"								19			
	1	116	"											
1,2	117	"		202				14						
22.7.1982	0,5-1	118	Öskatan	3	462									
	1,7-2,5	119	"	1							1			
	0,6-1	120	Nedrankull	5	113									
	0,4-0,5	121	"	4	1					1				
	0,4-0,7	122	Hälsingholmen	5	1					1				
	0,5-1,3	123	Maxmo	4	1226			244		1				
	0,5-1,3	124	"	2										
	0,8-1,2	125	Norrfrjärden											
27.7.1982	1,3-1,5	126	Rodenkiri	1	1									
	1-1,5	127	Norrfrj. mynn.	4	110			4960						
	0-2,5	128	Snärörarna	2	33			38						
		129	Öskatan	2	11									
29.7.1982	0,3-0,4	130	Lekmosund	3	40				6					
	1-1,5	131	Mossaviken	1	129				1					
	1,3-2	132	Grangrundin	2	5							1		
	0,3-0,5	133	Pudimohamn	4	41				70	1	1			
	0,5-1	134	Tailot	4	3				14	2				
	0,5-1	135	"	3	500				40					