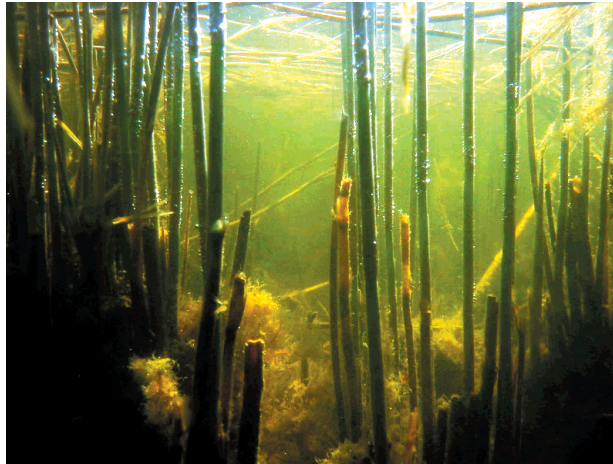


Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd



LARS LJUNGGREN
ALFRED SANDSTRÖM
GUSTAV JOHANSSON
GÖRAN SUNDBLAD
PETER KARÅS

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Magnus Appelberg,
Lars Ljunggren och Alfred Sandström

För beställning kontakta:
Fiskeriverkets kustlaboratorium
Box 109, 740 71 Öregrund
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

Omslag tryckt på Conqueror Texture 220 g miljövänligt papper.
Inlaga tryckt på 90 g obestruket miljövänligt papper.
Tryckt i 70 ex, maj 2005. Intellecta Docusys, Västra Frölunda

ISSN 1404-8590

Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd

LARS LJUNGGREN
ALFRED SANDSTRÖM
GUSTAV JOHANSSON
GÖRAN SUNDBLAD
PETER KARÅS

Fiskeriverkets Kustlaboratorium, Box 109, 740 71 Öregrund

Innehåll

Summary	6
Sammanfattning	7
Introduktion	9
Material och metoder	14
Resultat och diskussion	21
Slutsatser	39
Referenser	41
Bilagor	46

Summary

During the last decades, declining catches of perch and pike has been reported from several coastal areas around the Baltic. The reason for this has been unclear. To summarise the present knowledge about the problem, the Swedish National Board of Fisheries arranged a workshop in 2002. Based on the recommendations from this a field survey was undertaken in 2003. The goals of the survey were to:

- I) analyse the geographical distribution of the recruitment problems.
- II) identify the most critical life stage
- III) analyse if there is a relationship between recruitment failure and –
 - habitat changes (i.e. vegetation coverage and abundance of filamentous algae).
 - food availability (i.e. zooplankton availability at onset of feeding).
 - predation (i.e. abundance of sticklebacks).

Data on abundance of juvenile freshwater species during the last ten years revealed that most of the outer archipelago areas along the coast of the Baltic proper had low or no recruitment of perch. The most affected areas in the Baltic proper was the Kalmar sound, Stockholm archipelago and the coastal areas of Gotland. In the Bothnian Sea and in the inner archipelagos of the Baltic proper the recruitment was normal. The situation is similar for pike and other freshwater species, with exception for sticklebacks. In the most severely affected areas, the juvenile fish community was dominated by sticklebacks.

Data from commercial landings of perch and pike and an inquiry among commercial fishermen supports the geographical pattern of the problem. These data indicates that the changes took place during the 90-

ies, but there are long time series from Gotland that shows that the decline in catches could have started already during the 70-ies. The geographical pattern indicates that the reason for the declining coastal fish stocks should be sought in the offshore areas of the Baltic proper.

Based on the abundance of early life stages of perch, we can state that it is during the larval or early juvenile stages that the problem appears, and that it most probably is the early larval stages that are most critical.

No correlation was found between recruitment failure (of perch and pike) and vegetation community composition or vegetation coverage, neither was there any correlation between recruitment failure and abundance of filamentous algae. There was however a clear relationship between abundance of adult sticklebacks in the spring and recruitment failure. Further analyses of a broader dataset of juvenile surveys reveal that high abundance of sticklebacks does not necessary mean a negative effect on the recruitment of perch and pike. Neither does data from Kalmar sound before the decline of the stocks support sticklebacks as the main reason to the decline of the other species. However, there was a strong correlation between food abundance (zooplankton) at the time of onset of feeding and recruitment success of perch. Common for all stations with recruitment problems was significantly lower abundance of zooplankton compared to reference areas.

Conclusively, these results, together with the changes in the zooplankton- and clupeid communities reported from the pelagic areas of the Baltic indicates that the recruitment of the coastal species might be affected by large scale changes in the pelagic ecosystem.

Sammanfattning

Under de senaste decennierna har fiskare, lokala myndigheter och forskare uppmärksammat minskande bestånd på grund av försämrade yngelproduktion (rekrytering) av framför allt gädda och abborre längs flera kustområden i Egentliga Östersjön. Med anledning av detta hölls en workshop i Öregrund i oktober 2002 där forskare tillhörande olika arbetsfält från länderna runt Östersjön samlades för att sammanfatta det aktuella kunskapsläget. Med utgångspunkt från denna workshop, inledde Fiske- och vattenmyndigheten våren 2003 fältstudier i problemområdena, samt i ett antal andra kustområden för att få en uppfattning om problemen omfattning och geografiska utbredning. Undersökningarna inriktades på att besvara följande frågeställningar:

- I Vilken är den geografiska utbredningen av rekryteringsproblemen?
- II Vilket livsstadium är det som drabbas?
- III Finns något samband mellan rekryteringsframgång och:
 - förekomst av påväxtalger?
 - bottenvegetationens sammansättning och täckningsgrad?
 - födotillgång för nykläckta fisklarver?
 - förekomst av spigg?

Förutom de data som samlades in under våren/sommaren 2003 har även ett antal äldre studier nyttjats, framförallt för att beskriva den geografiska utbredningen av problemen.

Studierna kunde påvisa ett storskaligt geografiskt mönster i rekryteringsframgång för Östersjöns bestånd av gädda och abborre. Skillnader förelåg mellan Östersjön och Bottenhavet samt mellan inner- och ytterskärgårdar. De områden som har studerats i Bottenhavet visade inte på störningar i produktionen av yngel. Så var även fallet i de mest skyddade, inre delarna av de större skärgårdsområdena i Egentliga Östersjön. Söder om Ålands hav, från Stockholms skärgård till Kalmarsund,

var rekryteringen av gädda och abborre däremot svag eller obefintlig i stora delar av ytterskärgårdsområdena. Problemen framträdde tydligast i Kalmarsund, vid Gotland och i Stockholms skärgård. Rekryteringen av abborre i Östersjökustens ytterskärgårdar var svag eller obefintlig i 80% av de undersökta lokalerna. Resultaten visade också att lyckad rekrytering i Östersjöns ytterskärgårdar endast förekommer i de allra mest skyddade/avsnörda vikarna. Mönstret är detsamma men mindre tydligt för gädda. Rekryteringsstörningarna i dessa områden omfattade också andra arter än gädda och abborre, i stort sett samtliga värlekanade sötvattensfiskar såsom mört, braxen, björkna m fl drabbades på ett likartat sätt. Undantaget var stor- och småspigg, vilka var mycket vanliga i de värst drabbade områdena. Ofta bestod därför yngelsamhället i dessa områden i huvudsak av spiggar. I Kalmarsund, som är det mest väldokumenterade området med rekryteringsproblem, tyder mycket på att den största förändringen inträffade under 90-talet. Fångstdata från yrkesfisket, samt en enkätundersökning riktad mot kustbaserade yrkesfiskare, visar på samma mönster. Således har fångsterna inom yrkesfisket av abborre och gädda längs Egentliga Östersjön minskat kraftigt under 90-talet. Däremot finns inga tecken på minskande fångster i Bottenhavet.

Den fältstudie som genomfördes under 2003 bekräftade tidigare iakttagelser, att problemen uppstår under det första levnadsåret och indikerar att det är perioden strax efter att fiskens embryon kläcker och resorberar sin gulesäck som är mest kritisk. Det gick inte att påvisa några samband mellan rekryteringsproblemen och vegetationssammansättning eller förekomst av fintrådiga alger. Tätheten av spiggar var relativt hög i många av områdena med rekryteringsstörningar. Detta till trots förefaller predation från spigg inte vara huvudorsaken till problemen. Anledningen

till denna tolkning är främst att tätheterna av spigg inte ökat över tiden i Kalmarsund, att förekomsten av spigg ofta är betydligt högre i Bottenhavet, samt att tätheten av årsungar av storspigg var som högst i de delar av Östergötlands skärgårdar där rekryteringen av abborre och gädda fortfarande fungerar. Däremot är det intressant att notera att spigg inte påverkas på samma sätt som de övriga arterna.

Gemensamt för lokaler med utslagen fiskrekrytering var mycket låga tätheter av zooplankton. De låga tätheterna av föda i form av zooplankton under ynglens kritiska första levnadsveckor förefaller vara en starkt bidragande orsak till problemen.

Studien tyder på att rekryteringsproblemen är storskaliga och att de kan kopplas till situationen i Egentliga Östersjöns utsjöområden. De trender som finns i de pelagiala delarna av dessa områden stödjer misstanken om att orsaken kan kopplas till förändringar i zooplanktonsamhället. Att vissa områden har drabbats hårdare än andra beror antagligen på kombination av sådana storskaliga förändringar och lokal avsaknad/utslagning av de viktigaste lek- och uppväxtområdena i tillrinnande sötvatten och avsnörda vikar. Lokalt kan således andra ekologiska faktorer, som t ex habitatförändringar eller andra miljöförändringar har bidragit till den uppkomna situationen.

Introduktion

Under de senaste decennierna har rapporter från fiskare, lokala myndigheter och forskare uppmärksammat minskande bestånd av framför allt gädda och abborre längs flera av Östersjöns kustområden. Det område i Sverige som har omtalats mest är Kalmarsund, där en dokumenterad nedgång skedde under 90-talet (Andersson *et al.* 2000). Situationen ansågs så allvarlig att man infört fiskeförbud och initierat restaureringar av potentiellt viktiga rekryteringsområden, främst i tillrinnande sötvattendrag. Problemen har som regel tidigt observerats och påtalats på lokal nivå. Under senare tid har man dock mer och mer börjat misstänka storskaliga förändringar och möjligheten att huvudorsaken kan vara gemensam för de värst drabbade områdena (bilaga 1, Alme-sjö och Hansson 2002).

Ett antal regionala studier har genomförts tidigare för att utreda omfattningen och orsakerna till nedgången av kustbestånden (Andersson *et al.* 2000, Lehtonen *et al.* 2000, Bylund *et al.* 2001). Flera potentiella orsaker till problemen har förts fram. Även om flera av dessa har kunnat förkastas, har dock ingen enskild faktor kunnat pekas ut som huvudorsak. Med anledning av den uppenbara bristen på kunskap om vad som uppfattades som ett reellt hot mot de kustnära fiskbestånden påbörjade Fiskeriverkets kustlaboratorium hösten 2002 undersökningar av problemens omfattning och orsak i större skala. Som ett första steg anordnade Fiskeriverket i samarbete med Naturvårdsverket en workshop i Öregrund i oktober 2002 där forskare inom olika områden från länderna runt Östersjön samlades för att sammanfatta det aktuella kunskapsläget (bilaga 1, Ljunggren *et al.* 2004). I slutdokumentet från denna listades de mest troliga orsakerna till problemen (tabell 1, bilaga 1), medan andra föreslagna orsaker ansågs som mindre troliga. Med utgångspunkt från de föreslagna riktlinjerna för fortsatt forskning som togs fram vid

Tabell 1. Förslag på specifika forskningsområden som fortsatta studier bör fokusera på. (Workshop om rekryteringsproblem på abborre och gädda, 22–23 oktober 2002, Öregrund.)

prioritet	forskningsområde
1	habitatförändringar (fysiska eller biologiska)
2	födottillgång för nykläckta fisklarver
2	predation
2	parasiter och sjukdomar
2	miljögifter

detta möte genomförde Fiskeriverket fältstudier längs Östersjökusten under våren och sommaren 2003. Denna rapport redovisar i första hand resultatet av dessa studier och i andra hand, även andra publicerade såväl som opublicerade studier. Framför allt har äldre uppgifter samt data från andra projekt använts för att få en så god bild av problemets geografiska utbredning som möjligt.

Eftersom rekryteringen generellt anses fungera i sötvatten, kommer denna rapport, där inte annat anges, att behandla situationen i kustmiljön. Vi har heller inte haft möjlighet att studera samtliga av de potentiella orsaker som pekades ut (tabell 1) utan en prioritering har skett innan fältinsatserna 2003. De specifika frågeställningar som sattes upp och som denna rapport i huvudsak kommer att redovisa är:

- I Vilken är den geografiska utbredningen av rekryteringsproblemen?
- II Vilket livsstadium är det som drabbas?
- III Finns något samband mellan rekryteringsframgång och:
 - förekomst av påväxtalger?
 - bottenvegetationens sammansättning och täckningsgrad?
 - födotillgång för nykläckta fisklarver?
 - förekomst av spigg?

För samtliga faktorer under punkt tre finns det indicier som tyder på att dessa kan vara potentiella orsaker, det ansågs också möjligt att med tillgängliga medel utforma en fältstudie för att undersöka dessa samband. Detta utesluter dock inte att t ex miljögifter, parasiter eller sjukdomar skulle kunna vara orsaken, det finns dock inga fakta som direkt tyder på detta.

I följande stycken ges en bakgrund kring de orsakssamband som studerats.

Habitatförändringar (vegetation och påväxtalger)

Majoriteten av sötvattenfiskarna i Östersjön växer upp i grunda kustområden eller i tillrinnande sötvatten. Många av dessa miljöer tillhör de mest utsatta för mänskliga aktiviteter. Särskilt de små kustmynnande vattendragen och de grunda skyddade vikarna är sannolikt bland de allra mest påverkade akvatiska miljöerna i landet. Olyckligtvis är det ofta just dessa miljöer som är de viktigaste rekryteringsområdena, d v s lek- och uppväxtområden för många fiskarter. Vanliga störningar är t ex utdikningar, vandringshinder, exploatering av stränder, anläggning av båthamnar, muddring, näringsläckage från jordbruk och skogsbruk och utsläpp från industrier.

De storskaliga habitatförändringar som lyfts fram som en potentiell förklaring till rekryteringsproblemen är i första hand en förändrad sammansättning av undervattensvegetationen, en ökad mängd finträdiga alger samt vattenkemiska förändringar som en följd av detta (syre, ammonium, pH m m). Vattenkemin tros framförallt påverka fiskens känsligaste livsstadier: embryonal- och larvstadierna.

Vegetationen är viktig dels genom att den fungerar som leksubstrat och dels genom att den erbjuder de små fiskynglen skydd undan rovfiskar och andra predatorer. Vegetationens betydelse för fiskar har demonstrerats i en rad olika studier (Orth *et al.* 1984, Pihl 1986, Grenouillet och Pont 2001). Minskad täckningsgrad av vegetation på grund av störningar från båtlivet har kopplats samman med försämrade rekrytering hos bl a gädda, mört, sarv, sutare,

braxen och björkna i en studie från Stockholms skärgård (Sandström *et al.* under tryckning).

Under så kallade blomningar, d v s när exceptionella tätheter av växtplankton förekommer, kan en del arter under vissa förhållanden producera ämnen som har en toxisk inverkan på fisk. Sådana blomningar tros, delvis som en konsekvens av eutrofiering, ha ökat markant under de senaste 15–20 åren (Kahru 1994, Hallegraeff 1995). De grupper som oftast förekommer i sådana sammanhang är dinoflagellater, flagellater och cyanobakterier (blågrönalger). Det mest dramatiska exemplet i Sverige på en toxisk algblomning är förmodligen den massiva fiskdöd som 1988 utlöstes av flagellaten *Chrysochromulina polylepis* i Kattegatt – Skagerrak. Trots de mycket påtagliga effekterna i de drabbade områdena konstaterar dock Lekve *et al.* (1999) att blomningen inte fick några påvisbara konsekvenser för det kustnära fiskesamhället sett över en längre tidsperiod. Exakt vad som reglerar produktionen av algtoxiner är idag okänt men mycket tyder på att förhållandet mellan olika näringsämnen i kombination med andra abiotiska faktorer som temperatur, ljus och cirkulation har en central betydelse (Flynn och Flynn 1995, Johansson *et al.* 1996). Förutom ovanstående exempel kan vissa trådformiga alger troligen också producera toxiner som eventuellt kan vara skadliga för fisk. Generellt är det dock få av ovanstående potentiella toxinbildande alger som förekommer i stor mängd i rekryteringsmiljöerna för abborre, gädda och andra värlekande sötvattenarter under den mest känsliga tiden. Störst risk att det sammanfaller i tid och rum med rekryteringen av de drabbade fiskarterna är antagligen den trådformiga brunalgen *Pylaiella littoralis* som rapporterats ha negativ inverkan på överlevnaden av strömmingsägg (Aneer 1987).

Förekomsten av finträdiga alger anses ha ökat under senare tid (Karås opubl.). Tyvärr finns inga tidsserier som styrker detta i typiska rekryteringsmiljöer för kustbestånden av abborre och gädda, d v s skyddade grundområden. Däremot finns tidsserier från andra habitat, t ex vågexponerade hårdbottnar där detta finns dokumenterat (t ex Bonsdorff *et al.* 1997). Effekter av finträdiga alger på fiskens rekryte-

ring i Östersjön är inte särskilt väl studerade med undantag för strömming (Aneer 1987, 1991). Studier av grunda områden på den svenska västkusten visar att en dominans av fintrådiga alger kan få en negativ effekt på biomassa och artdiversitet hos fisk (t ex Pihl *et al.* 1994). Experimentella studier har visat att ung torsk och flundra får svårare att hitta föda i miljöer där mängden fintrådiga alger är hög (Isaksson *et al.* 1994, Aarnio och Mattila 2000). När stora sjök av fintrådiga alger dör och bryts ned förbrukas också syre. Om vattenutbytet är litet samtidigt som stora mängder döda alger bryts ned kan syrehalten i vattnet bli för låg för fisk (Kruse och Rasmussen 1995). Fiskägg och små fisklarver som inte kan förflytta sig från de mest utsatta områdena är särskilt känsliga härför. I danska Århusbukten var exempelvis rekryteringsområdena för plattfisk periodvis utslagna under slutet av 80- och början av 90-talet på grund av långa perioder med syrebrist.

Födottillgång

Tillgången på lämpliga födoobjekt i tillräcklig mängd vid rätt tidpunkt är av avgörande betydelse för överlevnaden av fiskars tidiga livsstadier. Pilotstudier i de områden av Kalmarsund där rekryteringsproblem har dokumenterats (Andersson *et al.* 2000) visade att tätheten av zooplankton (djurplankton) var mycket låg i förhållande till det studerade referensområdet. Därför utpekades, vid en workshop om rekryteringsproblemen år 2002 (bilaga 1), tillgången på zooplankton för fisklarver som en av de mest intressanta parametrarna att studera.

I stort sett alla fiskarter är under delar av eller hela sin livstid beroende av zooplankton som föda. Många pelagiska arter äter uteslutande zooplankton även som vuxna, t ex skarpsill, andra arter kan livnära sig på zooplankton under hela sitt liv, men börjar också utnyttja andra födoresurser i takt med att de tillväxer (t ex mört och sik). De arter som är mer utpräglade predatorer (rovfiskar) är som regel bara beroende av zooplankton under en kortare period efter kläckning (t ex abborre, gädda, gös, torsk, lake). Dessa arter är som regel

anpassade till att tidigt kunna fånga och svälja större byten. Detta anses leda till att deras larver och yngel är sämre anpassade till att fånga små byten än utpräglade planktonätare (Persson och Greenberg 1990). Betydelsen av zooplanktontillgång för rekryteringen har visats för ett flertal arter (Cushing 1990). Förändringar i zooplanktonsamhället har t ex framförts som en av de viktigaste orsakerna till fluktuationerna hos torskbeståndet i Nordsjön. Det skulle enligt Beaugrand *et al.* (2003) vara den viktigaste förklaringen till "the gadoid outburst", d v s den rika tillgången på bl a torsk i Nordsjön mellan mitten på 60-talet och mitten på 80-talet.

Låg tillgång på zooplankton kan påverka rekryteringen genom i huvudsak två mekanismer. Den ena genom att larverna helt enkelt svälter ihjäl när gulesäckens energireserver tagit slut (Hjort 1914, Cushing 1969). Den andra genom att tillväxten hämmas vilket ökar risken för att larverna/ynglen ska dö av andra orsaker som t ex predation (Byström 2000, Houde 1997), ökad känslighet för sjukdomar och parasiter (Sirois och Dodson, 2002) eller ökad risk för svält under den första vintern (Post och Ewans, 1989). Vilken av dessa orsaker som är potentiellt viktigast varierar mellan olika arter och miljöer. Tidpunkten för kläckning är en viktig faktor, eftersom tillgången på zooplankton som regel ökar snabbt på våren är det optimala att larverna kläcks i samband med detta, d v s så tidigt som möjligt för att maximera tillväxtsäsongens längd, men samtidigt inte så tidigt att tillväxten av zooplankton inte har kommit igång (Cushing 1980).

Predation och fisketryck

En ökad dödlighet hos vuxen fisk i form av predation och/eller ett högt fiskeuttag kan vara potentiellt bidragande orsaker till nedgången hos kustbestånden. Eftersom de flesta fiskarter sprider ett mycket stort antal ägg, varav de flesta dör inom ett par veckor efter kläckning, krävs dock ofta att bestånden decimeras väldigt kraftigt för att en märkbar effekt på rekryteringen ska uppstå (Le Cren 1987). Det kan emellertid inte uteslutas att predation/fiske på de vuxna

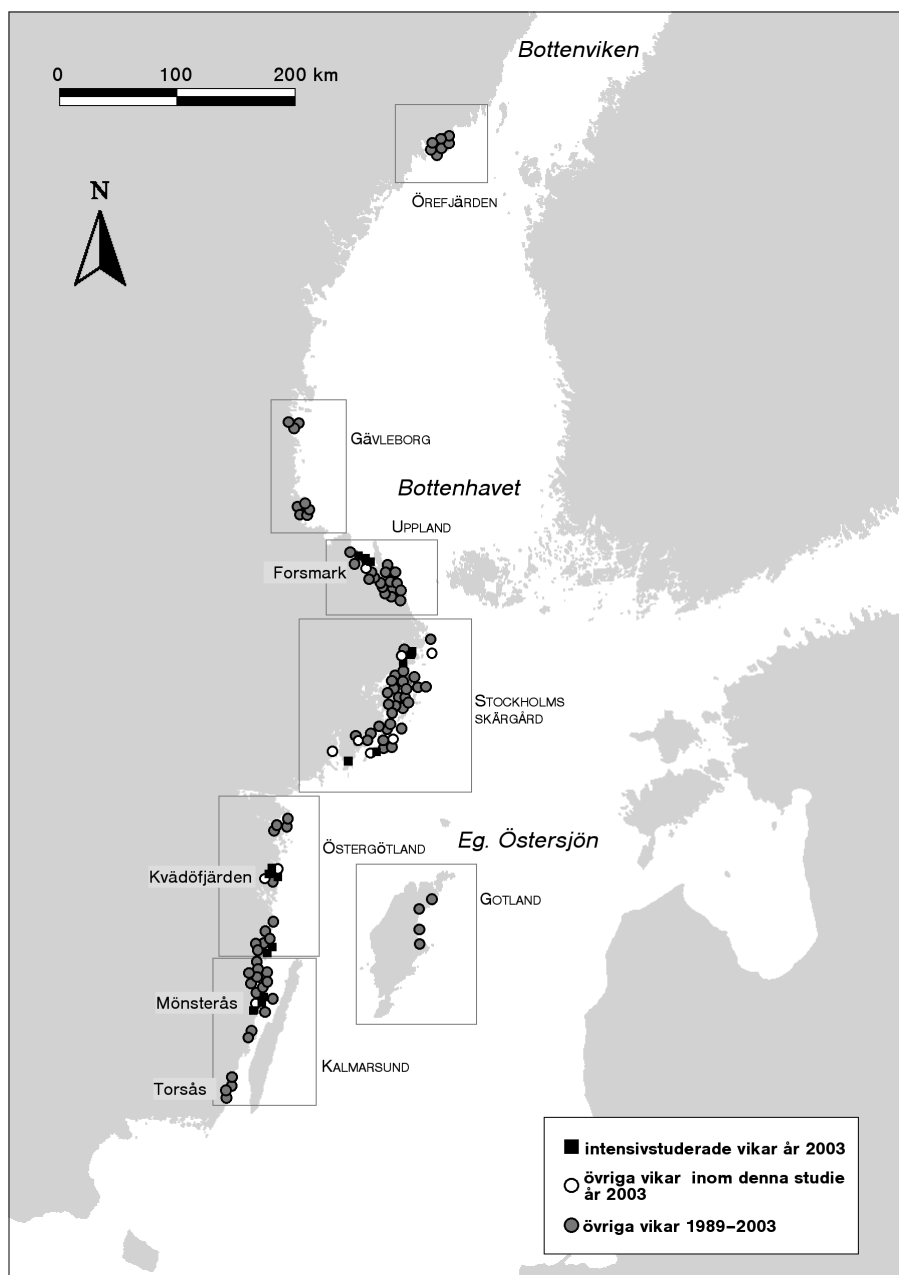
bestånden har betydelse, särskilt inte i ett läge där bestånden redan är svaga. Tidigare erfarenheter av fiske på gädda i insjöar visar dock att ett högt fisketryck inte hade någon negativ inverkan på rekryteringen (Svårdson och Molin 1968). I dagsläget är antagligen fisketrycket på abborre och gädda lågt i de drabbade områdena, dels p g a de fiskeförbud som införts under lekperioden, dels för att det knappast lönar sig att driva ett riktat yrkesfiske på så svaga bestånd.

Det har på lokal nivå uttryckts farhågor för att det fria handredskapsfisket kan påverka bestånden av framför allt gädda negativt (Andersson 1990). Det saknas dock pålitlig fångststatistik från fritidsfisket och det är därför inte möjligt att analysera dess eventuella effekter på bestånden. Bristen på fångststatistik från icke-licensierade fiskare är generellt ett stort problem då en mycket stor andel av de totala fångsterna av abborre och gädda längs kusten tas vid husbehovsfiske (d v s fiske med mängdfångande redskap t ex nät, ryssjor och bottengarn av icke licensierade yrkesfiskare) och handredskapsfiske (Fiskeverket 2000). Ett högt fisketryck i samband med införandet av det fria handredskapsfisket förefaller dock inte som en trolig orsak till beståndsminskningarna i och med att det funnits en tendens till att även karpfiskar drabbats på likartat sätt som abborre och gädda (Andersson *et al.* 2000). Dessa arter, d v s mört, braxen m fl, bedrivs det inte något nämnvärt fiske efter.

Predation från skarv har förts fram som en förklaring till de minskande bestånden. I Kalmarsund har skarven ökat explosionsartat under samma period som abborre- och gäddbestånden minskat. Eftersom skarven konsumerar stora mängder fisk (ca 0,5 kg per individ och dag) och antalet häckande skarvar i Kalmarsund ökade från ca 1800 par 1985 till över 8000 par 1999 så har skarvpredation en teoretisk potential att reducera de vuxna bestånden av abborre (Saulamo *et al.* 2001). Stora osäkerheter i bl a födans sammansättning hos skarv i områden med skador begränsar dock möjligheten att dra säkra slutsatser (Saulamo *et al.* 2001).

Det finns flera faktorer som gör det mindre sannolikt att skarven skulle vara huvudorsaken till de minskande gädd- och abborrebestånden. Med antagandet att grundmekanismen till rekryteringsproblemen är densamma i alla drabbade områden förefaller skarvpredation inte särskilt sannolikt som förklaring. Detta eftersom den geografiska utbredningen av rekryteringsproblemen inte överensstämmer med skarvens huvudsakliga utbredningsområde (bilaga 1). Varken i de drabbade områdena i Ålands södra skärgård eller i Skärgårdshavet fanns det skarv i nämnvärd omfattning under den aktuella perioden (Åländsk utredningsserie 2003:1). Tidigare studier (Andersson *et al.* 2000) har också visat att utslagningen sannolikt sker under den första sommaren och eventuellt redan under den tidiga larvperioden, vilket för abborre motsvarar en längd av <10 mm. Detta innebär att de då inte uppnått tillräcklig storlek för att hamna inom skarvens "predationsfönster". Andersson *et al.* (2000) konstaterar också att tätheten av vuxen mört, som är ett betydligt vanligare byte för skarven enligt de maganalyser som gjorts på skarv i Kalmarsund (Engström och Pettersson 2003), inte minskat på samma sätt som abborren, trots tecken på svag rekrytering.

Med tanke på att det tidigare påvisats att rekryteringsproblemen sannolikt uppstår under den första säsongen (Andersson *et al.* 2000) bör det vara predation på tidiga livsstadier (rom, larver och yngel) som är mest relevant att studera närmare. Många fiskarter äter rom från andra arter, t e x mört, sik, storspigg, abborre och id. Flera fiskarter, men även mysider (pungräkor) och vissa insektslarver kan vara potentiella predatorer på larver medan större yngel i huvudsak utsätts för predation från rovfiskar. Eftersom de vanligaste arterna, med undantag av spiggar verkar ha drabbats av rekryteringsproblem har spiggen förts fram som en potentiell orsak till de andra arternas nedgång (Nilsson 2004). Detta har också studerats i Kalmarsund, och spiggpredation på gäddrom kan bevisligen vara mycket omfattande i vissa områden (Nilsson 2004).



Figur 1. Översiktsskarta över undersökningsområdena. Svarta fyrkanter representerar vikar som intensivstuderats år 2003, cirklar representerar övriga vikar som har ingått i denna studie och ljusa grå punkter representerar yngelinventeringar som utförts inom andra projekt mellan 1989–2003. Merparten av dessa studier är gjorda av Fiskeriverkets Kustlaboratorium men material från studier utförda av länsstyrelserna i Gävleborg och Kalmar har också använts. Områdesindelningen har i första hand gjorts länsvis men hänsyn har även tagits till kustens morfometri, därför ingår t ex den norra delen av Kalmar län i "Östergötland" eftersom den avsevärt skiljer sig från de mer öppna kusterna i Kalmarsund.

Material och metoder

Under våren och sommaren 2003 genomfördes en större undersökning av potentiella rekryteringsområden för gädda och abborre i ett område mellan Timmernabben söder om Mönsterås och Forsmark vid Upplandskusten. Totalt ingick 27 lokaler i studien och av dessa studerades 16 stycken mer intensivt (figur 1). De intensivstuderade lokalerna besöktes med ca två veckors mellanrum vid två till tre tillfällen från slutet av april till början av juni (tabell 2). Under sensommaren, företrädesvis i augusti (slutet av juni–början av september) besöktes alla 27 vikarna vid minst ett tillfälle. Dessutom har data använts från ytterligare 33 lokaler inventerade på sensommaren i andra projekt. Dessa undersökningar utfördes i ett område mellan Oskarshamn och Västervik (Länsstyrelsen i Kalmar län), i Harkskärsfjärden norr om Gävle (Länsstyrelsen i Gävleborgs län) samt i närområdet till Örefjärden söder om Umeå (Kustfiskeprojektet).

De lokaler som ingår i studien har valts med utgångspunkt från ett antal kriterier. Samtliga är relativt grunda, med stora ytor understigande 3 meters djup. Ambitionen var att hitta lokaler med en viss spännvidd i grad av vågexponering och placering i befintliga skärgårdsgradienter (inner-, mellan- och ytterskärgård). Eftersom målsättningen var att undersöka om rekryteringsproblemen hade en storskalig utbredning omfattar studien endast lokaler med obefintliga eller måttliga lokala störningar. Om tidigare data om t ex yngelförekomst eller vegetationssammansättning funnits har vissa enstaka lokaler valts före andra med likvärdiga förutsättningar, förutsatt att övriga kriterier uppfylls. De utvalda lokalerna är ofta sådana som ortsbefolkning och lokala fiskare i de berörda områdena utpekat som viktiga för fiskens lek. De flesta av lokalerna är väldefinierade vikar. Vid avgränsning av respektive provtagningsområde har den så kallade flaskhalsprincipen använts. Med det menas att

man försöker identifiera distinkta morfometriska enheter, d v s bassänger avgränsade av tydliga trösklar eller i de fall väldefinierade trösklar saknas, grundområden vilka avskiljs från omgivande hav av öar i mynningsområden eller omslutande strandlinje. Principerna för områdesavgränsningarna följer i stort de som används av SMHI för havsområdesavgränsningar.

All provtagning under 2003 utgick från tvärgående transekter i vikarna (figur 2). Transekterna placerades ut vinkelrätt mot en bastransekt som drogs mitt i vikens längsta del, vanligen från mynningen till vikens slut. Formen på vissa vikar krävde att två bastransekter i vinkel drogs. De tvärgående transekterna lades ut med 100 meters avstånd med den innersta transekten placerad 10 meter från vikens innersta simbara del. Mycket tät vass är således inte karterad. I vikar större än 20 ha ökades avståndet mellan de tvärgående transekterna i en omfattning som renderade en total karterad sträcka på ca 1000 m.



Foto: Johan Persson, Upplandsstiftelsen

Figur 2. Schematisk skiss över hur provtagningen har fördelats längs transekter i de undersökta vikarna.

Tabell 2. Länsvis beskrivning av de övriga studier av yngelförekomst som nyttjats i vissa analyser för att bättre beskriva rekryteringsproblemens geografiska utbredning.

<i>län</i>	<i>utförare</i>	<i>år</i>	<i>metod</i>	<i>syfte/projekt</i>	<i>områden</i>	<i>antal lokaler</i>	<i>referens</i>
AC	Kustlab.	2003	detonationer	Kustfiskeprojektet	Örefjärden	11	Söderberg et al. (2004)
X	Länsstyrelsen	2002-2003	detonationer	Inventering av naturvärden	Långvind, Harkskär	14	Persson & Schreiber (2004)
C	Kustlab.	2001	detonationer	SUCOZOMA	Forsmark	3	-
C	Kustlab.	2002	detonationer	Interreg IIIa-projekt	Forsmark Östhammar	12	-
C	Kustlab.	2000	detonationer	Uppföljning rekryteringsproblem	Forsmark	3	-
C	Kustlab.	1997-1999	detonationer	SUCOZOMA	Forsmark Östhammar	13	Sandström & Karås (2002)
C	Kustlab.	1981-2003	detonationer	Kontrollprogram Forsmarks kärnkraftverk	Forsmark	1	Franzén (2002)
AB	Kustlab.	2000	strandnot	Uppföljning rekryteringsproblem	Ornö, Muskö	10	-
AB	Kustlab.	2001	detonationer	SUCOZOMA	Sthlms skg	46	Sandström et al. in press
AB	Kustlab.	2002-2003	detonationer	Interreg IIIa-projekt	Sthlms skg	25	-
E	Kustlab.	1996-2000	detonationer	Referensområde	Kvädöfjärden	9	Andersson et al. (2000)
E	Kustlab.	2000	detonationer, strandnot	Uppföljning rekryteringsproblem	Kvädöfjärden, S:t Annas skärgård	10	-
H	Kustlab.	1989-1990 1996-1999	detonationer	Recipientkontroll Mönsterås bruk inventering i samband med Kalmar larm	Mönsterås, Torsås, Kalmar, Bergkvara Oskarshamn	14	Andersson et al. (2000)
H	Kustlab.	1999 & 2001	detonationer	Referens till kontrollprogram Oskarshamn	Oskarshamn	2	-
H	Länsstyrelsen	2003	detonationer	Inventering av naturvärden	heltäckande i länet	14	Borger (2003)
I	Kustlab.	2000	detonationer	Uppföljning rekryteringsproblem	östra Gotland	4	

Kartering av abborrom

Abborren avsätter sin rom i långa sammanhängande strängar vilka kan identifieras vid t ex dykning. Sådana strängar kunde därför räknas vid två till tre tillfällen per vik under våren i de intensivstuderade vikarna. Längs varje tvärtransekt avsåktes ett område av ca 2 meters bredd under snorkling. Dessutom undersöktes sträckorna längs land mellan den innersta och den näst innersta transektens ändpunkter (figur 2). För varje romsträng noterades substrat, medeldjup samt strängens bredd.

Fisklarver och zooplankton

Under de två senare besöken på våren utfördes trålningar efter pelagiska fisklarver i de intensivstuderade vikarna. En Gulf-Olympiatrål (Hudd *et al.* 1983) med maskstorleken 500 μm och mynningsöppningen 38 cm användes. Redskapet består av två konförsedda håvar monterade på vardera sidan i fören av en mindre båt som framfördes med en hastighet av cirka 3 knop. Trälragen följde tvärtransekterna enligt figur 2. Provtagningssträckornas längd varierade mellan 50 och 700 meter. Tråldjupen var huvudsakligen 0,5 och 1 meter. Med hjälp av en flödesmätare placerad i mynningen på en av håvarna uppskattades den totala provtagna vattenvolymen. Fångsterna i respektive tråldrag konserverades omedelbart i 70% etanol. Alla fisklarver räknades, artbestämdes och längdmättes.

För att studera zooplankton pumpades, längs varje provtagningssträcka, vatten från ca 0,5 meters djup genom en planktonhäv med en maskstorlek på 60 μm . Den totala volymen som provtogs under trälragen var normalt 20–50 liter. Proven konserverades i Lugols lösning. Zooplankton bestämdes till art eller familj med undantag av nauplielarver och cyclopoida copepoder, dessa artbestämdes ej. Samtliga arter/grupper räknades och för ett delprov av varje art/grupp gjordes en mätning av individernas längd och bredd. Minst 100 individer från varje art/grupp räknades från varje prov.

Provtagning av årsyngel

Företrädesvis i augusti samlades årsyngel in från samtliga lokaler som ingick i studien. Antalet ansträngningar per lokal var proportionellt mot lokalens yta och varierade mellan 10 och 40. Ynglen samlades in med små undervattensdetonationer (0,94 g explosivt ämne) placerade på 0,5 meters djup. Tryckvågen från detonationen förlamar fiskyngel med simblåsa inom en radie av 2–3 meter (Lappalainen *et al.* in prep.). Detonationerna slumpades ut i vikarna inom olika djup- och vegetationsstrata. Antalet skott fördelades således proportionellt mot olika habitattypers yttäckning. För att inte en provtagning skulle störa en annan lades inga stationer närmare varandra än 20 meter. Av samma anledning inleddes provtagningen i vikens yttre delar och fortsatte inåt för att på så vis minimera risken för störningar från båten. Laddningarna lades ut från en mindre båt med ett längre metspö och detonerades med ett så kallat Nonel system. All flytande fisk hävades upp, räknades, artbestämdes och längdmättes.

Data från ett antal tidigare studier har nyttjats för att ge en fördjupad beskrivning av rekryteringsproblemens utbredning och utveckling över tiden. För år 2003 har som tidigare beskrivits vissa analyser utvidgats genom att material från inventeringar genomförda av Länsstyrelserna i Kalmar och Gävleborgs län utnyttjats. Dessförinnan har data, med undantag från en studie av Länsstyrelsen i Gävleborg 2002, hämtats från en rad olika inventeringar utförda av Fiskeriverkets kustlaboratorium. De olika studierna har huvudsakligen genomförts i Uppsala, Stockholm, Östergötland och Kalmar läns kustområden. Inventeringarna har gjorts med delvis olika syften och metodik. Vårt urval bland tillgängliga data har varit konservativt. Endast data från systematiskt upplagda inventeringar med ett tillfredsställande antal observationer per lokal har valts ut. Lokaler som ligger i nära anslutning till sötvatten och/eller ansetts som mycket kraftigt störda av utsläpp från industrier eller från fysiska störningar i form av t ex småbåtshamnar har uteslutits. Det material som valts ut innehåller totalt 259 lokaler och omfattar åren 1989–90 samt 1996–2003. Merparten

av materialet har samlats in med små undervattensdetonationer. Tillvägagångssättet har varit snarlikt det som beskrivits för 2003 års studier med undantag för att laddningsmängden i vissa studier varit något högre (10 g explosivt ämne). Vissa områden och år (1989–2000) har provtagningslokalerna inte slumpats ut inom djup-vegetationsstrata utan istället fördelats slumpmässigt längs strandlinjen. Under år 2000 användes också en så kallad strandnot i viss utsträckning. Notarmarna var 10 meter långa och 2 meter djupa vilket gav en ungefärlig provyta av 100 m². Maskstorleken i armarna var 5 mm och i fångsthuset 2 mm. Fångsten artbestämde och räknades.

Spiggar

Tätheten av vuxna spiggar i de intensivstuderade vikarna uppskattades med strandnot vid det sista besöket under våren. Notdragen gjordes vid fyra slumpvis utvalda transektändar (figur 2) i varje vik.

Vegetation

Vegetationen karterades i de intensivstuderade vikarna med hjälp av snorkling vid ett tillfälle under våren och ett i augusti. Den metod som användes har utvecklats inom projektet Interreg IIIA "Fiskyngelproduktion i grunda havsvikar". En kvadratisk provruta med 0,5 m sida placerades var tionde meter på tvärtransekterna och

den procentuella täckningsgraden för varje art uppskattades. Då avståndet till transektänden översteg 50 meter ökades mellanrummet mellan rutorna till 20 meter. Sträckorna mellan provrutorna karterades översiktligt och arternas täckningsgrad skattades på en 4-gradig skala (tabell 3). Andelen rutor med en total täckningsgrad <10 % användes som ett mått på andelen vegetationsfri botten under våren i vikarna.

Under provtagningen på sensommaren (samtliga 27 lokaler) karterades fyra 0,5 x 0,5 m provrutor jämt spridda runt varje provtagningspunkt för fiskyngel. Avståndet från detonationens centrum till närmaste hörn på rutan var lika med rutans diagonal. I alla inventerade rutor och mellanrum skattades även mängden tunna, trådformiga alger på en 4-gradig skala (tabell 3). Andelen rutor där mängden trådalger hade skattats till 3 eller 4 användes som ett mått på förekomst av för fisk potentiellt skadliga ansamlingar av mängder fintrådiga alger.

Abiotiska faktorer

Vid varje besök i vikarna mättes salthalten mitt i viken på 1 meters djup. Grumligheten i ytvattnet mättes på tre slumpmässigt valda platser i vikens centrala delar med en turbidimeter (Hach 2100P), som mäter grumligheten i NTU (nephelometric turbidity units). Vid det första vårbesöket i de intensivstuderade vikarna utplacerades en temperaturlogger på en meters djup i varje lokal, samt utanför mynningen till respektive lokal. Instrumentet registrerar omgivande temperatur med en noggrannhet på 0,3 °C varannan timme under hela säsongen.

Tabell 3. Täckningsgradsskalor för vegetationen mellan provrutor samt för trådalger.

	0	1	2	3	4
arters täckningsgrad mellan provrutor	–	enstaka exemplar	sparsamt	vanligt förekommande	dominerande
trådalger	inga	synliga men endast små ansamlingar	mer än femkronorsstora ansamlingar	kraftig påväxt (> ca 50% täckning) men underliggande vegetation ser frisk ut	"kvävande", underliggande vegetation ser ut att lida av täcket, sammanhängande trådalgs mattor

Fångststatistik och enkätundersökning

Fångststatistik från yrkesfisket är geografiskt uppdelad i områden angivna av ICES (Internationella havsforskningsrådet) (figur 13) (Fiskeriverket 2004). Under år 2000 genomfördes en enkätstudie bland licensierade yrkesfiskare angående tillståndet hos kustbestånden i Östergötlands skärgård, Stockholms skärgård och på Gotland. Här redovisas endast de resultat som är relevanta för att beskriva geografiska och tidsmässiga förändringar för abborre och gädda. Studien i sin helhet finns tillgänglig på Fiskeriverkets hemsida.

GIS-analyser

Klassificering i inner-, mellan-, och ytter-skärgård genomfördes med utgångspunkt från bassängindelningen av Sveriges kust enligt Svenskt Vattenarkiv (SMHI 1994, 2003). Utsjön definierades som Bottenhavet respektive Egentliga Östersjön inklusive Kalmarsunds utsjövatten. Ytterskärgård omfattar bassänger som angränsar direkt till utsjön eller till en bassäng med direkt kontakt med utsjön. Nästa serie bassänger, dvs tredje bassängen räknat från utsjön, definierades som mellanskärgård. Innerskärgård har definierats som bassänger innanför mellanskärgård, vilket innebär ett avstånd på minst fyra bassänger från utsjön.

För att karakterisera hur exponerat ett visst grundområde är för vågor och vind från angränsande områden har topografisk öppenhet beräknats för vissa lokaler (ibland benämnt E_a – "Exposure area index") (Pile-sjö *et al.* 1991). Värdet karakteriserar endast det aktuella området och inte omgivningen i ett större perspektiv, vilket gör att det t ex inte tar hänsyn till de skillnader som kan förekomma mellan lokaler belägna i ytter- eller innerskärgårdsområden. Topografisk öppenhet beräknas enligt:

$$E_a = 100 A_t a^{-1}$$

Där E_a är topografisk öppenhet, A_t är tvärsnittsarean (i km^2) på den del av områ-

det (oftast mynningen på en vik) som grän-sar mot närliggande vatten, a är områdets vattenyta (i km^2). Då de djupdata som erhålls från sjökort ofta inte är tillräckligt detaljerade för att få en säker skattning av E_a så har vi i många fall kompletterat sjökortens information med egna djupmätningar. Med utgångspunkt från E_a indelades de undersökta vikarna efter vilket stadium i landhöjningssuccessionen de befinner sig (se Münsterhjelm 1997 för mer information om landhöjningsfenomen och indelning av vikar i olika successionsstadier). Vikarna delades in i tre kategorier: gloflador (kraftigt avsnörda vikar på gränsen till utsötade med litet vattenutbyte med omgivningen), flador (skyddade icke utsötade vikar med begränsat vattenutbyte med omgivningen) och förstadium till flador (mer öppna vikar med högre vattenutbyte med omgivningen).

Databearbetning och statistik

Data över täthet på årsyngel kan ofta ha väldigt skeva fördelningar. Framförallt för att många arters yngel har ett starkt stim-bildningsbeteende och/eller att de ansamlas i vissa miljöer, t ex en viss vegetationstyp. På grund av detta har indata i de flesta analyser varit medelantal yngel per ansträngning i respektive lokal. I vissa analyser har data också transformerats för att närma sig normalfördelning, oftast genom $\log(x+1)$. Endast lokaler med fler än 10 ansträngningar med undervattensdetonationer och/eller tre ansträngningar med strandnot har använts i analyserna. Data insamlade med strandnot har endast använts för att kvalitativt beskriva geografiska mönster i förekomsten av olika arters yngel. Således har inga absoluta värden på fångster med detta redskap använts utan data har endast nyttjats kvalitativt, dvs i formen "finns" eller "finns inte".

Eftersom en annan laddningsmängd använts vid insamlingar av yngel i äldre studier med undervattensdetonationer har fångsterna med de större laddningarna (10 g explosivt ämne) räknats om i enlighet med O'Keeffes (1984) beräkning av hur riskavståndet för fiskar beror av laddningsvikt. Genom att dividera fångsterna med den

större laddningen med siffran 4 kunde data insamlade med respektive metod jämföras.

Definition av rekryteringsproblem

Rekryteringen av en art på en given lokal har ansetts vara "skadad" om arten ifråga helt saknats. För abborre har ett mindre antal lokaler ansetts ha svag rekrytering om fångsten av abborryngel understigit den lägsta medelfångsten (mindre än 0,2 individer per ansträngning med 0,94 g laddningsvikt) i den 24 år (1981–2003) långa tidsserie som finns från ett måttligt vågexponerat referensområde till Forsmarks kärnkraftverk (Franzén *et al.* 2002). De lokaler där tätheten av abborryngel överstigit 0,2 individer per ansträngning har ansetts ha fungerande rekrytering. För gädda, som förekommer mer sparsamt, gjordes endast en distinktion mellan lokaler där arten fanns och där den saknades i fångsten. I de fall där flera års data funnits tillgängliga från en specifik lokal har lokalen ansetts ha störd rekrytering om antalet år med avsaknad av fångster av abborre eller gädda överstigit antalet år då arterna funnits representerade i fångsten. En likartad klassificering gjordes av de olika lokalerna i 2003 års studier vilka delades in i två kategorier, lokaler med och utan rekryteringsproblem (skadade vs. oskadade). En lokal ansågs vara skadad om varken abborre eller gädda fångades under inventeringarna på sensommaren.

Analys av utbredning och tidsperspektiv

Fångsterna av yngel under åren 1996–2003 användes för att analysera problemens geografiska utbredning. Eftersom problemen för gädda i Kalmarsund inte dokumenterades (i form av helt uteblivna fångster av årsyngel) förrän 1999 har endast material för 1999 till 2003 använts för denna art. För analyser av samtliga arter utom abborre har också 30 lokaler i Stockholms skärgård 2001 exkluderats. Lokaler var i varierande grad påverkade av störningar från båtlivet. Eftersom gädda och många andra arter befanns vara signifikant negativt påverkade av de olika störningarna i studien har detta material en-

dast nyttjats för analyser av abborre som inte reagerade på de olika störningarna.

Skillnad i rekryteringsframgång för enskilda arter analyserades i första hand genom att jämföra fördelningen av antalet lokaler klassade som "skadade" med sådana som klassats som "oskadade" (Wilcoxon's signed rank test). Eftersom större datamängder fanns tillgängliga från Stockholms och Uppsala läns skärgårdar gjordes en fördjupad jämförelse mellan dessa områden där hänsyn också togs till varje lokals successionsstadium (glöflador, flador och förstadium till flador). Med medelantalet individer av abborryngel per lokal som indata jämfördes fångsterna i respektive område i en tvåvägs variansanalys (GLM Univariate Analysis). Skillnader inom grupper (post-hoc tester) analyserades med en "Scheffe's post hoc test". För analyser av artantal har i första hand totalt antal arter per lokal använts som indata eftersom laddningsvikten skiftat mellan olika år.

Livsstadieanalyser

För att undersöka under vilket livsstadium som rekryteringsproblemen inträder har vi jämfört förekomsten av abborrens olika livsstadier i respektive lokal. Då täthetsmått för vissa livsstadier har en relativt stor spridning och därmed en viss osäkerhet har inga absoluta mått på tätheter använts i analyserna. Därför har en analys enbart baserad på förekomst/icke förekomst av respektive livsstadium genomförts. En anledning till osäkerheten är att romsträngar ofta förekommer mycket koncentrerat till delar av vikarna, ofta i mynningsområden eller i sund. Detta kan innebära att det i vissa lokaler skulle krävts en mycket omfattande karteringsinsats för att få ett rättvist mått på lekansträngningen. Ett annat problem är den relativt glesa provtagningsfrekvensen som innebär att vi kan ha missat den korta period då larverna förekommer i högst täthet.

Analys av orsakssamband

Skillnader i sammansättningen av vegetationssamhället mellan de skadade och

oskadade vikarna analyserades med en DCA-ordination (Detrended Correspondence Analysis). Metoden beskriver likheter och olikheter mellan olika objekt (t ex provrutor eller vikar). En stor mängd faktorer, både biotiska och abiotiska, inverkar på vilka växtarter man kan hitta på en viss plats. Flera av dessa faktorer kan vara mycket svåra att mäta. Utgående från vegetationens sammansättning kan man med hjälp av ordinationen reducera dessa faktorer till ett fåtal dimensioner, eller axlar. De första två axlarna förklarar den största delen av variationen. Genom att plotta dessa två axlar mot varandra kan vegetationens likhet i de olika objekten beskrivas. Ju mer likartad vegetationen är i objekten desto närmare varandra kommer de att placeras i diagrammet. För mer ingående beskriv-

ning hänvisas till Jongman *et al.* (1995), ter Braak och Smilauer (1998) samt en mycket informativ hemsida av Palmer (2003).

Andelen provrutor per vik med en total vegetationstäckning <10% användes som ett mått på andelen vegetationsfri botten i vikarna. Likaså användes andelen provrutor där mängden trådalger hade skattats till 3 eller 4 som ett mått på förekomst av trådalger i vikarna. Vid jämförelsen mellan skadade och oskadade vikar för dessa båda parametrar användes ett Mann-Whitney U-test. Tätheten av djurplankton i "störda" respektive "ostörda" lokaler analyserades med avseende på totalantal djurplankton per liter, samtliga grupper inräknade, med ett Mann-Whitney U-test.

Resultat och diskussion

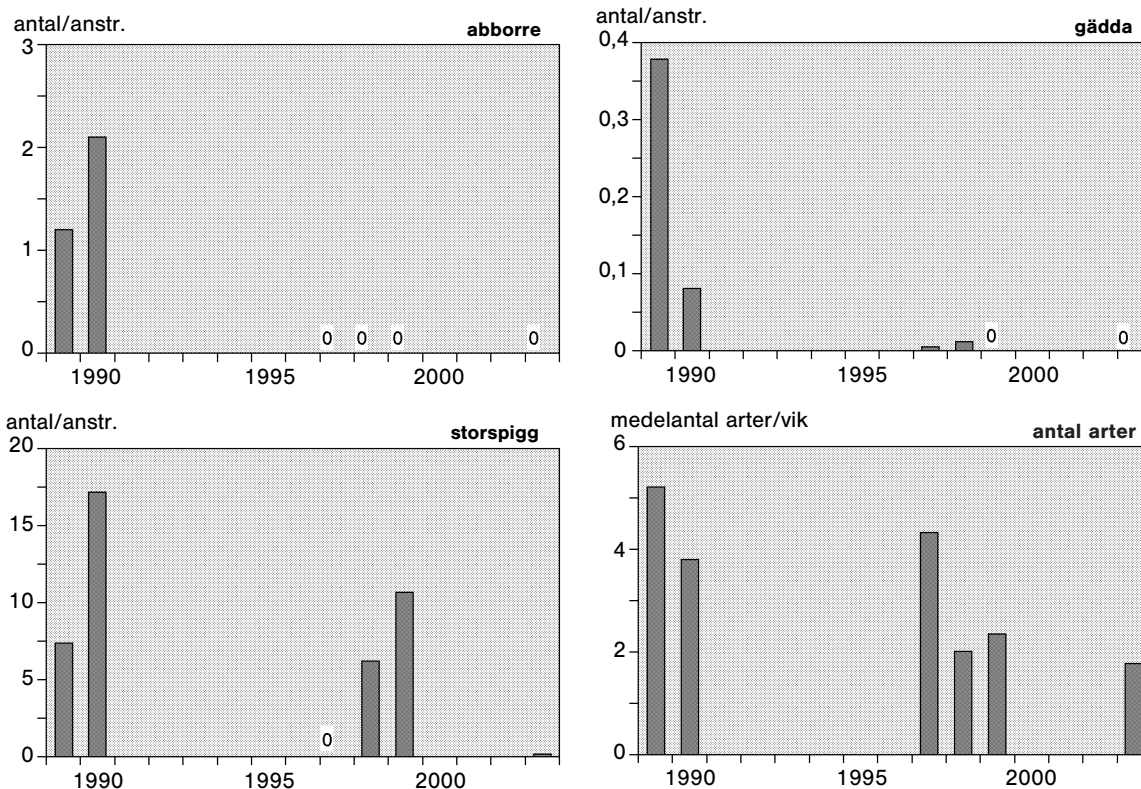
Geografisk utbredning och tidsperspektiv

Yngelinventeringar

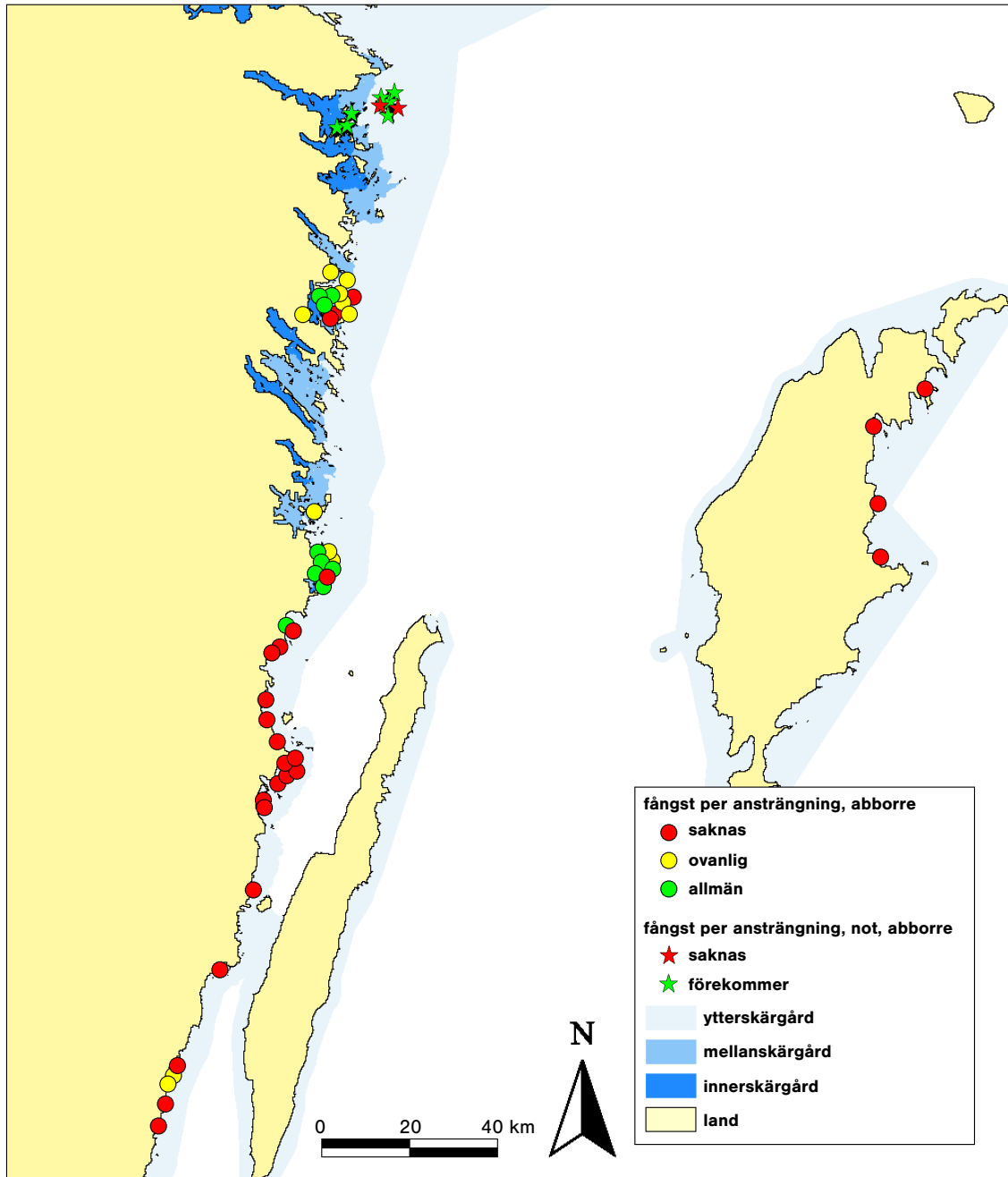
Utvecklingen av fiskyngelsamhället i Kalmarsund från 1989 till 1999 har tidigare rapporterats av Andersson *et al.* (2000). Den bild som där beskrivs har inte förändrats nämnvärt till 2003 års studier. Tätheterna av årsyngel av abborre, gädda och de flesta karpfiskar, som mört, braxen, björkna, sarv och löja var överlag höga och i vissa områden till och med mycket höga i Kalmarsund under åren 1989 och 1990 (figur 3). Därefter finns

inga data tillgängliga förrän 1996–1997 då situationen märkbart förändras. Tätheterna av de flesta ovan nämnda arter var från och med denna period väsentligt lägre (figur 3 och 4). I många områden återfanns endast spigg yngel. När vi 2003 åter besökte Kalmarsund var situationen om möjligt ännu mer kritisk. Bortsett från två mört yngel och enstaka löjor observerades, med undantag av spigg, inga årsyngel av sötvattenarter. Data från år 2003 visar att även andra arter än abborre och gädda har en låg rekrytering i området. Detta återspeglas i en successiv minskning av artrikedomen över tiden (figur 3).

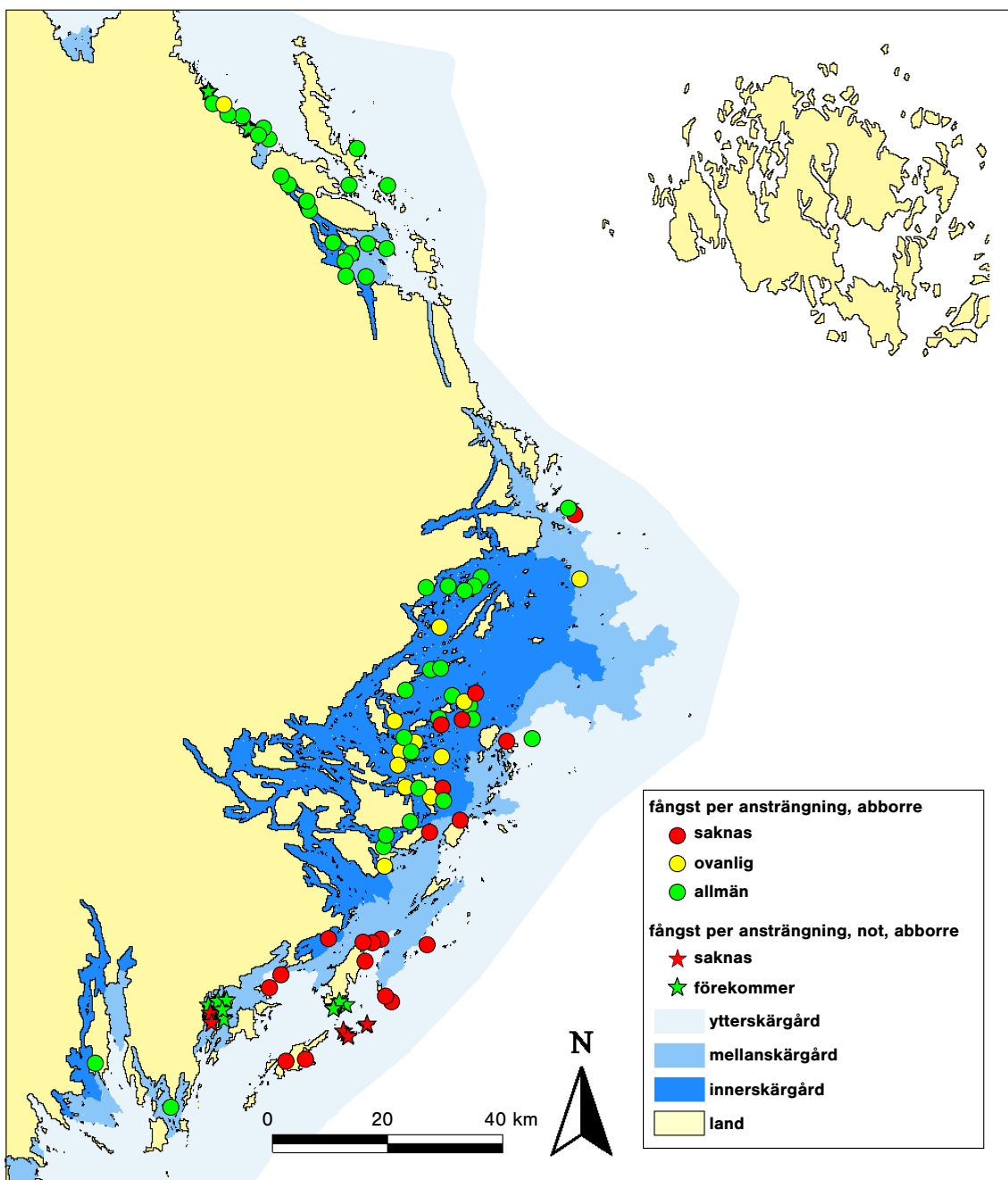
Från Gotland (fyra lokaler i nordost) finns endast ett års data, vilket försvårar en



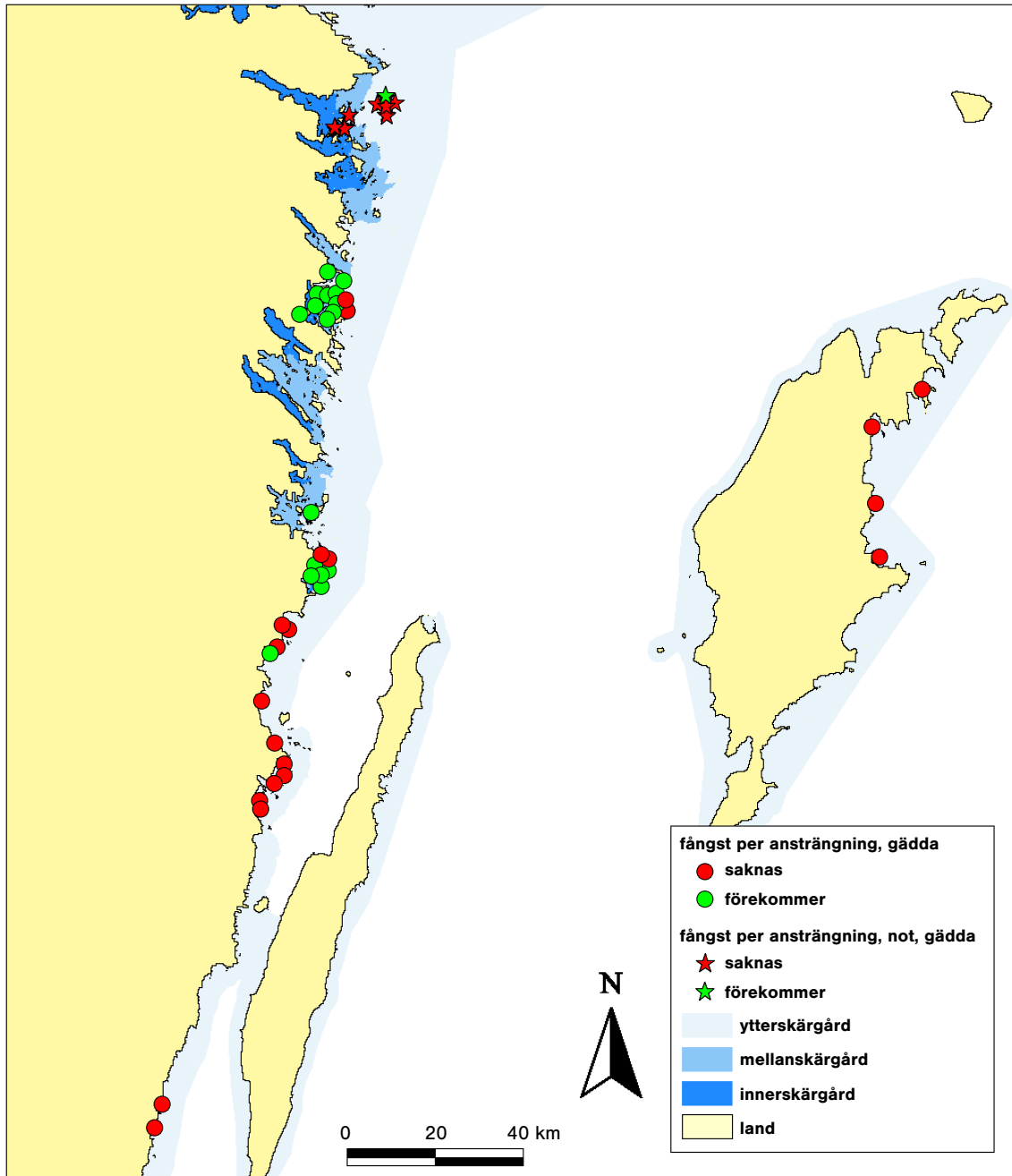
Figur 3. Förändringar i fångst för a) abborre, b) gädda, c) storspigg samt d) förändring i medelantal arter för Mönsteråsområdet från år 1989 till år 2003. Då materialet delvis är insamlat med olika metoder har tidigare data justerats för att möjliggöra jämförelsen över tid, se Material och metoder för beskrivning av justeringen.



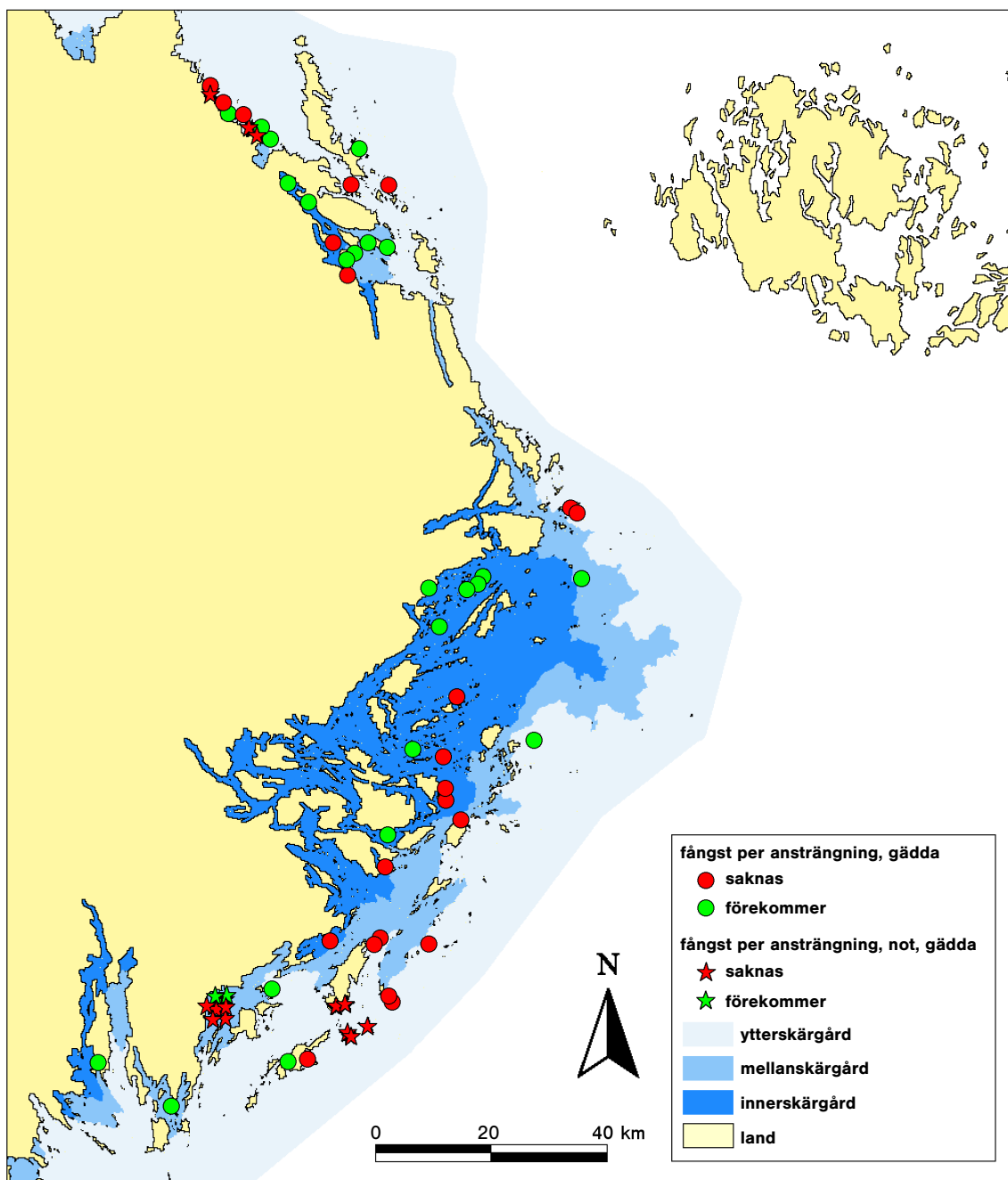
Figur 4. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre i Kalmarsund och Östergötlands skärgårdar samt vid Gotland 1996–2003. Runda symboler innebär att provtagning skett med undervattensdetonationer och stjärnor att inventering skett med strandnot (gäller endast år 2000). Se text för beskrivning hur gränsvärdet för de olika klasserna har satts.



Figur 5. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre i Stockholms och Uppsala läns skärgårdar 1996–2003. Runda symboler innebär att provtagning skett med undervattensdetonationer och stjärnor att inventering skett med strandnot (gäller endast år 2000). Se text för beskrivning hur gränsvärdet för de olika klasserna har satts.



Figur 6. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för gädda i Kalmarsund och Östergötlands skärgårdar samt vid Gotland 1999–2003. Runda symboler innebär att provtagning skett med undervattensdetonationer och stjärnor att inventering skett med strandnot (gäller endast år 2000). Eftersom gäddan normalt förekommer i låga tätheter har endast klasserna "saknas" respektive "förekommer" använts.



Figur 7. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för gädda i Stockholms och Uppsala läns skärgårdar 1999–2003. Runda symboler innebär att provtagning skett med undervattensdetonationer och stjärnor att inventering skett med strandnot (gäller endast år 2000). Eftersom gäddan normalt förekommer i låga tätheter har endast klasserna saknas respektive förekommer använts.

fullständig analys av problemens omfattning i detta område. Av sötvattenarter fångades endast ett mörtyngel. Dessa data tillsammans med provfisken (Fiskeriverket opulerat) och underlag från senare studier utförda av Gotlands Högskola (Peter Landegren pers. komm.) samt de kraftigt minskande fångsterna i fisket indikerar att rekryteringen av sötvattenarter längs Gotlands-kusten är mycket svag (figur 4, 6 och 14).

I Stockholms läns skärgård fanns en svag tendens till avtagande fångst söderut av gädda och abborre (figur 5 och 7). Den tydligaste skillnaden var dock att fångsterna av de flesta sötvattenarter var mycket låg i de yttre delarna av skärgården och måttlig till hög i de inre delarna.

Även i Östergötlands skärgårdar fanns en tendens till lägre fångster i de yttre skärgårdsområdena. Skillnaderna var dock inte lika tydliga som i t ex Stockholms skärgård. Fångsterna av gädda var överlag betydligt högre här än i andra kustområden söder om Ålands hav. Antalet studieobjekt var dock avsevärt lägre längs denna kuststräcka. Överlag tycks dock situationen vara något bättre än i övriga områden längs svenska Östersjökusten (figur 4 och 6).

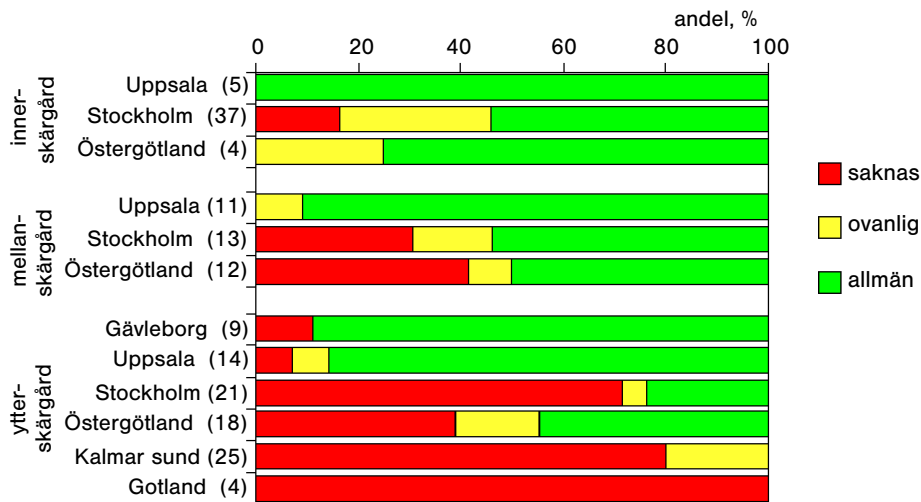
I Uppsala och Gävleborgs läns kustområden och skärgårdar tycktes rekryteringen, särskilt för abborre, fungera ända ut i ytterskärgårdsregionerna. Inte en enda av de undersökta lokalerna i Uppsala län saknade t ex både gädda och abborre eller hade exceptionellt låg artförekomst (figur 5 och 7).

Det storskaliga mönstret är att det tycks finnas en gränslinje mellan Östersjön och Bottenhavet samt mellan inner- och ytterskärgårdar (figur 4–7) vad avser rekryteringsutfall. Söder om Ålands hav, från Stockholms skärgård till Kalmarsund, tycks rekryteringen av gädda och abborre vara svag eller obefintlig i ytterskärgårdsområdena, möjligen med undantag för delar av Östergötlands ytterskärgårdsområden. De mest skyddade, inre delarna av de större skärgårdsområdena tycks också överlag ha en fungerande rekrytering (figur 8 och 9). Problemen framträder tydligast i Kalmarsund, på Gotland och i Stockholm skärgård (figur 8 och 9). Ser man till hela Östersjökusten visar resultaten att rekryteringen av abborre i Egentliga Östersjöns ytterskärgårdar är svag eller obefintlig i hela 80% av de undersökta områdena (figur 10

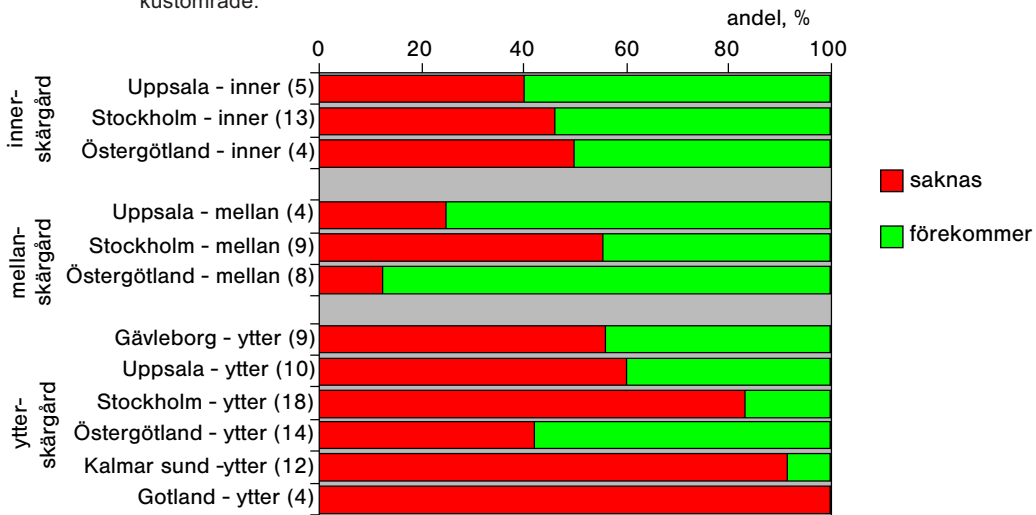
och 26). Detta skiljer sig markant från motsvarande områden längs Bottenhavets kust (Wilcoxon's signed rank test, Bottenhavet ytter vs Östersjön ytter; $Z=-4,179$ $P>0,001$, figur 10). Rekryteringen av gädda visar ett liknande mönster, dock ej lika tydligt (figur 11).

I de yttre områdena i Östersjön fanns en viss koppling mellan vikarnas morfometri och rekryteringsframgång. I Stockholms och Uppsala läns skärgårdar, tillät dataunderlaget en utökad analys av relationen mellan de olika vikarnas öppenhet och fångsten av abborryngel (figur 12). I Uppsala län fanns överlag högre tätheter av abborryngel än i Stockholms län (GLM Univariate analysis of variance, $F=39,956$, $p<0,001$, $df=1$). I Stockholms skärgårds ytterområden fanns signifikant högre tätheter av abborryngel i de mest skyddade och avsnörda vikarna, s k gloflador (GLM, Univariate analysis of variance, $F=6,26$, $p=0,007$, $df=2$) än i mer vågexponerade vikar, s k flador och förstadium till flador. I Uppsala län fanns ingen signifikant skillnad mellan vikar med olika öppenhet (GLM, Univariate analysis of variance, $F=0,32$; $p=0,73$, $df=2$). Resultaten tyder således på att lyckad rekrytering i Östersjöns ytterskärgårdar endast förekommer i de allra mest skyddade/avsnörda vikarna (figur 12).

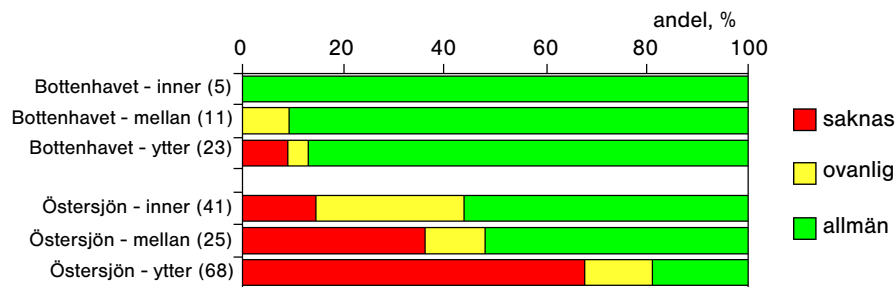
Ett likartat mönster som för tätheter av abborre och gädda finns för artdiversitet vilket antyder att rekryteringsstörningarna också omfattar andra arter. Det totala artantalet är överlag något lägre i ytterskärgårdsområdena i Östersjön jämfört med motsvarande områden i Bottenhavet. Vissa områden är särskilt avvikande i detta hänseende. Förutom Kalmarsund har Stockholms ytterskärgård och Gotlands-kusten signifikant lägre antal arter per lokal under åren 1999–2003 (GLM, Univariate analysis of variance, $F=5,56$, $p=0,023$, $df=3$, Scheffes post hoc test, $p>0,05$) än liknande områden i Bottenhavet. Artrikedomen är också avsevärt högre i mellan- och innerskärgårdar än i ytterområden både i Östersjön och Bottenhavet. De fiskarter som, förutom gädda och abborre, förekommer i lägre tätheter i Östersjöns ytterområden jämfört med liknande områden i Bottenhavet är i första hand andra sötvattenarter som t ex mört, braxen, björkna, sarv och sutare.



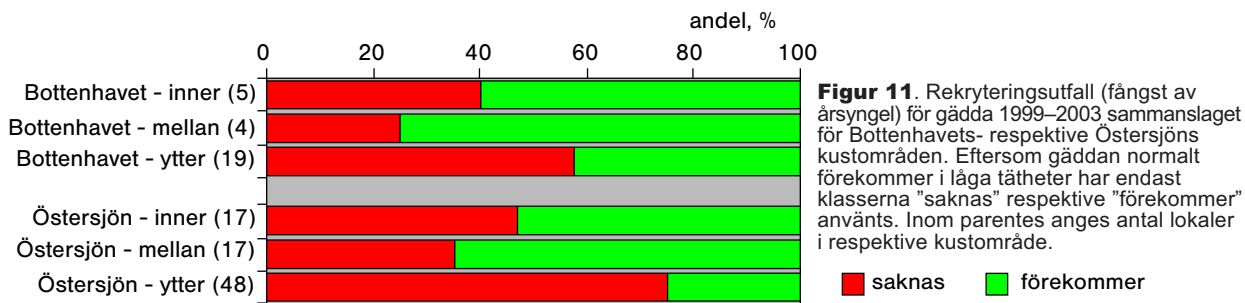
Figur 8. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre 1996-2003 för respektive kustområde. Se text för beskrivning av hur gränsvärdet för de olika klasserna har satts. Inom parentes anges antal lokaler i respektive kustområde.



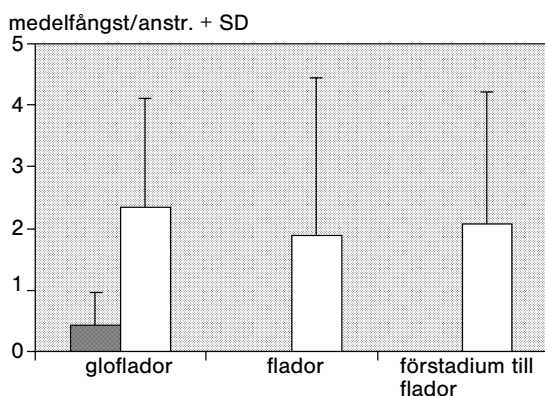
Figur 9. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för gädda 1999-2003 för respektive kustområde. Eftersom gäddan normalt förekommer i låga tätheter har endast klasserna "saknas" respektive "förekommer" använts. Inom parentes anges antal lokaler i respektive kustområde.



Figur 10. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre 1996-2003 sammanslaget för Bottenhavets- respektive Östersjöns kustområden. Se text för beskrivning av hur gränsvärdet för de olika klasserna satts. Inom parentes anges antal lokaler i respektive kustområde.



Figur 11. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för gädda 1999–2003 sammanslaget för Bottenhavets- respektive Östersjöns kustområden. Eftersom gäddan normalt förekommer i låga tätheter har endast klasserna "saknas" respektive "förekommer" använts. Inom parentes anges antal lokaler i respektive kustområde.



Figur 12. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre 1996–2003 längs Stockholms och Uppsala läns ytterskärgårdar fördelat på gloflador (kraftigt avsnörda vikar på gränsen till utsötade, med litet vattenutbyte med omgivande vatten), flador (skyddade icke utsötade vikar med begränsat vattenutbyte med omgivande vatten) samt förstadium till flador (mer öppna vikar med högre vattenutbyte med omgivande vatten).

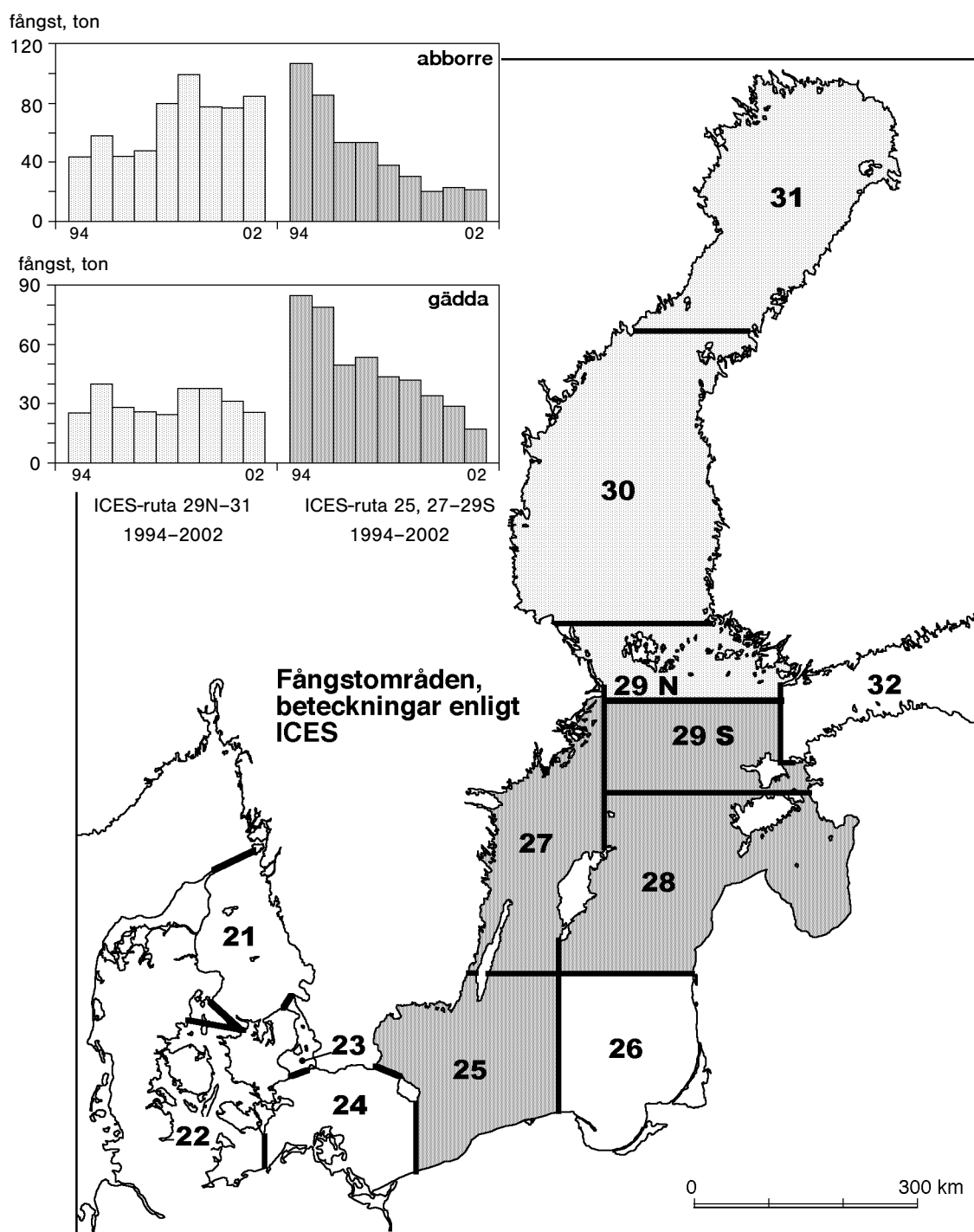
Lokaler med låga eller obefintliga fångster av abborre, gädda och övriga värlekande sötvattenarter var belägna i de delar av kusten som klassades som ytterskärgård. Problemen var alltså tydligast längs öppna kuster, som Gotland och Kalmarsund och i ytterskärgårdsområden som i södra Stockholms skärgård.

Liknande mönster har också rapporterats från Ålands södra skärgård och delar av finska Skärgårdshavet (Bilaga 1, Almesjö och Hansson 2002). Historiska data saknas med undantag av Kalmarsund. De inventeringar som gjordes i Kalmarsund 1989–1990 och det faktum att rekryteringen fungerar i motsvarande kustområden i Bottenhavet är en stark indikation på att rekryteringen också borde fungera längs Östersjökustens ytterskärgårdsområden. Normalt sett så skulle temperaturen vara den reglerande faktorn i mer exponerade lägen, vilket borde göra Östersjökusten mer gynnsam än kusten i Bottenviken. Temperaturregimen sedan slutet på 80-talet har dessutom varit gynnsam för de drabbade arterna (SMHI 2001).

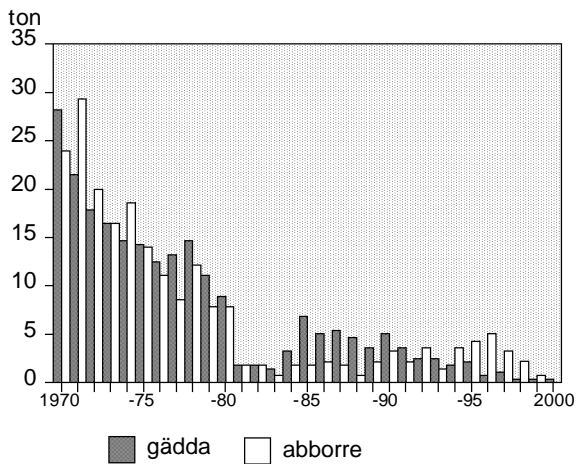
Fångstdata och enkätundersökning

Fångsterna inom yrkesfisket av abborre och gädda visar att fångsterna är stabila eller ökande i Bottenhavet (figur 13). I Egentliga Östersjön har de minskat med ca 80 % under samma period. En längre tidsserie (länsstyrelsen, Gotland) visar att fångsterna av abborre och gädda där minskat kraftigt sedan 70-talet (figur 14). Man bör dock vara medveten om svagheter i den här typen av fångststatistik. Det framgår t ex inte hur stora fångstansträngningar som uppgifterna baseras på. Antalet licensierade yrkesfiskare har minskat kraftigt under samma period. Förändringen i antalet registrerade yrkesfiskare har dock varit likartad för Östersjökusten och Bottniska viken. De redovisade fångsterna inkluderar inte fritidsfisket (husbehovsfiske och sportfiske). Dessa uppskattas vara flera gånger högre än de rapporterade landningarna från licensierade yrkesfiskare (Fiskeriverket 2000).

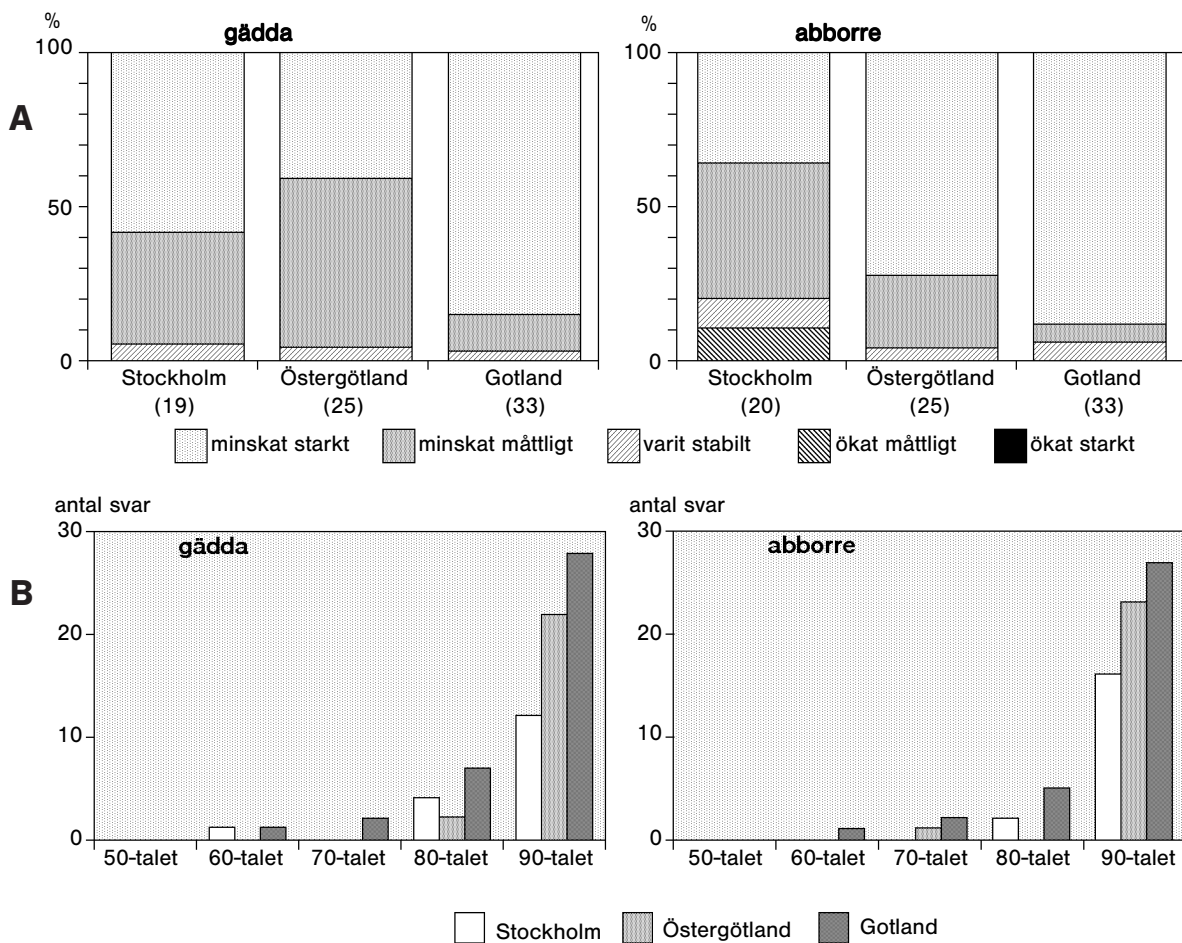
En enkätstudie (Karás opubl.) visade att de tillfrågade ansåg att bestånden av abborre och gädda hade minskat starkt eller måttligt i samtliga undersökningsområden (figur 15). Merparten av de tillfrågade ansåg att



Figur 13. Statistik över yrkesfiskets landningar av abborre och gädda 1994-2002. Fångsterna redovisas uppdelat på Bottniska viken inklusive Ålands hav (ICES-område 29 N, 30 och 31) samt Egentliga Östersjön (ICES-område 25, 27, 28 och 29 S).



Figur 14. Statistik över yrkesfiskets fångster på Gotland 1970–2000. Uppgifterna är sammanställda av länsstyrelsen på Gotland.

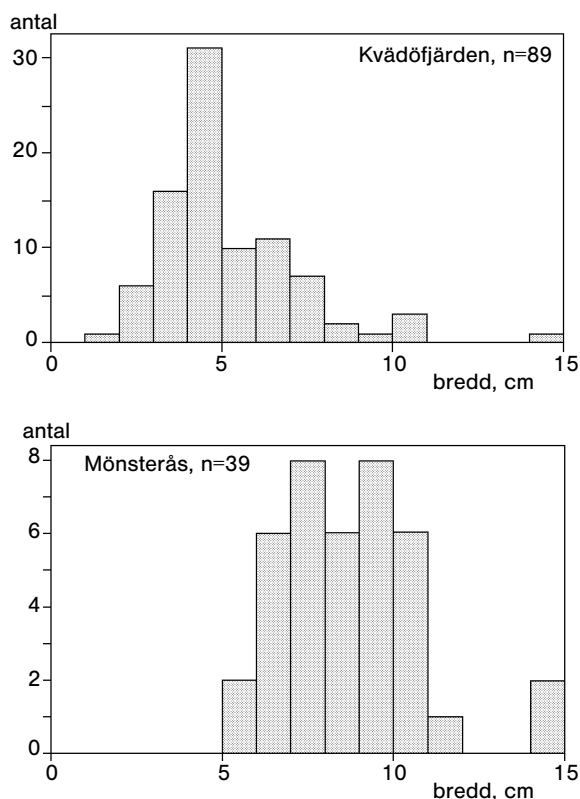


Figur 15. Resultat från enkätundersökning som genomfördes år 2000 bland yrkesfiskare i Stockholms skärgård, Östergötlands skärgård samt på Gotland. Resultatet baseras på 100 enkätsvar, A anger svarsfördelningen på frågan "Har du upplevt förändringar i fiskbestånden? I så fall hur?" för gädda respektive abborre och B anger svarsfördelningen på frågan "När inträffade förändringarna?" för gädda respektive abborre. Antalet besvarade enkäter per område anges inom parentes.

förändringen skett främst under 90-talet (figur 15). Det fanns dock även exempel på arter som ansågs ha ökat måttligt till starkt som t ex flundra och öring. Resultat från fångststatistik och enkätundersökningar verkar följa samma mönster, vilket stärker bilden av sviktande bestånd längs egentliga Östersjöns kuster.

Vilket livsstadium drabbas?

Förekomst av abborrens olika livsstadier under år 2003 i de intensivstuderade vikarna uppvisade samma mönster som i tidigare studier (Andersson *et al.* 2000). Problemen tycks alltså uppstå under den första tillväxtsäsongen eftersom vi inte hittar några yngel i de skadade områdena (se även geografisk utbredning). Mycket tyder också på att det redan är under de tidigaste larvstadierna som problemen uppträder (tabell 4). Abborrom hittades således i merparten av de skadade lokalerna (tre av fyra). I två av de skadade lokalerna hittades gulesäckslarver, men inga större larver fångades. Det fångades heller inga yngel i augusti i någon av vikarna. I de oskadade vikarna saknades visserligen enstaka observationer av rom, larver eller yngel av abborre (tabell 4), men det generella mönstret är att de skadade vikarna till skillnad från de oskadade vikarna helt saknar yngel och larver utan gulesäck. Det faktum att gulesäckslarver fångas, stärker tidigare studier, som visat att



Figur 16. Bredd på romsträngar hos abborre vid inventering under våren 2003 i Mönsteråsområdet (Kalmar-sund) respektive Kvädöområdet (Östergötlands skär-gård).

Tabell 4. Sammanställning över förekomst av abborrens tidiga livsstadier i de intensivstuderade vikarna. * =förekommer 0=saknas

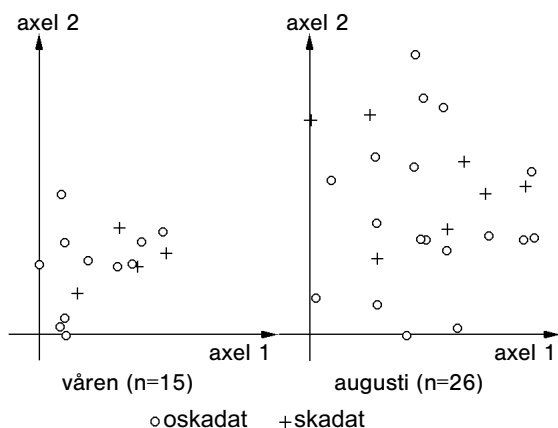
område	vik	rom	larv <7	larv >7	yngel
Forsmark	N Stångskärsviken	*	0	0	*
Forsmark	Hatten	0	*	0	*
Forsmark	Långörsviken	*	*	*	*
Furusund	Ö Lermaren	*	*	*	*
Furusund	Söderfladen	*	*	*	*
Furusund	St Andöviken	*	*	*	*
Nynäs/Utö	Rassa vikar	*	*	0	*
Kvädöfjärden	Licknevarpefjärden	*	*	*	*
Kvädöfjärden	Häxvassen	*	0	*	*
Kvädöfjärden	Torrösundet	*	*	*	*
Simpevarp	Ekerumsviken	*	*	*	*
Simpevarp	Torsteflage	0	*	*	0
skadade vikar					
Nynäs/Utö	Västerfladen	*	*	0	0
Mönsterås	Lervik	*	*	0	0
Mönsterås	Ödängla	*	0	0	0
Mönsterås	Timmernabben	0	0	0	0

embryonalutvecklingen tycks fungera och att larverna kläcker ut normalt.

De romsträngar som hittades i Mönsterås-området var exceptionellt stora i jämförelse med opåverkade områden (figur 16). Bredden på abborrens romsträngar är proportionell mot honans storlek (Dubois *et al.* 1996) vilket indikerar att det i huvudsak är stora individer som fortfarande leker i detta område.

Rekryteringsframgång – habitatförändringar (vegetation och påväxtalger)

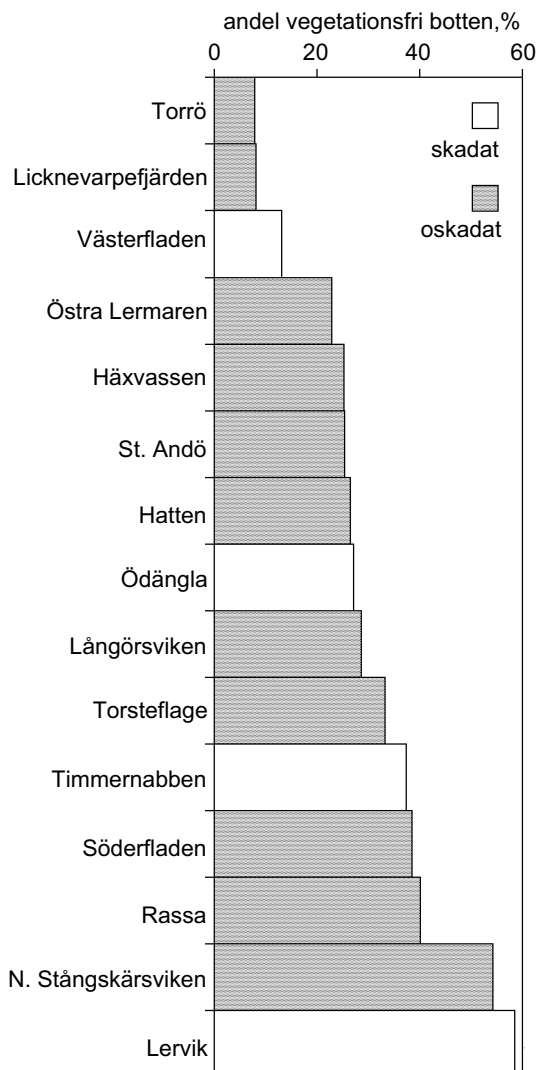
Vi fann ingen skillnad mellan de skadade och de oskadade vikarna med avseende på vegetationens sammansättning. De skadade vikarna placerar sig utspritt bland de oskadade vikarna i ordinationsdiagrammet (figur 17) för såväl våren som i augusti. Inte heller finns något mönster med avseende på andelen vegetationsfri botten under våren och följaktligen heller ingen skillnad mellan gruppen skadade och oskadade vikar ($P=0,571$; Mann-Whitney U) (figur 18). De skillnader som finns mellan vikarnas vegetation visar istället på olika grader av vågexponering. De skyddade vikarna domineras av havsnajas (*Najas marina*), rödsträfsa (*Chara tomentosa*) och andra kransalger. Utanför ett strandnära vassbälte är stora ytor av dessa vikar vegeta-



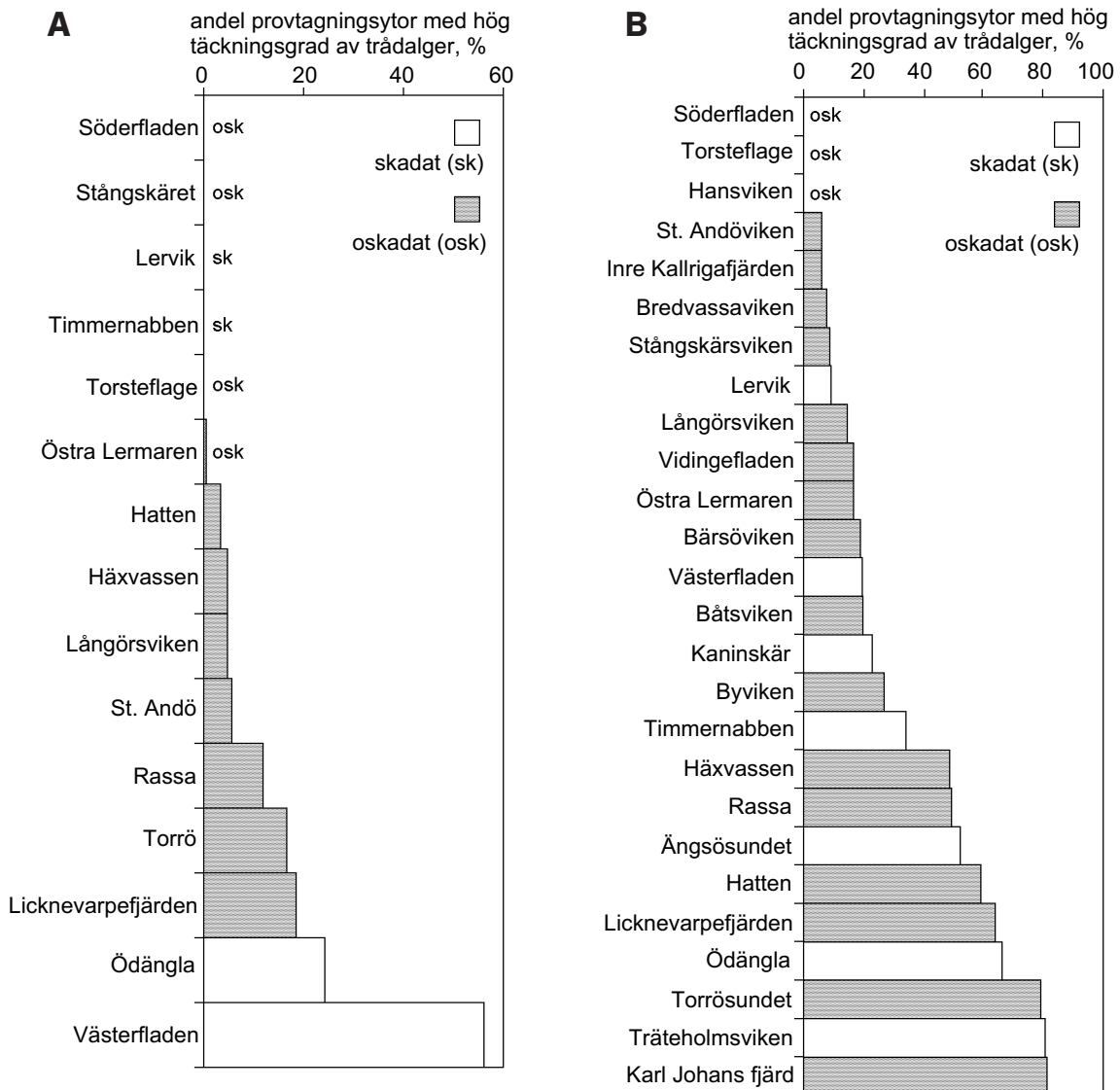
Figur 17. DCA-ordinationer av vegetationen i vikarna a) på våren och b) i augusti år 2003. Ofyllda ringar är oskadade vikar och plustecken är skadade vikar.

tionsfria under våren men i augusti är vegetationsfri botten nästan helt utan luckor. I de mer vågexponerade vikarna är borstnate (*Potamogeton pectinatus*), axslinga (*Myriophyllum spicatum*), härsärv (*Zannichellia palustris*) och blåstång (*Fucus vesiculosus*) vanliga arter. Vegetationens täckningsgrad i dessa vikar förändras inte mycket under säsongen.

Det förelåg ingen skillnad i andelen rutor med hög trädalgstäckning under våren mellan gruppen skadade och oskadade vikar ($P=0,753$; Mann-Whitney U), d v s hög täckningsgrad av trädalger var alltså inte ett utmärkande drag för de skadade vikarna



Figur 18. Andel vegetationsfri botten (provtagningsrutor med lägre än 10% täckningsgrad) under våren. Grå staplar är oskadade vikar och vita staplar skadade vikar.

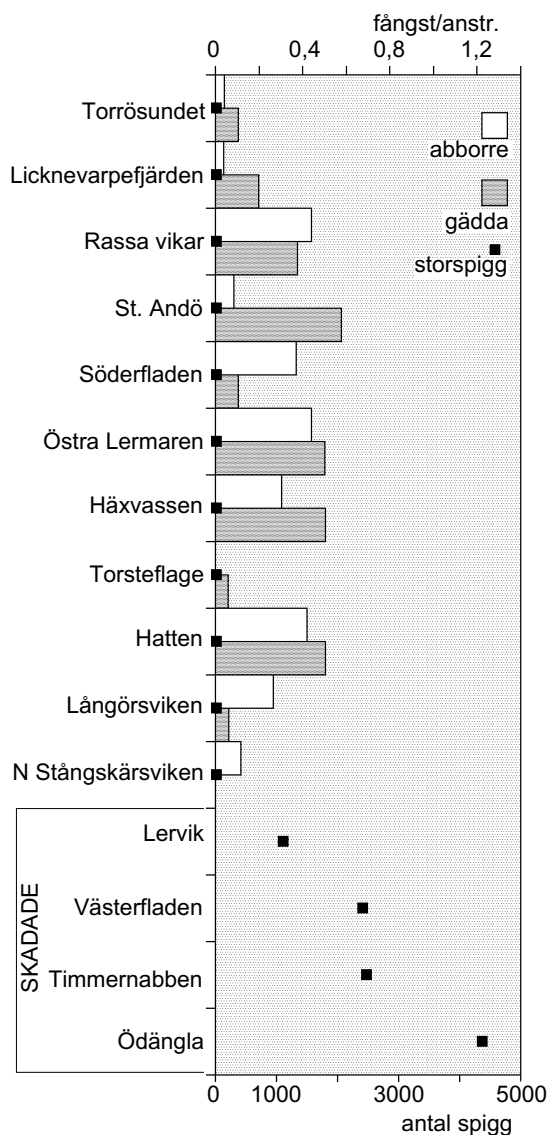


Figur 19. Andel provtagningsrutor med hög täckningsgrad (kraftigt till kvävande påväxt) av trådalger a) på våren och b) i augusti. Grå staplar är oskadade vikar och vita staplar skadade vikar.

(figur 19). Under våren fann vi de största trådalgmängderna i de skadade vikarna men i den gruppen fanns också vikar med låga förekomster trådalger (figur 19). I augusti syntes inget mönster i trådalgstäckning överhuvudtaget och inte heller här noterades någon skillnad mellan grupperna ($P=0,135$; Mann-Whitney U). De vanligaste arterna av fintrådiga alger i de undersökta vikarna var grönslick (*Cladophora glomerata*), molnslick (*Ectocarpus siliculosus*), trådslick (*Pylaiella littoralis*) samt spiralbandsalger (*Spirogyra* spp.)

Sådana sammanhängande trådalgmattor som ofta förekommer vid Västkusten (t ex Isaksson och Pihl 1992, Pihl *et al.* 1995, 1999) och Åland samt finska skärgårdshavet (t ex Berglund *et al.* 2003, Salovius och Bonsdorff 2004) saknades både under våren och i augusti i alla vikar utom i den innersta delen av Ödängla i Mönsteråsområdet i Kalmarsund. Ett laboratorieförsök visade dessutom att varken kläckningsfrekvens eller överlevnad hos nykläckta gäddlarver påverkades nämnvärt vid närvaro av fint-rådiga alger som *Pylaiella* sp. och *Ectocar-*

pus sp. (Strömquist, 2000). Täckningsgraden av fintrådiga alger kan dock snabbt förändras beroende på deras förmåga till snabb tillväxt vid rätt förhållanden (t ex Kiirikki 1996).

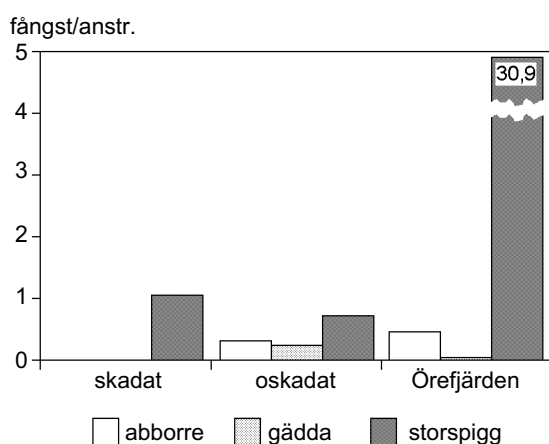


Figur 20. Fångst av storspigg med strandnot på våren i relation till fångst av abborre och gädda med undervattensdetonationer i augusti.

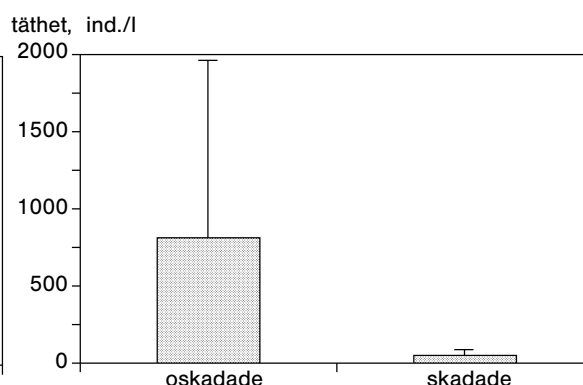
Rekryteringsframgång – spiggpredation

De skadade vikarna skiljer sig tydligt från de oskadade vikarna med avseende på täthet av spigg på våren (figur 20). Mönstret är mycket tydligt; där abborre och gädda finns saknas vanligen spigg och där abborre och gädda saknas finns det däremot stora mängder spigg. När alla andra arter saknas/försvunnit finns det bara spigg kvar i vikarna. En bidragande orsak till detta torde vara att spiggen gynnats då predatorer som abborre och gädda minskat kraftigt. Eftersom spiggen visat sig kunna vara ett hot mot gäddan genom predation på dess rom (Nilsson 2004), så stödjer detta också hypotesen att predation från spigg skulle kunna vara en del av förklaringen till de sviktande bestånden.

En del andra förhållanden stämmer inte med ovanstående förklaringsmodell. Abborrens rom anses t ex inte vara utsatt för predation, eftersom den innehåller ämnen som gör den oaptitlig/oätlig. Abborren har dessutom till skillnad från de flesta andra arter som drabbats en pelagisk fas under den tidiga larvperioden då de sprids i den fria vattenmassan. Denna spridningsmekanism borde göra den mindre känslig för predation eftersom larverna sprids över stora ytor. En förklaring som stämmer för båda dessa arter är mer sannolik eftersom nedgången tycks ha skett samtidigt för abborre och gädda (figur 3, 13 och 14). Ytterligare fakta som motsäger predationsteorin är att spiggförekomsten var högre i Kalmarsund före nedgången av abborre och gädda (figur 3) då det samtidigt var mycket höga tätheter av abborre och gädda i Mönsäteråsområdet. Tätheten av årsyngel av storspigg i de undersökta områdena var dessutom år 2003 högst i de delar av Östergötlands skärgårdar där rekryteringen av abborre och gädda fortfarande fungerar. En ytterligare jämförelse med material från Norrlandskusten visar att de nordliga områdena har höga tätheter av abborre (i figur 21 illustrerat av resultat från Örefjärden) trots att tätheten av storspiggens yngel var betydligt högre än i de senaste årens insamlingar från Kalmarsund. Att tätheterna av gädda som regel är låga längre norrut anses bero på att de i större utsträckning leker i sötvatten där (Müller 1986).



Figur 21. Rekryteringsutfall (fångst av årsyngel med undervattensdetonationer i augusti) för storspigg i relation till rekryteringsutfall för abborre och gädda i augusti. Figuren omfattar samma vikar som figur 20 samt 8 vikar i Örefjärden i norra Bottenhavet.



Figur 22. Zooplanktontäthet på våren i intensivstuderade vikar med fungerande respektive skadad rekrytering av abborre och gädda.

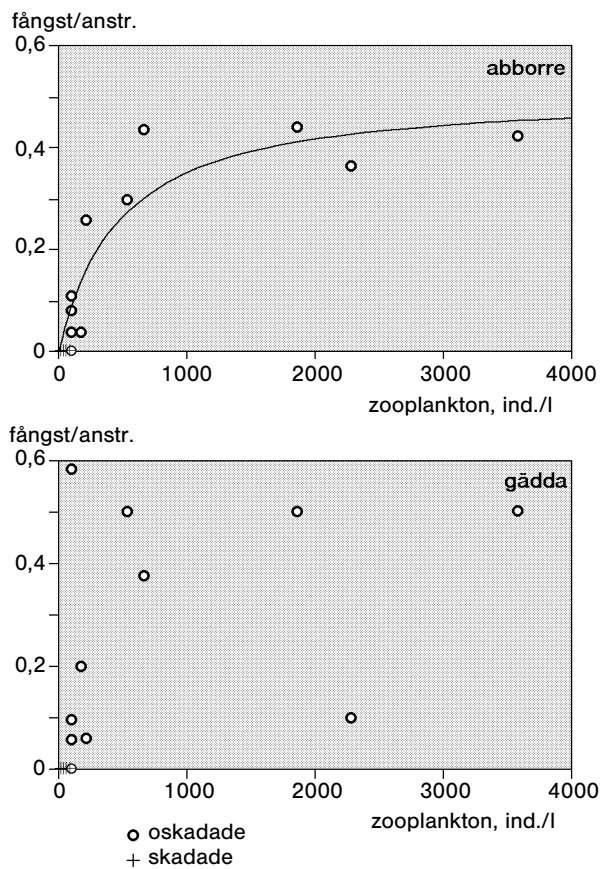
Även om det finns starka argument för att spiggpredation inte är den viktigaste orsaken, så kan det inte bortses från att spiggen finns i höga tätheter i de områden där övriga arter slagits ut. Vad som är intressant att studera vidare är vad som skiljer spiggen från de andra arterna som drabbas. Att besvara den frågan är viktigt för att ytterligare stärka eller förkasta de olika hypoteserna om spiggens roll i rekryteringsproblemen. Av den anledningen pågår ett projekt i samarbete med Institutionen för systemekologi på Stockholms universitet där vi hoppas kunna avgöra om spiggens larver är bättre anpassade till att klara sig vid låg födotillgång, och om de dessutom också kan utnyttja alternativa födoresurser. Preliminära resultat indikerar att i jämförelse med gäddlarver så klarar sig spiggens larver betydligt bättre vid låga tätheter av zooplankton. De verkar dessutom ha förmågan att utnyttja bentiska födoresurser redan under larvperioden (Lowén publicerat).

Rekryteringsframgång – födotillgång

De skadade vikarna skiljer sig tydligt från de oskadade med avseende på totalantal zooplankton per volymsenhet ($P < 0,001$; Mann-Whitney U, figur 22). Abborren visar

på ett tydligt samband mellan rekryteringsutfall och födotillgång. Vikar med låga tätheter av zooplankton har således ingen eller svag rekrytering (figur 23). Över en nivå på 200–300 byten per liter har variationer i födotillgången marginell effekt på rekryteringsutfallet. Sambandet följer mönstret för en funktionell respons av typ II (Non-linear regression, $r^2 = 0,86$; Holling 1959). För gädda kan ett liknande mönster noteras, dock ej lika tydligt (figur 23). Med tanke på den stora variationen i täthet av zooplankton inom vikarna och den säsongsmässiga utvecklingen (Johansson 1983, Johansson *et al.* 1993) är det möjligt att de analyserade proverna inte är lika relevanta för en korrekt jämförelse med gäddans rekrytering då gäddan som regel leker något tidigare än abborren. Gäddans larver tillbringar dessutom sin första tid på mycket grunt vatten inne i vegetationsbältet. I dessa miljöer kan födotillgången skilja sig avsevärt från rekryteringsområdenas pelagiala områden där abborrens larver återfinns.

Det finns en stor variation mellan vikar och inom vikar, trots att de prover som analyserats i praktiken är samlingsprov som representerar en transekt tvärs över undersökningsområdena. Ibland förekommer så mycket som 10 gånger högre täthet i de inre delarna som vid vikens mynning. Detta visar på betydelsen av skyddade/avsnörda grundområden med stabila hydrologiska förhållanden för att ge ett gott



Figur 23. Förhållandet mellan zooplanktontätheter på våren och rekryteringsutfall (fångst av årsyngel) för abborre och gädda.

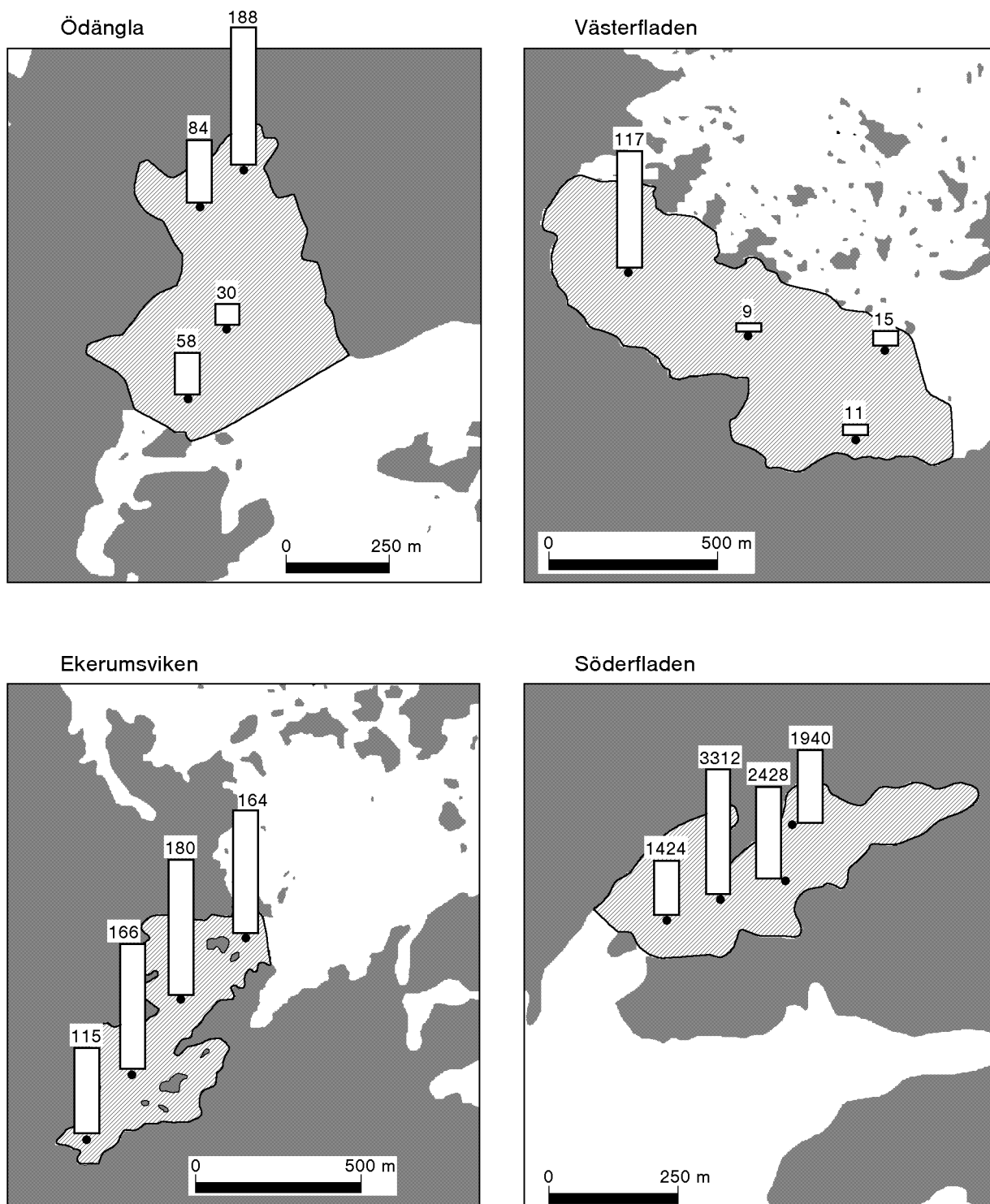
födounderlag för fiskens tidiga livsstadier (figur 24). Detta mönster uppträder om man jämför inomviksvariationen mellan några mycket skyddade vikar med de mer vågexponerade vikarna (figur 24). De skyddade vikarna uppvisar inte alls lika stor variation inom viken.

Utöver variationer i zooplanktonabundansen förekommer också stora variationer med avseende på artsammansättning (bilaga 2). Av flera orsaker har vi dock valt att enbart göra en analys med avseende på totalantalet. För det första är det svårt att avgöra och klassificera olika zooplanktonarter efter deras kvalitet som föda. För det andra är endast en marginell andel av födan för stor för abborrlarverna, eftersom de till antalet dominerande djurplanktongrupperna är rotatorier samt hoppkräftors larvstadier (nauplielarver). Om analysen mellan födotillgång och rekryteringsutfall

(figur 23) enbart görs med avseende på zooplanktongrupper som kan anses utgöra högkvalitativa byten för små abborrlarver, dvs nauplier och juvenila copepoder (Ljunggren 2002) ser sambandet i princip likadant ut. Det är alltså svårt att avgöra vilket mått som är mest relevant att använda. Vid låg födotillgång kan dock inslaget av rotatorier i dieten vara betydande (Ljunggren 2002), därför bör totalantalet zooplankton vara ett mer korrekt mått eftersom en marginell andel av den tillgängliga födan är för stor för de minsta larverna att svälja.

Det bör påpekas att redovisade data utgör en ögonblicksbild av hur födotillgången ser ut vid en tidpunkt då abborrens larver är beroende av att börja äta för att överleva. Vi vet inget om säsongsvariationen eller dynamiken mellan de studerade vikarna och omgivande vatten. Baserat på variationen inom vikarna i kombination med vikarnas morfometri och teoretiska vattenutbyte med omgivningen kan vi spekulera i att födotillgången i första hand styrs av morfometrin. Skyddade vikar har en intern produktion som regleras av faktorer i viken. Mer öppna vikar regleras antagligen av hydrologiska förutsättningar som vikens vattenutbyte med omgivande vatten och följaktligen kan det likväl vara faktorer i omgivande vatten som till stor del reglerar födotillgången i vikarna. Omgivande vatten kan i sin tur vara en utanförhängande fjärd, kustvatten eller utsjön, beroende på var viken ligger. Kunskapen om zooplanktonsamhället i grunda havsmiljöer, och framförallt utbytet mellan dessa miljöer och det pelagiska systemet i Egentliga Östersjön är närmast obefintlig. Det finns flera potentiella orsaker till eventuella förändringar i zooplanktonsamhällenas sammansättning, men eftersom vi inte vet var zooplanktonsamhället regleras är det tämligen spekulativt att resonera kring de grundläggande orsakerna till den stora variationen i födotillgång.

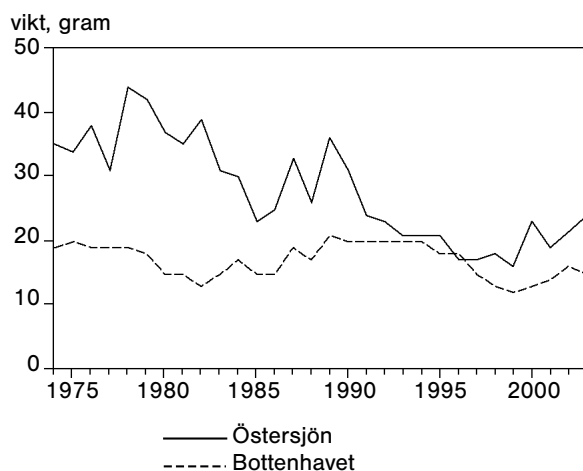
Det finns dock så pass många gemensamma nämnare mellan våra studier av kustfisksamhällena och de förändringar som skett i utsjön att det är svårt att bortse från möjligheten att orsakerna är gemensamma. Under samma tidsperiod och med samma geografiska mönster finns det studier som tyder på att zooplanktontätheterna har



Figur 24. Exempel på variationen inom och mellan vikar med avseende på totalantalet zooplankton per liter. Ödängla och Västerfladen representerar relativt öppna vikar med förhållandevis stort teoretiskt vattenutbyte med omgivande vatten. Ekerumsviken och Söderfladen representerar avsnörda vikar med relativt lågt teoretiskt vattenutbyte med omgivande vatten.

minskat i Östersjöns utsjöområden (Möllmann *et al.* 2000, Cardinale *et al.* 2002), i synnerhet under vår-försommar (Möllmann *et al.* 2000). Dessa undersökningar är som regel inte utförda i närheten av de kustmiljöer vi har studerat. De förändringar som påvisats i Östersjöns pelagiala områden med avseende på zooplankton och sill/skarpsill verkar dock som regel avspelas i hela Östersjön (Cardinale och Arrhenius 2000, Cardinale *et al.* 2002, Möllmann *et al.* 2000). Om födotillgången i de drabbade rekryteringsområdena är beroende av situationen i utsjön så kan dessa förändringar vara av gemensam karaktär. Det kanske allra bästa måttet på tillgången på zooplankton i utsjön vi har tillgång till är konditionen och den individuella tillväxten för skarpsill och yngre strömming, eftersom de uteslutande är beroende av zooplankton som föda. Båda dessa arter visar på minskad kondition och tillväxt under 90-talet (Cardinale och Arrhenius 2000, Cardinale *et al.* 2002). Intressant i sammanhanget är att denna förändring inte skett i samma utsträckning i Bottenhavet (ICES 2004, figur 25). De främsta orsaker som framförts som förklaring till förändringen i zooplankton-samhället är förändringar i salthalt som missgynnar vissa dominerande zooplanktonarter (Möllmann *et al.* 2000, 2003) samt betningstryck från de till antalet sett stora bestånden av clupeider (skarpsill + strömming) (Cardinale och Arrhenius 2000).

Det har skett andra förändringar som kan vara av betydelse för kustfiskbeståndens tillstånd, t ex så har klimatet sedan slutet på 80-talet varit osedvanligt varmt, vilket lett till att vintrarna under 90-talet varit helt dominerade av "mycket lindriga" isvintrar (SMHI 2001). I praktiken borde detta inneburit att abborrbestånden under den senaste tioårsperioden skulle ha varit de starkaste sedan 50-talet eftersom abborrens rekrytering anses gynnas av ökad temperatur (Böhling *et al.* 1991, Karås 1996, Neuman 1976). De uteblivna isvintrarna kan dock ha betydelse för tidpunkten och omfattningen av vårbloomingen av växtplankton och den efterföljande populationsökningen hos djurplankton. Det skulle alltså likväl kunna vara så att det varmare klimatet lett till en förskjutning i tid mellan förekomst av fisklarver och förekomst av plankton, alternativt att planktonsamhällena förändrats i omfattning eller artsammansättning. Detta skulle kunna påverka fisklarvernas överlevnad genom tillgång och kvalitet på födan under den mest kritiska perioden. Det kan heller inte uteslutas att en ökad betning av zooplankton från t ex spigg kan vara en bidragande orsak. Förändringar i födans kvalitativa värde skulle också kunna härledas till förändrad balans mellan närsalter, d v s kväve och fosfor samt kisel. Brist på kisel i förhållande till kväve och fosfor har förts fram som en potentiell orsak till att kiselalger har minskat till förmån för flagellater. Detta skulle kunna få negativa effekter högre upp i näringskedjan (van Nieuwerburgh 2004).



Figur 25. Strömmingens individtillväxt mätt som vikt vid två års ålder för Östersjön respektive Bottenhavet. Data från ICES.

Slutsatser

Föreliggande studie visar att rekryteringen av abborre längs Östersjökustens ytterskärgård, från Kalmarsund i söder till Stockholms skärgård i norr, är svag eller obefintlig i 80% av de undersökta lokalerna. Resultaten tyder också på att lyckad rekrytering i Östersjöns ytterskärgårdar endast förekommer i de allra mest skyddade/avsnörda vikarna. Däremot har de inre delarna av de större skärgårdsområdena överlag en fungerande rekrytering. Det finns heller inga tecken på liknande problem från Ålands hav och norrut. Mönstret är likartat men mindre tydligt för gädda. Exempel från bl a Mönsteråsområdet i Kalmarsund visar att problemet inte är unikt för abborre och gädda. Snarare tycks hela ekosystemet vara i förändring. När alla andra arter slagits ut återstår ett yngelsamhälle helt dominerat av spiggar. Oavsett orsak tyder det geografiska mönstret på storskaliga förändringar kopplade till Egentliga Östersjön (figur 26). Med säkerhet kan vi också fastslå att problemen uppstår under den första tillväxtsåsongen. Perioden efter kläckning har visat sig vara den mest kritiska.

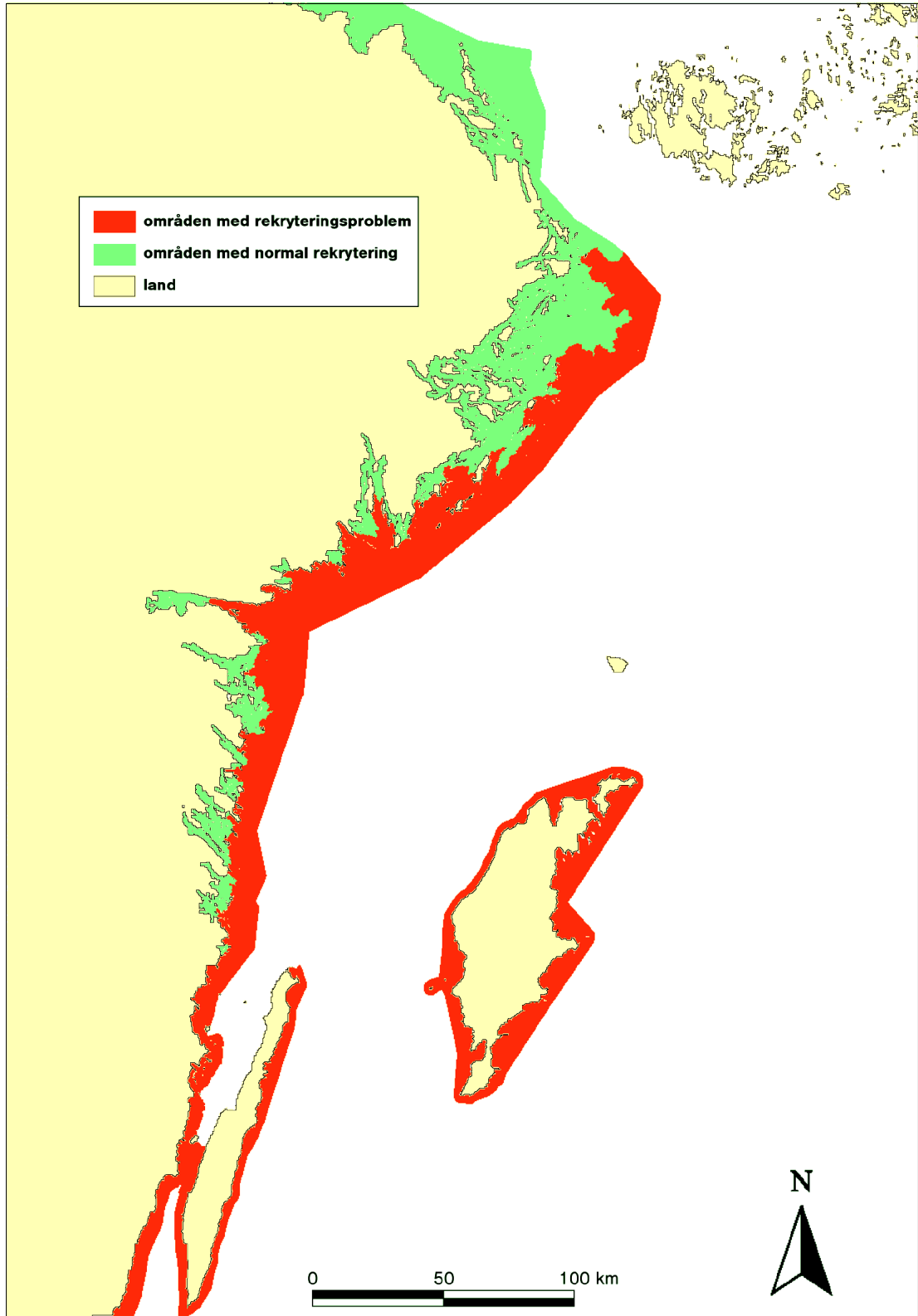
Det storskaliga geografiska mönstret indikerar att förändringarna kan vara kopplade till Östersjöns pelagiska ekosystem. Mycket tyder på att tillgången på föda i form av zooplankton under fisklarvernas kritiska första levnadsveckor är en nyckelfaktor. Detta styrks av att så många arter påverkats på ett likartat sätt då samtliga är beroende av zooplankton som födoresurs. Hypotesen styrks också av att oberoende data från andra studier indikerar att förändringar skett i det pelagiala zooplanktonsamhället i Egentliga Östersjön. Dessa förändringar verkar ha samma geografiska omfattning och har skett under samma tidsperiod.

Att effekterna i kustområdena framträder olika kan bero på att tillgången på fungerande rekryteringsområden som inte påverkas av utsjön, d v s skyddade/avsnörda havsområden och sötvatten, varierar mellan olika områden. Det gemensamma för de mest drabbade kustområdena är att de i stor utsträckning saknar sådana miljöer eller att de miljöer som finns har påverkats av andra störningar.

Data från yngelinventeringar och uppgifter från fångststatistik och tillfrågade yrkesfiskare som redovisas i denna rapport är samstämmiga. Detta avser både den geografiska och den tidsmässiga bilden av förändringarna. De provfisken som ingår i den nationella miljöövervakningen ger inte samma signaler, vilket kan förklaras av att de som regel är lokaliserade i innerskärgårdsområden. Dessa tycks inte ha påverkats av samma storskaliga förändringar. För att bättre kunna påvisa storskaliga förändringar av denna typ krävs att hela gradienten av skärgårdstyper inkluderas i större omfattning än i nuläget.

Det fortsatta arbetet kan delas in i två huvudområden: 1. att identifiera åtgärder för att gynna de sviktande bestånden och 2. att fortsätta arbetet med att förstå problemets orsak. Eftersom orsakerna till problemen sannolikt är av storskalig karaktär kan det vara svårt att på kort sikt identifiera lämpliga åtgärder. Trots detta kan man på regional och lokal nivå genom att identifiera, skydda och restaurera lek- och uppväxtmiljöer för sötvattensfiskar lindra problemets omfattning. Detta särskilt med tanke på att fysiska störningar idag är omfattande i många rekryteringsmiljöer. Fiskevårdsarbetet bör därför i större omfattning inriktas mot kustområden och sötvattensarternas lek- och uppväxtområden. Förslagsvis kan dessa arter prioriteras högre vid fördelningen av fiskevårdsmedel. Fiskevårdande insatser kan dessutom i större utsträckning inkluderas i det allmänna miljövårdsarbetet, t ex vid restaurering av kustnära våtmarker. De kan i många fall utformas så att de också kan nyttjas som rekryteringsområden för fisk.

Identifiering av de mekanismer som gett upphov till de storskaliga problemen kräver en långtgående förståelse för hur de kustnära ekosystemen fungerar och hur de påverkas av situationen i utsjön. Problemen är omfattande och komplexa och verkar inte heller avta över tiden. Detta gör det angeläget att genomföra särskilda insatser i samverkan med aktörer från andra intressegrupper och discipliner.



Figur 26. Översiktlig sammanställning av abborrens rekryteringsframgång. Inom det röda området (Östergötlandens ytterskärgård) förekommer lokaler med rekryteringsstörningar av abborre. Rekryteringsområden inom de gröna områdena (Östergötlandens inner- och mellanskärgårdar samt Bottenhavskusten) anses i huvudsak fungera normalt.

Referenser

- Aarnio, K. och J. Mattila. 2000. *Predation by juvenile Platichthys flesus (L.) on shelled prey species in a bare sand and a drift algae habitat*. Hydrobiologia 440:347–355.
- Almesjö, L. och S. Hansson. 2002. *Decreasing Stocks and Recruitment Failure of Coastal Populations of Perch (Perca fluviatilis) and Pike (Esox lucius)*. (In Swedish). Report from the Department of Systems Ecology at Stockholm University. 27 s.
- Andersson, J. 1990. *Faktorer som reglerar produktionen av gädda i Östersjöns skärgårdar*. Naturvårdsverket, arbetsrapport.
- Andersson, J., Dahl J., Johansson A., Nilsson J., Sandström O. och A. Svensson. 2000. *Recruitment failure and decreasing stocks in the coastal areas of Kalmarsund*. (In Swedish with English summary). Fiskeriverket. Rapport 2000:5, 42 s.
- Beaugrand, G., Brander K. M., Lindley J.A., Souissi S. och P. C. Reid. 2003. *Plankton effect on cod recruitment in the North Sea*. Nature. Vol. 426, no. 6967, s. 661–664. 11 Dec 2003.
- Berglund, J., Mattila J., Rönnberg O., Heikkilä J. och E. Bonsdorff. 2003. *Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays*. Est. Coast. Shelf Sci. 56:1167–1175.
- Bonsdorff, E., Blomqvist E. M., Mattila J. och A. Norkko. 1997. *Coastal eutrophication: Causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 44:63–72.
- Borger, T. 2003. *Inventering av lek- och uppväxtområden för Kalmar läns kustbestånd av gädda och abborre*. Länsstyrelsen i Kalmar län, Meddelande 2003:19.
- ter Braak, C. J. F., och P. milauer. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 s.
- Bylund, G., Wiklund T., Mattson C., Wennström R., Selen J., Toumaala J., Kjellman, J. och H. Lehtonen. 2001. *Recruitment problems of pike in the archipelago of Åland*. (In Swedish) Åländsk utredningsserie 2001:15, 39 s.
- Byström, P. 2000. *Recruitment mechanisms in fish: Size-dependent interactions in lake communities*. PhD-thesis, University of Umeå, 133 s.
- Böhling, P., Hudd R., Lehtonen H., Karås P., Neuman E. och G. Thoresson. 1991. *Variations in year-class strength of different perch (Perca fluviatilis) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48, no. 7, s. 1181–1187.
- Cardinale, M. och F. Arrhenius. 2000. *Decreasing weight-at-age of Atlantic herring (Clupea harengus) from the Baltic Sea between 1986 and 1996: a statistical analysis*. ICES Journal of Marine Science. Vol. 57, no. 4, s. 882–893.
- Cardinale, M. Casini M. och F. Arrhenius. 2002. *The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (Sprattus sprattus) in the Baltic Sea*. Aquatic living resources/Ressources vivantes aquatiques. Vol. 15, no. 5, s. 273–281.
- Cushing, D. H. 1969. *The regularity of the spawning season of some fishes*. J. Cons. int. Explor. Mer. 33:81–92.
- Cushing, D. H. 1980. *The decline of the herring stocks and the gadoid outburst*. J. Cons. int. Explor. Mer. 39(1):70–81.
- Cushing, D. H. 1990. *Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis*. Adv. Mar. Biol. 26:250–293.

- Dubois, J.-P., Gillet C., Bonnet S. och Y. Chevalier-Weber. 1996. *Correlation between the size of mature perch (*Perca fluviatilis* L.) and the width of their egg strands in Lake Geneva*. Ann. Zool. Fennici 33: 417–420.
- Engström, H. och C. Pettersson. 2003. *Förvaltningsplan för mellanskarv och storskarv*. Naturvårdsverket, rapport 5261.
- Fiskeriverket. 2000. *Fiske 2000. En undersökning om svenskarnas sport- och husbehovsfiske*. Finfo 2000:1. 53 s.
- Fiskeriverket. 2004. *Resurs- och miljööversikt 2004*. Fiskeriverket, 100s.
- Flynn, K.J. och K. Flynn. 1995. *Dinoflagellate physiology, nutrient stress and toxicity*. In: Harmful Marine Algal Blooms, In: Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P., Marcaillou C. (eds.). Harmful Marine Algal Blooms. Lavoisier, Paris. s. 541–550.
- Franzén, F., Mo K. och B. Fagerholm. 2002. *Biologisk recipientkontroll vid kärnkraftverken. Årsrapport för 2001*. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2002:8.
- Grenouillet, G. och D. Pont. 2001. *Juvenile fishes in macrophytes beds: influence of food resources, habitat structure and body size*. J. Fish Biol. 59:939–959.
- Hallegraeff, G. M. 1995. *Harmful algal blooms: a global review*. In: Hallegraeff G.M., Anderson D. M. och A. D. Cembella. (eds.). Intergovernmental Oceanographic Commission (of UNESCO), Manuals and guides, no. 33:1–24.
- Hjort, J. 1914. *Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research*. Rapp. Cons. Explor. Mer. 20:1–228.
- Holling, C.S. 1959. *Some characteristics of simple types of predation and parasitism*. The Canadian Entomologist. 91:385–398.
- ICES 2004.
- Isaksson, I. och L. Pihl. 1992. *Structural changes in macrovegetation and associated epibenthic faunal communities*. Neth. J. Sea Res. 30:131–140.
- Isaksson, I., Pihl L. och J. van Montfrans. 1994. *Eutrophication-related studies in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus Morhua* L.): a mesocosm experiment*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 177:203–217.
- Johansson, S. 1983. *Annual dynamics and production of rotifers in a eutrophication gradient in the Baltic Sea*. Biology of rotifers. Proceedings of the third international rotifer symposium held at Uppsala, Sweden, August 30–September 4, 1982. s. 335–340, Hydrobiologia, vol. 104.
- Johansson, S., Hansson S. och O. Araya-Nunez. 1993. *Temporal and spatial variation of coastal zooplankton in the Baltic Sea*. Ecography, vol. 16, no. 2, s. 167–173.
- Johansson, N., Granéli E., Yasumoto T., Carlsson, P. och C. Legrand. 1996. *Toxin production by *Dinophysis acuminata* and *D. acuta* cells grown under nutrient sufficient and deficient conditions*. In: Yasumoto, T., Oshima Y. and Y. Fukuyo. (Eds), Harmful and Toxic Algal Blooms, IOC-UNESCO, s. 277–280.
- Jongman, R.H., ter Braak C.J.F., och O.F.R. Tongeren. 1995 *Data analysis in community and landscape ecology*. 2 uppl. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kahru, M., Horstman U. och O. Rud. 1994. *Satellite detection of increased cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: natural fluctuation or ecosystem change*. Ambio 23:469–472.
- Karås, P. 1996. *Recruitment of perch (*Perca fluviatilis* L.) from Baltic coastal waters*. Arch. Hydrobiol. 138:1, 99–121.
- Kiirikki, M. och J. Blomster. 1996. *Wind-induced upwelling as a possible explanation for mass occurrences of epiphytic *Ectocarpus siliculosus* (Phaeophyta) in the northern Baltic Proper*. Mar Biol 127:353–358
- Kruse, B. och B. Rasmussen. 1995. *Occurrence and effects of a spring oxygen minimum layer in a stratified coastal water*. Marine Ecology Progress Series vol. 125 no. 1–3:293–303.
- Lappalainen, A., Sandström A. och M. Snickars. *Evaluation of low impact pressure waves as a sampling technique for young-of-the-year fishes*. Under sammanställning.

- Lehtonen, H., Kjellman J. och R. Selén. 2000. *Is the pike disappearing from our archipelago waters?* Finsk Fiskeritidskrift 1:8–11.
- Lekve, K., Stenseth N. C., Gjosaeter J., Fromentin J.-M. och J. S. Gray. 1999. *Spatio-temporal patterns in diversity of a fish assemblage along the Norwegian Skagerrak coast.* Marine Ecology progress series vol. 178:17–27.
- Ljunggren, L. 2002. *Feeding ecology of young-of-the-year pikeperch (Stizostedion lucioperca).* PhD-thesis, Swedish university of agricultural science, Silvestria 255.
- Ljunggren, L., Karás P., Appelberg M. och A. Sandström. 2003. *Recruitment failure of perch populations in the Baltic.* In: *Proceedings of Percis III: The Third International Percid Fish Symposium.* Barry, T.P. and J.A. Malison (eds), s. 133–134. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Madison, WI.
- Müller, K. 1986. *Seasonal anadromous migration of the pike (Esox lucius L.) in coastal areas of the northern Bothnian Sea.* Arch. Hydrobiol. 107:315–330.
- Münsterhjelm, R. 1997. *The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland.* Acta Botanica Fennica, 157:1–168.
- Moellmann, C., Kornilovs G. och L. Sidrevics. 2000. *Long-term dynamics of main mesozooplankton species in the central Baltic Sea.* J. Plankton Res. Vol. 22, no. 11, s. 2015–2038.
- Möllmann, C., Kornilovs G., Fetter M., Koester F. och H. Hinrichsen. 2003. *The marine copepod, Pseudocalanus elongatus, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea.* Fish. Oceanogr. 12, 4–5, s. 360–368.
- 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.
- van Nieuwerburgh, L. 2004. *Experimental studies on the regulation of pigment dynamics in phytoplankton and copepods by dissolved inorganic nutrients.* PhD-thesis, Uppsala University, 34 s
- Nilsson, J. 2004. *Causes and consequences of recent changes in coastal fish and macroalgal populations in the Baltic Sea.* Ph. D. thesis, University of Kalmar.
- O’Keeffe, D. J. 1984. *Guidelines for predicting the effects of underwater explosions on swimbladder fish.* Naval Surface Weapons Center, Silver Spring, MD. NSWC TR 82–326. 44 s.
- Orth, R.J., Heck K.L. och J. van Montfrans. 1984. *Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships.* Estuaries 7:339–350.
- Palmer, M. 2003. *The ordination web page.* <http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/>.
- Persson, J. och H. Schreiber. 2004. *Inventering av grunda havsvikar i Gävleborgs län.* Rapport från Länsstyrelsen i Gävleborg.
- Persson, L. och L.A. Greenberg. 1990. *Competitive juvenile bottlenecks: the perch (Perca fluviatilis) – roach (Rutilus rutilus) interaction.* Ecology 71:44–56.
- Pihl, L. 1986. *Exposure, vegetation and sediment as primary factors for mobile epibenthic faunal community structure and production in shallow marine soft bottom areas.* Netherlands Journal of Sea Research 20:75–83.
- Pihl, L., Isaksson I., Wennhage H. och P.-O. Moksnes. 1995. *Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: Effects on the community structure of benthic fauna and flora.* Neth. J. Aquat. Ecol. 29:349–358.
- Pihl, L., Svensson A., Moksnes P.-O. och H. Wennhage. 1999. *Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure.* J. Sea Res. 41:281–294.
- Pihl, L., Isaksson I, Wennhage H. och P.-O. Moksnes. 1994. *Fish assemblage structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow bays on the Swedish west coast.* Journal of Sea Research Environmental Biology of the Fishes 39: 271–288.
- Pilesjö, A., Persson J. och L. Håkansson. 1991. *Digital sjökortsinformation för beräkning av kustmorfometriska parametrar och ytvattnets utbytetid (In Swedish with English summary).* Naturvårdsverket Rapport 3916.

- Salovius, S. och E. Bonsdorff. 2004. *Effects of depth, sediment and grazers on the degradation of drifting filamentous algae (Cladophora glomerata and Pylaiella littoralis)*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 298:93–109.
- Sandström, A. och P. Karås. 2002. *Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic*. Env. Biol. Fish. 63:89–101.
- Sandström, A., Eriksson B.K., Karås P., M. Isæus och H. Schreiber. 2004. *Boating and navigation activities influences the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area*. AMBIO (in press).
- Saulamo, K., Andersson J. och G. Thoresson. 2001. *Skarv och fisk vid svenska Östersjö-kusten*. Fiskeriverket, Finfo 2000:1. 21 s.
- Sirois, P. och J. J. Dodson. 2000. *The influence of turbidity, food density and parasites on the ingestion and growth of larval rainbow smelt (Osmerus mordax) in an estuarine turbidity maximum*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 193:167–179.
- SMHI. 1994. *Havsområdesregister 1993 (1994)*. SMHI Oceanografi nr 60.
- SMHI. 1999. *Väder och vatten under ett århundrade 1900–1999*. SMHI, fakta nr 3 december 1999.
- SMHI. 2003. *Djupdata för havsområden 2003*. SMHI Oceanografi nr 73.
- Strömquist, J. 2000. *Diatom and filamentous brown algae effects on the hatching success and larvae survival of Baltic Sea pike (Esox Lucius)*. Examensarbete, Stockholms Universitet, institutionen för Systemekologi, 22 s.
- Svärdsson, G. och G. Molin. 1968. *Fiskets effekt på gäddans storlek och numerär*. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (5). 29s.
- Söderberg, K., G. Forsgren och M. Appelberg. 2004. *Samordnat program för övervakning av kustfisk i Bottniska viken och Stockholms skärgård – utveckling av undersökningstyp och indikatorer*. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2004:7, 90 s.

Tack

Rapporten är resultatet av ett stort lagarbete. Förutom författarna har Jenny Lycken, Joakim Hanssen, Axel Alm, Johan Persson, Kerstin Söderberg, Elin Tiselius, Agnes Karlsson och Pia Holmberg arbetat med fältinsamlingarna. Fältexpeditionerna år 2003 gjordes med fartygen Sunbeam och Ancylus som "moderskepp". Ett stort tack till besättningen Ture, C-G, Peter och Peter på Sunbeam och Peter och Bosse på Ancylus. Vi måste också tacka alla vid FIV:s lokalkontor i Simpevarp för värdefull hjälp. De data vi fått tillgång till från länsstyrelsen i Kalmar är vi skyldiga Tobias Borger och Anders Kjellberg ett tack för. Vi tackar också länsstyrelsen i Gävleborg och JP Sedimentkonsult för att vi fått tillgång till de inventeringar som gjorts i Gävleborg. Det finns många andra som på ett eller annat sätt hjälpt till, t ex Hanna Franzen och Lillemor Moseng från Kalmar Högskola som hjälpte till med spigginsamlingen, Berth Nyman har gett rapporten sin grafiska utformning, Clemens Eriksson har bidragit med statistiska råd och Jonas Nilsson på Högskolan i Kalmar och Sture Hansson, Martin Iseaus och Lena Kautsky på Stockholms universitet tackas för ett gott samarbete. Ett stort tack också till vattenägare, fiskare, forskare, båtmotorfixare och studenter som på ett eller annat sätt hjälpt till. Tack också till Anders Nissling på Forskningsstationen Ar på Gotland för att vi fick nyttja lokalerna. Interreg-projektet "grunda havsvikar" har till stor del gett oss tillgång till data från Stockholms skärgård och Upplandskusten. Tack även till Henrik Schreiber för insamlingen av data 2000–2001 i Stockholms, Uppsala och Östergötlands län.

Bilaga 1

Recruitment Workshop in Öregrund, Sweden October 22-23, 2002

In the Baltic we have some of the largest stocks in the world of fresh-water fish species. Perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) are of great importance for both the recreational and commercial fishery. In recent years decreasing catches and recruitment damages have been reported for these coastal fish stocks in several coastal areas around the Baltic. In Sweden this especially concerns the Kalmar Sound area and the eastern side of the island of Gotland and in Finland the archipelagos of Skärgårdshavet and southern Åland. The damages have been reported by the Swedish National Board of Fisheries (Andersson *et al.* 2000) and others (Nilsson *et al.* in manuscript), Ålands landskapsstyrelse, University of Helsinki and Åbo Akademi University (Bylund *et al.* 2001; Lehtonen *et al.* 2000). On request of the Swedish Environmental Protection Agency Almesjö & Hansson (2002) have compiled a review of today's knowledge from these waters. Similar problems have been reported from Polish coastal waters (Skora 1992; 1996). Ongoing studies indicates that recruitment failures also may be observed in parts of the Stockholm archipelago (Karås in prep.).

Although some possible causes to the problem have been assessed and abandoned, there is still no clear evidence to the causes of the observed recruitment failures. Consequently it is hard to find measures to improve the situation. The Swedish National Board of Fisheries together with the Swedish Environmental Protection Agency therefore gathered scientists from around the Baltic from different disciplines that may contribute to a better understanding of the problem by discussions in a workshop. A list of the participants is given in appendix I.

The goals of the workshop were

- To reach consensus about the current state of art of the observed recruitment failures and its causes.
- To propose a joint action plan for future research integrating different fields of research.
- To recommend and initiate restoration measures in particularly affected areas.

The workshop started with reviews over recruitment damages from earlier investigations and new enquiries in Finnish and Swedish coastal waters to fisherman and other categories with knowledge about coastal fish stocks. Special lectures were given on both abiotic and biotic interactions between the open sea and coastal areas. Predation from sticklebacks and the effect of eutrophication on benthic vegetation were given as special lectures since they earlier have been identified as potential problems. After this, discussions continued in working groups and were summed up in plenary discussions at the end of the workshop.

CONSENSUS DISCUSSIONS

Are there recruitment problems in Baltic coastal fish populations?

The workshop agreed upon that we have a problem - although documented in different manners in different areas. It was further stated that if the causes seem to be **natural** and we can not understand the mechanism we have to know it for management purposes. If it is of **antropogenic** origin we have to know the reason for counter measures.

What is the time scale of the problem?

Long-time scale (generation)

Catch statistics from Poland and the island of Gotland in Sweden indicates that there has been a problem with decreasing stocks at least since the 1970's. Inquiries in Sweden tells that it has the same time scale also for other coastal areas. Finnish inquiries also point to the fact that there have been problems in their coastal waters of the discussed nature on a long-time scale.

Danish catch statistics shows a drastic decline in pike catches around the south eastern islands since the 1960'ties.

Intermediate time scale (decade)

Test fishing from e.g. the Kalmar Sound tells that abundances of mainly pike and perch have reached very low levels during the 1990's and that there now is almost a complete recruitment failure of these species in the area.

Inter-annually

Spring and early summer is the period that is critical for creating variations in year-class strength.

Critical life stage

In the experiments and field studies performed in the affected waters of Finland and Sweden there were no increased mortality during embryonic life stages and larvae of perch and pike survived until exogenous feeding. Thus, the conclusion was that:

- There is no indication of direct toxic effects related to water quality during the most sensitive stages.
- There is no indication of indirect toxic effects through the parental fish.
- There is a good quality of the larvae with no immediate links to M74.

Which are the main potential causes?

Several possible causes to the observed problems were discussed. Based on the present knowledge, the most possible ones were listed and are briefly discussed below. The causes and problems may differ between the areas and several mechanisms may interact.

Spawning stock biomass

The general opinion was that the possibility could not be ruled out that low spawning biomass is partly a cause for the problem. It will at least affect a recovery of the fish stocks.

Habitat changes

For many of the fresh-water species in the Baltic, recruitment areas are often situated in fresh waters and estuaries. Unfortunately, many of these habitats have been lost and their quality reduced because of human impact. These disturbances are caused by direct habitat destruction and/or related to activities within agriculture, forestry, industry and settlements. Obstacles in migration routes, such as dams, are also common. The eutrophication of these fresh-waters and the shallow recruitment areas in the sea has caused an increased growth of macrophytes and filamentous algae. In many habitats the vegetation is very dense with overgrowth of algae.

A common observation is that the stocks of at least pike are most negatively affected in the areas more exposed to the open sea (or outer archipelagos). It has also in some cases been documented that young-of-the-year fish of many species have decreased in later years in these habitats at the same time as filamentous algae has increased. The reason for this development may be related to both nutrient load and changes in climate (e.g. warm/wet and ice-free winters and changes in the hydrodynamic regime). There is, however, a lack of scientific data especially as concerns soft sediment habitats. The increase of macrophytes and filamentous algae has the potential to affect recruitment of perch and pike through several mechanisms such as:

- Reduced quality and quantity of spawning substrates
- Reduced quality in the microhabitat for eggs and larvae (e.g. oxygen-, pH- and ammonia levels)
- Reduced quality and quantity of shelter for young fish
- Favoured habitat for predators such as sticklebacks
- Reduced areas acting as nurseries

Food availability

In general, the most critical period for fish larvae is the first period of exogenous feeding. During this period the critical resource level needed for survival is commonly one or several orders of magnitude higher than for larger larvae or juveniles. In the Kalmar Sound area and SE Åland Archipelago, zooplankton sampling indicates that the density is low and that the species composition differs compared to reference areas. However, only a few samples have been analysed, and monitoring data is also generally lacking for the type of recruitment areas discussed.

The existing experimental and field data from affected areas indicate that quantity and /or quality of available food for fish larvae is a potential reason for the recruitment failure. The effects of changes in quantity, quality and timing of available prey could affect the recruitment by:

- Direct mortality through starving of first feeding larvae
- Indirect stage specific mortality caused by reduced growth rate

Predation and fishing

Studies from the Kalmar Sound area shows that sticklebacks can be a serious predator on the eggs and larvae of pike. Perch is less likely to be affected since sticklebacks do not feed on the egg-strands and the larvae disperse pelagically. Herring and sprat has been suggested to be a potential predator on larvae. There is, however, no data as regards overlap in time and space. Predation from birds on juvenile and adult fish could be a potential threat. Thus, in the Kalmar Sound large colonies of cormorants have built up during the 1990's. There are, however, no such large colonies in other affected areas (e.g. Åland and the Archipelago Sea) to explain recruitment disturbances there. Effects from other bird species are unknown. Under normal circumstances increased fishing on pike has not shown negative effects on recruitment. In combination with other factors and disturbances during migrations to spawning areas and on the spawning sites there may, however, be a potential problem. As concerns perch there are examples from e.g. Estonian and Polish waters that over-fishing occurs. Predation and fishing could affect recruitment of perch and pike through:

- Predation on eggs and young life-stages from e.g. sticklebacks
- Low density of spawning stock biomass

Toxic substances

Dioxine and Cadmium (Cd) levels increase in some areas. Antropogenically derived toxins has a potential as a threat, but the pattern of the problems (eg habitats in the outer archipelago) indicate that land sources is not the reason. Further, the studies so far performed do not indicate toxic effects on eggs and larvae.

Red and brown filamentous macroalgae and cyanobacteria have the potential to produce harmful substances e.g. naturally produced halogenated polyphenolic compounds that could affect eggs and /or larvae. There is, however, no indication on recruitment failure of species spawning in areas with red algae mats (e.g. flounder). There is a lack of data, but low risk for time overlap, at least for cyanobacteria. However, for the filamentous brown algae there is an overlap in time between the maximum occurrence of the algae and fish recruitment.

Diseases and parasites

In laboratory studies the eye-fluke *Diplostomum spp* have been demonstrated to kill fish larva at rather low densities of cercaria. Thus, there is a potential threat but field studies have so far not confirmed this fear. There could be other parasites or diseases that are a potential threat, but there is very limited knowledge from the affected areas.

SUGGESTED FUTURE RESEARCH – OR HOW TO GO FURTHER

GENERAL ISSUES

- Emphasise the importance of putting the problem in an ecosystem context and modern view of ecological studies (e.g. size-structured population).
- Necessity to compare and work in both affected/unaffected areas
- Time series perspective on “natural” population variation – the historical aspect.
- Qualitative and quantitative mapping of the problem in the Baltic region – the geographical aspect.
- Criteria for potential and optimal recruitment areas.

SPECIFIC ISSUES

Priority 1

HABITAT MODIFICATION (PHYSICAL – BIOLOGICAL)

Quality and distribution of macrophytes and filamentous algae (antropogenic, natural)

Changes in the physical environment (temperatur, salinity, currents, physical disturbances).

Some knowledge but lack of quantitative data

Priority 2

FEEDING CONDITIONS FOR FISH LARVAE

Abundance, quality and timing

Important. Lack of knowledge – some general changes known

PREDATION

Young stages (egg, larvae)

Important with quantitative estimates

Adult fish

Some knowledge - density dependence

PARASITES AND DISEASES

Gap in knowledge – some indications/potential importance/synergistic effects

TOXICANTS

No indication on egg reduced survival.

Natural/antropogenic toxicants

Gap in knowledge other stages. Some indications- potential importance

MEASURES AGAINST THE PROBLEM

Inventories should be made on possible spawning and nursery areas in both fresh-waters and the marine environment concerning quality factors and disturbances. This analysis should start with the fresh-waters since it is clear from many studies that there are a lot of disturbances, such as migration obstacles, that can rather easily be taken care of. The next step is to develop management plans based on these inventories. The natures of disturbances in the marine environment are not as clear, as e.g. this workshop has shown. Thus, before the most relevant restoration measures can be suggested there is a large need for research. Reduced physical disturbances from e.g. boat-traffic, marinas and road constructions is, however, obvious measures to make but may be more attributed to physical planning.

Good examples of restoration and preservation measures should be collected. There is, however, a need of scientific documentation concerning the outcome of these measures. Thus, more research should go also into this area.

High quality recruitment areas that can be defined should be given good protection from exploitation of both the habitat and fish.

REFERENCES

Andersson, J., Dahl, J., Johansson, A., Karås, P., Nilsson, J., Sandström, O. & A. Svensson. 2000. Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. Fiskeriverket Rapport 2000:5 42s.

Almesjö, L. & S. Hansson. 2002. Minskande bestånd och rekryteringsstörningar hos kustbestånd av abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*). Inst. Systemkol. Stockholms universitet. Manuskript. 27pp.

Bylund, G., T. Wiklund, C. Mattsson, M. Wennström, R. Selen, J. Tuomaala J. Kjellman & H. Lehtonen. 2001. Rekryteringsproblem hos gäddan i den Åländska skärgården. (Pike and recruitment problems in the Archipelago of Åland). Åländsk utredningsserie 2001:15. 39 pp.

Karås, P. 2002. Skador på fiskbestånd utmed svenska Östersjökusten. Manuskript.

Lehtonen, H., J. Kjellman & R. Selén. 2000. Försvinner gäddorna från våra kustvatten. Fiskeritidskrift för Finland.1: 8-11.

Nilsson, J., J. Andersson, P. Karås & O. Sandström. 2002. Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeast Sweden. Manuscript.

Skóra K.E. 1992. Fishery. In; Marine Pollutions 2. An Assessment of the Effects of Pollution on the Polish Coastal Area of the Baltic Sea 1984-1989. PAS NSCOR,. Stud. & Mat. Ocean. 61; 205-220.

Skóra K.E. 1996 A comparison of changes in the composition of fish catches in the Polish lagoons in 1960-1989. Proceedings of Polish - Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries; 225-241.

Appendix I

LIST OF PARTICIPANTS

Appelberg Magnus
National Board of Fisheries
Institute of Coastal Research
Box 109
S-74071 Öregrund
Sweden

Andersson Jan
National Board of Fisheries
Institute of Coastal Research
Äverö 16
S-572 95 Figeholm
Sweden

Almesjö Lisa
University of Stockholm
Department of Systems Ecology
Stockholm University
S-106 91 Stockholm
Sweden

Berglund Ingemar
National Board of Fisheries
Box 423
S-401 26 Göteborg
Sweden

Bergström Ulf
National Board of Fisheries
Institute of Coastal Research
Box 109
S-74071 Öregrund
Sweden

Hamrin Stellan
Ministry of Environment
S-103 33 Stockholm
SWEDEN

Hansson Sture
Dept. Systems Ecology
Stockholm University
S-106 91 Stockholm
Sweden

Hudd Richard
Finnish Game and Fisheries Res. Institute
Quark Fisheries Research Station
Korsholmsesplanaden 16
FIN-65100 Vaasa
Finland

Hänninen Jari
Finnish Game and Fisheries Res. Institute
Turku Game and Fisheries Research
Itäinen Pitkätatu 3
FIN-20520 Turku
Finland

Jacobsen Lene
Danish Institute for Fisheries Research
Department of Inland Fisheries
Vejlsøvej 39
DK-8600 Silkeborg
Denmark

Johansson Sif
Swedish Environmental Prot. Agency
Blekhölmsterrassen 36
S-106 48 Stockholm
Sweden

Karås Peter
National Board of Fisheries
Institute of Coastal Research
Gamla Slipvägen 19
S-74071 Öregrund
Sweden

Kautsky Lena
Department of Botany and
Stockholm Marine Research Centre (SMF)
Stockholm University
S-106 91 Stockholm
Sweden

Kjellman Jacob
Finnish Game and Fisheries Res. Institute
Quark Fisheries Research Station
Korsholmsesplanaden 16
FIN-65100 Vaasa
Finland

Landergren Peter
University of Gotland
S-621 67 Visby
Sweden

Lappalainen Antti
Finnish Game and Fisheries Res. Institute
Fiskeriforskningsavdelningen
Box 202
FIN-00151 Helsingfors
Finland

Ljunggren Lars
National Board of Fisheries
Institute of Coastal Research
Box 109
S-74071 Öregrund
Sweden

Mattila Johanna
Åbo Akademi University
Husö Biological Station
Akademigatan 1
FIN-20500 Åbo
Finland

Nilsson Jonas
Department of Biology and Environ. Sci.
University of Kalmar
S-391 82 Kalmar
Sweden

Norrgren Leif
Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Pathology
S-750 07 Uppsala
Sweden

Petersen Gitte
Department of Ecotoxicology
DHI, Water & Environment
Agern Allé 11
DK-2970 Horsholm
Denmark

Raitaniemi Jari
Finnish Game and Fisheries Res. Institute
Turku Game and Fisheries Research
Itäinen Pitkätatu 3
FIN-20520 Turku
Finland

Skóra Krzysztof
University of G'dansk
Hel Marine Station
Institute of Oceanography
University of G'dansk
84-150 Hel Morska 9
Poland

Stipa Tapani
Finnish Institute of Marine Research
P.O. Box 33
FIN-00931 Helsinki
Finland

Urho Lauri
Finnish Game and Fisheries Institute
Fiskeriforskningsavdelningen
Box 202
FIN-00151 Helsingfors

Winkler Helmut
University of Rostock
Biologi/Zoology
Universitaetsplatz 5
D-18055 Rostock
Germany

Bilaga 2

Bilaga 2. Sammanställning av zooplanktonsamhällets artammansättning.

	Skadade vikar										N.	Ö.				
	Ler- vik	Timmer- nabben	Öd- ängla	Väster fladen	Torrö- sundet	Torste flage	Andö- viken	Stång- skärsviken*	Ekerums- viken*	Häx- vassen		Licknevarps- fjärden	Rassa viken	Långörs- viken	Ler- maren	Hatten
<i>Acartia biflora</i> ad.	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0
<i>Acartia biflora</i> juv.	0,1	0,6	1,6	0,2	0,1	0,1	0,2	0,5	0,0	1,4	1,6	0,2	0,1	0,3	0,8	0,0
<i>Asplanchna</i> spp.	0,5	1,3	1,9	1,7	6,6	0,9	37,6	14,7	0,0	195,3	11,0	248,0	11,1	69,0	11,0	7,8
<i>Bivalvia</i>	1,0	1,2	2,9	2,4	0,2	0,1	0,5	17,0	0,0	3,8	2,0	0,1	3,8	3,3	2,2	0,3
<i>Bosmina coregoni</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,2	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,2	0,3	0,1
<i>Bosmina</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Brachionus</i>																
<i>quadridentatus</i>	0,7	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chydoridae</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chydorus sphaericus</i>	0,4	0,3	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,7	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0
<i>Cyclopoida</i> spp. ad.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cyclopoida</i> spp. Juv.	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	1,4	0,1	0,0	58,9	0,2	0,1	0,4	2,4	19,8	12,2	8,2
<i>Euchlanis</i> sp.	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
<i>Eurytemora</i>																
<i>hirundoides</i> ad.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>hirundoides</i> juv.	0,7	0,2	0,9	0,6	0,7	0,5	0,7	0,1	0,8	7,1	3,0	2,9	2,1	6,9	4,0	2,6
<i>Evadne nordmani</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Harpacticoida</i> spp. ad.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Harpacticoida</i> spp. juv.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Keratella cochlearis</i>	3,2	0,1	0,2	3,1	0,1	0,3	7,4	16,1	22,2	0,3	0,5	41,5	44,7	282,8	606,8	770,4
<i>Keratella cruciformis</i>	2,3	0,2	0,1	1,2	0,0	0,0	0,5	8,0	0,0	0,3	0,0	8,7	23,1	106,1	128,7	176,3
<i>Keratella quadrata</i>	0,7	1,3	0,1	13,5	0,2	0,2	21,6	1,0	1,6	0,3	0,5	313,1	14,3	1082,6	1024,1	1189,0
<i>Keratella</i> sp.	1,2	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	18,6	0,0	12,5	0,0
<i>Nauplii</i>	22,8	4,9	14,1	14,0	31,7	74,5	15,6	9,5	64,9	301,8	43,2	46,6	72,0	214,3	376,0	91,5
<i>Notholca</i> spp.	9,9	0,7	4,8	0,1	0,1	0,4	0,2	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	8,4	2,0	14,8	9,2
<i>Ostracoda</i>	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Podon polyphemoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,9	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1
<i>Polychaeta</i>	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Synchaeta</i> sp.	10,7	2,2	62,8	0,6	29,9	2,3	0,0	0,0	0,0	4,1	114,9	0,0	17,4	66,0	216,0	20,2
<i>Trichotria</i> sp.	0,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3

* Ekerumsviken har inte ingått i analyserna eftersom den är kraftigt sötvattenpåverkad och avviker tydligt från övriga vikar med avseende på bla salthalt, temperaturregim och fiskförekomst

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

Finfo är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditionsavgift.



FISKERIVERKET



fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

**Fiskeriverkets
havsfiskelaboratorium**

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets
kustlaboratorium**

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp

**Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets
utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets
försöksstationer**

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälarne

**Fiskeriverkets
forskningsfartyg**

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda