

# Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009

– effekter av trålgränsutflyttning  
och andra fiskeregleringar



Mattias Sköld  
Henrik Svedäng  
Daniel Valentinsson  
Patrik Jonsson  
Patrik Börjesson  
Johan Lövgren  
Hans C Nilsson  
Anders Svenson  
Joakim Hjelm

Ansvarig utgivare: Björn Risinger

Omslagsbild: Mattias Sköld

För beställning kontakta:  
Fiskeriverket  
Box 423, 401 26 Göteborg  
Telefon: 031-743 03 00  
[fiskeriverket@fiskeriverket.se](mailto:fiskeriverket@fiskeriverket.se)

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.  
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:  
[www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)

Omslag tryckt på miljövänligt papper, Ambassador brilliant white laid 220 g.  
Inlaga tryckt på miljövänligt papper, 100 g vit offset.  
Tryckt i 200 ex, maj 2011. Intellecta, Västra Frölunda.

ISSN 1404-8590

# **Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009**

– effekter av trålgränsutflyttning  
och andra fiskeregleringar

Mattias Sköld  
Henrik Svedäng  
Daniel Valentinsson  
Patrik Jonsson  
Patrik Börjesson  
Johan Lövgren  
Hans C Nilsson  
Anders Svenson  
Joakim Hjelm

Fiskeriverkets  
havsfiskelaboratorium  
Turistgatan 5  
Box 4, 453 21 Lysekil  
[mattias.skold@fiskeriverket.se](mailto:mattias.skold@fiskeriverket.se)

## Förord

---

Inom ramen för det svenska Miljömålsarbetet och målet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* med påföljande regeringsuppdrag år 2004, fick Fiskeriverket uppdraget att analysera effekterna av ändrad trålgräns och betydelsen av bottentrålning för de marina ekosystemen. Rapporteringen ledde till att ett antal åtgärder genomfördes längs västkusten: trålgränsen flyttades ut, bottenekosystem skyddades och bifångster av fisk och ungfisk reducerades genom införandet av selektiva redskap.

Denna rapport behandlar effekter av åtgärderna för kustfiskbestånden och livsmiljöerna på havsbottenarna. Vidare analyseras hur yrkesfisket efter havskräfta påverkats av de förändrade förutsättningarna som regelverket innebar.

*Mattias Sköld, maj 2011*

# Innehåll

---

<b>Sammanfattning</b> .....	<b>6</b>
Effekter på fiskbestånd.....	6
Effekter på mjuka och hårda bottenar .....	7
Utvecklingen av fisket efter havskräfta .....	8
Har ett utökad områdesskydd haft någon positiv effekt? .....	8
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
Effects on fish stocks .....	10
Effects on benthic fauna.....	11
Effects on the fishery for Norway lobster .....	12
Does increased spatial protection have positive effects on the coastal fish stocks?.....	12
<b>Bakgrund</b> .....	<b>14</b>
<b>Fiskbestånd</b> .....	<b>15</b>
Demersala fiskbestånd .....	16
Lokala torskbestånd i Gullmarsfjorden och Havstensfjorden .....	22
Områdesskydd och ungfisköverlevnad .....	27
Pelagiska fiskbestånd .....	29
Slutsatser om fiskbestånd generellt.....	31
<b>Effekter på mjuka och hårda bottenar</b> .....	<b>33</b>
Material och metoder .....	33
Resultat.....	33
Slutsatser om effekter på bottenarna .....	37
<b>Utvecklingen av fisket efter havskräfta</b> .....	<b>38</b>
Material och metoder .....	38
Resultat.....	38
Slutsatser om fisket efter havskräfta .....	41
<b>Tack</b> .....	<b>43</b>
<b>Referenser</b> .....	<b>44</b>

## Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att utvärdera effekterna på fiskbestånd, bottenfauna och exploateringsmönster för havskraftfisket till följd av ökat områdesskydd längs svenska västkusten. Med målsättningen att vända den negativa utvecklingen för bottenfisksamhället vid västkusten samt för att skydda uppväxande fisk och känsliga bottenekosystem beslutade Fiskeriverket år 2004 att begränsa fiskeaktiviteten i kustzonen och trålgränsen flyttades ut från kusten. För kräftfiske tilläts endast selektiva redskap, i vissa delar av innerfjordarna infördes förbud mot snörpvadsfiske och ett förbud infördes innanför trålgränsen mot både yrkes- och fritidsfiske av torsk, kolja och lyrtorsk (bleka) under första kvartalet (lekperioden). Förbudsområdena för snörpvadsfiske utökades 2006 och bestämmelserna i dessa områden skärptes ytterligare 2008, då även begränsningar i nät- och handredskapsfisket infördes. Denna ansats skall ses som ett viktigt steg mot en ekosystembaserad fiskeriförvaltning, till skillnad från tidigare begränsningar av det svenska fisket, vars huvudsakliga mål har varit att skydda enskilda bestånd och sällan dess habitat. Samtidigt har en utflyttning av trålgränsen haft effekter på hur särskilt det yrkesmässiga havskraftfisket bedrivs innanför gränsen.

### Effekter på fiskbestånd

#### **Bottenfisk**

Fiskeriverket har bedrivit regelbundna provtrålningar efter bottenlevande (demersal) fisk längs Bohuskusten sedan år 2001. Dessa visade att vuxen torsk, lyrtorsk (bleka), kolja och rödspotta med flera arter förekom i en mycket begränsad omfattning vid kusten i början av 2000-talet. Fortsatta provfisken visar inte någon återhämtning

i Skagerrak eller Kattegatt för åren 2004–2009, vare sig i förhållande till den utflyttade trålgränsen eller i förhållande till de områdena där snörpvadsfiske inte längre är tillåtet.

Ungfisk som härstammar från utsjön stannar mellan ett och tre år i kustzonen och ger tidvis upphov till ökning av fiskbiomassan i kustområdet. Märkningsstudier har visat att fisken därefter söker sig tillbaka till föräldrafiskens lekogränder i Nordsjön, vilket kan förklara varför dessa inflöden inte ger permanenta öningar av bestånden. Situationen för bestånden av bottenfisk längs större delen av västkusten var under år 2009 i stort sett densamma som vid undersökningsperiodens början år 2001. Allt tyder därmed på att kustfiskbestånden har kollapsat eller lokalt utrotats. Några få lokala, stationära bestånd finns dock kvar vid kusten, t.ex. av torsk i Havstensfjorden och Gullmarsfjorden.

Ett utökat skydd i kustzonen är sannolikt inte det enda villkor som måste vara uppfyllt för att återskapa tidigare tätheter av vuxen fisk. Det som krävs är att tidigare beteendemönster återetableras genom att fisk på ett framgångsrikt sätt börjar leka i de nu "fisktomma" områdena. Det är därför okänt hur lång tid som krävs för en eventuell återkolonisering av Skagerraks och Kattegatts kustområden. Det är emellertid av stor vikt att fisketrycket i kustområdet även fortsättningsvis minimeras så att inte kvarvarande bestånds möjlighet till återhämtning eller återetablering spolieras.

#### **Förbättrad ungfisköverlevnad**

Utflyttningen av trålgränsen och en ökad selektivitet i fisket innanför gränsen beräknas ha inneburit en förbättrad överlevnad för ungfisken. Märkningsförsök visar att

uppväxande torsk från Nordsjön är relativt stationär i kustområdet upp till tre års ålder, vilket innebär att den fisk som växer upp innanför trålgränsen skyddas från fiske som ett- och tvååring. Detta kan innebära att den årliga dödligheten för ettårig torsk minskar med upp till 17 % och för tvåårig torsk med upp till 52 % innanför trålgränsen. Hur stor betydelse denna minskade fiskeridödlighet har för beståndet av äldre fisk i Nordsjön beror på hur stor andel av ungfisken som uppehåller sig i Skagerraks kustområde. Kustens funktion som uppväxtområde styrks också av internationella provfisken som visar att Skagerrak fungerar som ett viktigt uppväxtområde för bland annat Nordsjölekande torsk och att den andel av beståndet som växer upp i Skagerrak har ökat påtagligt sedan 1990-talet, främst på grund av minskad förekomst av ungfisk i övriga delar av Nordsjön.

Den utflyttade trålgränsen kan alltså innebära stora vinster för dagens ekosystem genom att uppväxande bestånd av ungfisk, företrädesvis härstammande från utsjölekande bestånd i Nordsjön, har fått ett förbättrat skydd. Beräkningarna antyder att detta redan bör ha resulterat i en ökad fiskproduktion.

### **Pelagisk fisk**

Skarpsills- och sillfisket har historiskt sett varit av stor betydelse i kustzonen. Stora variationer i fångstnivåer mellan år förekommer inom de olika fjordavsnitten vilket kan tyda på lokalt överutnyttjande eller stora svängningar i populationstäthet orsakat av andra faktorer. Skarpsillen innanför Tjörn och Orust utgörs sannolikt av lokala kustbestånd och bör därmed förvaltas med större försiktighet än idag. Skarpsillsfisket kan också ge skador på miljön, då bland annat betydande bifångster av bottenfiskarter kan ske i lysfisket med snörpvad. Grunden för ett utvecklat och stabilt skarpsillfiske i de bohuslänska fjordarna bör därmed vara att skapa en situation med lägre fisketryck

och därmed större, tätare fiskbestånd så att fisket efter denna art kan ske på ett effektivt och hållbart sätt utan att ljus behöver användas.

### **Effekter på mjuka och hårda bottenar**

Studierna av bottenpåverkan med bottenhugg och videofilmning har följt mjukbottenfauna och hårbottenar i gränsområdet till utflyttningen av trålgränsen. Hälften av stationerna och tvärsnitten låg innanför den nya trålfiskegränsen och resterande utanför. Alla lokaler valdes i områden som tidigare varit utsatta för kraftig trålpåverkan. Analyserna visar att utvecklingen av mjukbottenfaunan i skyddade områden inte skiljer sig från den som observeras i trålade områden. Det finns dock en generell negativ effekt av antalet trålspår på förekomsten av sjöpenor.

En möjlig orsak till att det inte skett någon positiv utveckling av mjukbottenfaunan är att det sannolikt har skett ett fiske på områden som sedan 2004 är skyddade från trålning. För att utvärdera efterlevnaden av skyddet har vi genom satellitbaserad fartöversvakning (VMS) följt utvecklingen av fiskeansträngning hos fiskefartyg längre än 15 meter. Fiskeansträngningen i skyddade områden har minskat som ett resultat av de nya gränserna för kräfttrålning. Detta mönster bekräftas av videofilmning av bottenarna, där vi genom att sammanställa antalet nya och gamla trålspår konstaterat en minskning av trålaktiviteten innanför de nya trålfiskegränserna. Trålningen har alltså minskat i skyddade områden, men den har inte upphört. Trålspåren i de skyddade områdena kan härröra från såväl tillåten räktrålning (med rist på större djup än 60 m) som olovlig kräfttrålning. En förklaring till att mjukbottenfaunan inte har utvecklats positivt är också att effekter av fysisk störning av trålning är störst initialt, d.v.s. vid det första tråldraget, och att upprepad trålning dödar färre och färre ytterligare bottenorganismer för

varje nytt tråldrag. En alternativ förklaring är att mjukbottenfaunan i området, med undantag för sjöpennor, är relativt tolerant för störning från bottentrålning, varför en förändring i trålningsintensiteten inte kan förväntas ge så stora förändringar i mjukbottenfaunan.

### Utvecklingen av fisket efter havskräfta

Sedan trålgränsutflyttningen 2004 har mängden landad burkräfta ökat och under 2009 landades totalt 290 ton burkräfta, vilket är mer än dubbelt så mycket jämfört med tioårsperioden före utflyttningen. Trålning och burfiske kan inte bedrivas i samma områden då trålarna riskerar att fastna i de länkade burarna som då förstörs. Ökningen av burfisket har varit störst i södra och mellersta Bohuslän, d.v.s. i de områden där flest nya områden tillgängliggjorts i och med införandet av trålningsförbudet år 2004. Den ökade landningen av burkräfta förklaras främst av att antalet burar ökat och inte av att bestånden ökat. Burfisket efter havskräfta uppvisar flera biologiska och miljömässiga fördelar i jämförelse med trålfisket, eftersom bifångster och utkast av fisk är betydligt lägre. Dessutom utgörs kräftfångsten i burfisket normalt av betydligt större havskräftor än i trålfisket, varför utkast av undermåliga kräftor är små. Ytterligare fördelar med burfisket är en betydligt högre överlevnad för den del av fångsten som slängs tillbaka i sjön, färre negativa miljöeffekter i form av skador på havsbottnen, samt en lägre energiförbrukning.

En annan radikal förändring av fiskemöjligheterna är trålfisket med artsortering med rist. För fortsatt fiske med kräfttrål var valet att antingen flytta ut utanför trålgränsen eller att införskaffa en rist. Fisket med rist innanför trålgränsen i Skagerrak och Kattegatt har ökat med 122 % sedan 2004. Andelen kräfta fiskad med rist ligger i genomsnitt på 35 % mellan åren 2006–2008. 2009 delas den svenska havskräftkvoten

också så att 20 % avsattes för burfiske, 50 % för ristfiske och kvarvarande 30 % för traditionellt fiske med trålar. Andelen fiske med rist ökade initialt snabbast i Skagerrak men har ökat påtagligt även i Kattegatt den senaste tiden.

Utöver trålgränsutflyttningen har också den snabba inkorporeringen av den svenska risten i EU-lagstiftningen betytt mycket för användningen av sorteringsrist i kräftfisket. Sammantaget har svensk och EU-lagstiftning skapat starka incitament för nyttjandet av detta redskap, såsom exklusiv tillgång till områden stängda för vanligt trålfiske, obegränsat antal fiskedagar och en ökad kvotandel. Användandet av rist i svenskt kräftfiske bedöms minska fiskeridödligheten väsentligt för torsk vid kräfttrålning, men effekter för bottenfiskbestånden är samtidigt avhängigt den sammanlagda fiskeridödligheten, d.v.s. också sådan som orsakas av andra redskap, samt återhämtningsförmågan för respektive bestånd.

### Har ett utökat områdesskydd haft någon positiv effekt?

Den sammantagna kunskapen om marina bestånd har visat att den mest effektiva åtgärden för att återuppbygga fiskbestånd är att minska fiskerimortaliteten, det vill säga den dödlighet som fisket står för. Frågan är då om den utflyttade trålgränsen och regelverket innanför denna bidragit till detta?

Vi har kunnat visa att trålgränsen med stor sannolikhet har bidragit till att minska fiskerimortaliteten genom att endast tillåta artsortering med rist i kräftfisket i detta område och genom att det mer selektiva burfisket används i större utsträckning. Vi har däremot inte kunnat påvisa att trålgränsen och det skärpta regelverket bidragit till att de lokala kustfiskbestånden, t.ex. i Gullmarsfjorden, återhämtat sig till följd av åtgärderna.

Orsakerna till att vi inte kunnat visa någon positiv effekt på kustfiskpopulationerna är sannolikt flera, men en viktig



orsak är att vi inte kan förvänta oss några större förändringar på så kort sikt som 6 år. Torskfiskar är långlivade organismer och rekryteringsframgång kan även i bestånd med god status variera avsevärt mellan år. I överfiskade bestånd, d.v.s. när lekbiomassan är liten, är rekryteringen per definition hämmad. För lokalt utrotade bestånd krävs återkolonisering från bestånd från närliggande områden. Om tidsramarna för sådana processer har vi begränsad kunskap, men då det förutsätter beteendeförändringar, kanske över flera fiskgenerationer, måste det innebära längre tid än några få år. Detta i kombination med att fiskerimortaliteten i omgivande områden som Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt är fortsatt hög, gör att chansen för en positiv populationsutveckling via återkolonisation är väldigt liten.

Sammantaget visar denna sammanställning att vi idag inte kan se någon generell återhämtning av våra kustnära bestånd. Baserat på kunskap från våra utsjöbestånd, som ofta uppvisar snabb återhämtning om fiskerimortaliteten minskar kraftigt, finns det anledning att överväga ytterligare bevarandeåtgärder för att på sikt kunna uppnå positiva populationstrender. Sådana åtgärder behövs för att kvarvarande lokala bestånd ska ha möjlighet att återhämta sig och återkolonisera andra områden. Självklara förutsättningar är att hotade fiskarter och bestånd inte fångas eller dör i fiskeredskapen. En möjlig väg för att påskynda kustbeståndens återhämtning är återetableringsförsök. Möjligheter och risker med ett sådant arbete bör utredas.

## Summary

---

This report evaluates effects of increased spatial protection from fishery on the Swedish west-coast on coastal fish stocks, benthic fauna and exploitation patterns in the fishery for Norway lobster (*Nephrops norvegicus*). The aims of the measures along the coast were to reverse the negative development of the local demersal fish stocks, increase the protection for juvenile fish utilising the coast as nursery areas, and protect sensitive habitats from physical impact by bottom trawling. The Swedish Board of Fishery (SBF) therefore limited the fishing activities in the coastal zone and furthered out the trawl boundary from 2 to 4 nm from the baseline in the Skagerrak and 3 nm from the coastline in the Kattegat. Inside the boundary, in designated areas trawling was allowed using the species selective Swedish grid when fishing for Norway lobster. In certain inner-fjord areas a ban on purse seining was put in place and a seasonal closure from January to March, i.e. during the spawning period, to all fisheries for cod (*Gadhus morhua*), haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) and pollack (*Pollachius pollachius*) was enforced. The regulations were further increased in 2006 with more areas closed to purse seining, and inner fjord areas closed for net fisheries deeper than 10 m. These regulations were a response to the political framework for establishing environmental quality objectives and an ecosystem approach to fisheries management.

### Effects on fish stocks

#### **Demersal fish**

Regular bottom trawl surveys along the coast have been carried out since 2001. These surveys showed that adult cod, haddock, pollack and plaice (*Pleuronectes*

*platessa*) were present in very low numbers, in the beginning of the 21<sup>st</sup> century, in comparison to historical data on these populations. Continued surveys until 2009 show no recovery of the depleted stocks, neither in relation to the furthering out of the trawl boundary, nor the inner fjord measures banning purse seines and the use of nets deeper than 10 m.

Temporary increases in juvenile fish along the coast indicate that the coast is important as nursery area for several stocks. Tagging studies on cod support this and show that mature cod undertake long migrations to spawning grounds in the North Sea. The situation for the local stocks along the coast thereby appears to be unchanged and the pattern with absence of adult demersal fish suggests that several local coast stocks have collapsed or are extirpated. A few severely depleted local spawning stocks of cod are present in inner fjord systems of the Gullmarsfjord and the Havstensfjord.

We conclude that increased protection is likely not the only prerequisite that has to be fulfilled for the recovery to former abundances of coastal fish stocks. Local populations and/or stock components appear to be extirpated, and nearby populations need to successfully re-colonize the empty coastal areas. Since that involves behavioural changes, it is unknown how long such processes will take. It is, however, of uttermost importance that fishing mortality of the depleted stocks along the coast are kept at a minimum for protection of the remaining local populations, so that they will have the potential for succeeding to recover. The remaining populations will also, if recovered, provide the potential source for re-colonization to the empty areas.

### **Increased survival of juvenile demersal fish**

Estimates of fishing mortality indicate that the furthering out of the trawl boundary and the increased selectivity in the Norway lobster trawl fishery inside the boundary has increased the survival of juvenile demersal fish. Tagging experiments have shown that cod from the North Sea population are relatively stationary along the coast until they mature at about 3 years of age. This means that juvenile cod of 1 and 2 years of age are protected from fishery. This may lead to a yearly reduction in mortality for these cohorts of up to 17 % for 1 year old cod, and 52 % for 2 year old cod inside the trawl boundary. The importance of this reduced fishing mortality to the North Sea stock is dependent on the proportion of juveniles that are present in the coastal Skagerrak. However, recent international surveys points to the conclusion that the relative importance of the Skagerrak coast as a nursery area has increased since the 1990s, mostly because a decrease in presence of juvenile cod in the North Sea.

The measures relating to the trawl boundary may thus provide benefits for the ecosystem by acting as a large protection zone for nursery areas for fish populations originating from the North Sea. Estimates provided in this study indicate that this may already have led to increased fish production.

### **Pelagic fish**

Fisheries of sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) have historically been of great importance along the Swedish west-coast. Large variations in catches occur between years within the different fjord systems, which may imply overfishing or large variations in population densities depending on other factors. Evidence are building up that sprat in the Tjörn and Orust fjord system are of a local stock which accordingly should be managed as such, and with more caution than presently. The sprat

fishery today mainly uses purse seining in combination with light attraction, which may cause environmental damage including bycatch of small fish, juveniles and/or endangered species including coastal cod, haddock and pollack. However, historically light attraction was not used and catches were still higher. The basis for a developed coastal sprat fishery therefore is a decreased fishing mortality aiming at increasing the spawning stock. A larger stock may provide more stable fishery between years and a situation where purse seining can go on without light concentration of the fish, thus reducing the negative consequences of this particular fishery.

### **Effects on benthic fauna**

Effects of protection from bottom trawling were studied by quantitative grab sampling and video transects. The studied sites were chosen to represent areas that were protected from trawling from 2004 and onwards and these were contrasted against sites where trawling were allowed to continue. All sites were chosen in areas that were heavily trawled before 2004. The analyses of benthic fauna show no statistical difference between trawled and protected areas. However there is a negative correlation between the presence of recent trawl tracks, as analysed from the video transects, and the number of sea pens (*Pennatula phosphorea*).

A potential explanation to the absence of positive development of the benthic fauna is that trawling apparently has taken place in protected areas after 2004. To evaluate the compliance with the trawling ban we analysed fishing effort of trawlers in the areas using the satellite based vessel monitoring system (VMS) that is mandatory for all fishing vessels larger than 15 m. The results show that fishing effort has been reduced significantly in the protected areas, which also is confirmed by the analysis of recent trawl tracks from the video transects. However, trawling has not ceased, and is

still permitted deeper than 60 m for shrimp trawlers with sorting grid. The VMS observations in some of the protected areas can be assigned to both allowed shrimp trawlers with sorting grid as well as forbidden Norway lobster trawlers. One explanation of the absence of positive effects on the benthic fauna may be that effects by physical disturbance are most prominent initially and that recurring disturbance, i.e. repeated trawling, will kill a diminishing number of organisms per trawling haul. An alternative explanation is also that the benthic fauna in the area is resilient to physical disturbance by bottom trawling, so that a changing trawling intensity is not expected to change the benthic fauna much.

### Effects on the fishery for Norway lobster

The amount of Norway lobster landed by creel fishers has increased since the furthering out of the trawl boundary in 2004. In 2009, 290 tonnes of Norway lobster was landed in this fishery. This is more than twice the yearly landings in this fishery over the 10 year period before 2004. Trawling and creel fishery cannot be pursued in the same area, since trawling is a mobile extraction method that will tangle up and destroy the creel strings. Accordingly, the increases in the creel fishery effort have occurred in the middle or southern part of the Bohuslän where new areas became available due to the closures for trawling in 2004. The increased landings in the creel fishery are mainly explained by an increase in number of creels and not by higher catches per unit effort. The extraction of Norway lobster by the use of creels is environmentally more preferable in comparison to trawling, due to lower by-catch of fish and less discard of fish as well as undersized Norway lobster. The survival rate of discarded fish and Norway lobster are also higher than in trawl fisheries. In addition, negative impact on bottom habitats is lower and fuel

consumption per landing of Norway lobster is much lower.

A radical shift in the possibilities to trawl inside the trawl boundary was that the only allowed gear was trawls equipped with so called Swedish grids i.e. a species selective excluding device that sorts out essentially all larger fish. The trawl fishery either had to cope with this regulation or move their fishery outside the boundary. The fishery using the Swedish grid has increased by 122 % since 2004. The mean proportion Norway lobster landed in the Swedish fishery using Swedish grid is around 35 % over the period 2004–2008. The Swedish quota for Norway lobster separated into 20 % for fishery with the Swedish grid, 20 % for fishery with creels and 30 % for landings in other mixed fisheries, since 2009. The use of the Swedish grid initially increased in the Skagerrak but recently the use has increased in the Kattegat as well.

The incorporation of the Swedish grid in the EU-regulation has, in addition to the mandatory use of Swedish grid inside the trawl boundary, been important as an incitement for the use of this selective gear in the fishery for Norway lobster. In summary, incitements developed for using this gear are access to fishing grounds, unlimited days at sea and larger part of the national quota. The use of the Swedish grid in the trawl fishery for Norway lobster is estimated to largely reduce fishing mortality of cod in this fishery, but effects on the demersal fish stocks are dependent on the total fishing mortality, i.e. the mortality caused also by other gear, and ultimately by the recoverability of the stocks.

### Does increased spatial protection have positive effects on the coastal fish stocks?

In most cases, an effective measure to rebuild fish stocks is to reduce fishing mortality. The challenge for this report is to evaluate if furthering out the trawl

boundary and limiting the fishing activities in the coastal zone have contributed to the rebuilding of the severely depleted coastal fish populations.

We conclude that the measures have contributed to a reduced fishing mortality inside the trawl boundary, mainly by the use of the species selective Swedish grid in the trawl fishery and a shift to creel fishery for Norway lobster in areas where trawling were banned. However, we cannot conclude, and have no indications that the depleted coastal fish stocks have recovered. One explanation to this lack of recovery is that we cannot expect significant changes over such short periods as 6 years. Gadoid fish are relatively long-lived species and if populations are overfished, i.e. the spawning biomass is small, their recruitment is by definition negatively affected. In addition, if local populations are extirpated recovery will only occur following recolonization from surrounding populations. The time frames for recolonization are not known. However, such processes involve behavioural changes, perhaps over time frames of several fish

generations which indicate time frames much longer than a few years. Together with the fact that fishing mortality in the surrounding areas, i.e. the Skagerrak, the North Sea and the Kattegat are still above precautionary levels, the conclusion must be that the potential for recovery of populations via re-colonization is low.

This report thus concludes that we cannot detect any recovery of the coastal stocks. Based on knowledge about stocks at sea, which often show rapid recovery when fishery mortality is substantially lowered, there are reasons to consider additional measures for further protection of remaining populations, to secure recovery in the long term. Such measures might be necessary for the recovery of the remaining depleted local populations and for the protection of these potential seeding populations as source for recolonization. Measures to consider are further regulations to avoid fishing mortality for threatened species and stocks. Possibilities and risks with reintroduction programmes should also be investigated.

## Bakgrund

---

De flesta kommersiellt viktiga fiskarterna längs den svenska västkusten har minskat i förekomst under de senaste hundrafemtio åren. Redan under mitten av 1800-talet tvingades det så kallade storsjöfisket (backe- eller långrevsfiske) söka sig ut mot Nordsjöns norra delar (Haneson & Rencke 1923). I och med introduktionen av ett motordrivet bottentrålsfiske i svenska hemnavatten i början av 1900-talet inleddes en ny fas i denna exploateringsprocess. Denna innebar en kontinuerlig försämring i fiskbeståndens täthet, storlekssammansättning och beståndsstruktur (Cardinale *et al.* 2009, Cardinale *et al.* 2010). Sedan slutet av 1970-talet har många av bottenfiskbestånden i Skagerrak och Kattegatt försvunnit (Degerman 1985, Pihl & Ulmestrand 1988, Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Cardinale & Svedäng 2004, Svedäng *et al.* 2004, 2010, Hagberg 2005, Anon. 2009a, b). Detta gäller i synnerhet lokala bestånd i kustområdet. Preliminära provfisken i mellersta Bohuslän år 2000 och med en större täckning längs hela västkusten 2001–2003, visade att större, vuxen fisk av tidigare vanliga fiskarter inte längre kunde fångas i mängdfångande redskap som bottentrål, oavsett tid eller rum (Svedäng *et al.* 2004).

Tekniska regleringar i form av områdesbegränsningar för fisket har prövats i olika sammanhang och av olika skäl. Från svensk horisont är förbudet mot trål- och vadfiske i större delen av Öresund det kanske bäst kända exemplet på att tekniska regleringar kan leda till ett betydligt mer uthålligt resursutnyttjande (Svedäng *et al.* 2004, 2010a). För att vända den negativa utvecklingen för bottenfisksamhället vid västkusten och skydda känsliga habitat, beslutade Fiskeriverket år 2004 att begränsa fiskeaktiviteten i kustzonen: trålgränsen flyttades

ut till 4 nm (nautiska mil) från baslinjen<sup>1</sup> i Skagerrak och till 3 nm från kustlinjen i Kattegatt, från tidigare 2 nm i båda områdena. När trålgränsutflyttningen genomfördes 2004 ändrades fiskemöjligheterna radikalt, framförallt för fisket efter havskräfta. För fortsatt trålfiske efter kräfta var valet att antingen flytta utanför trålgränsen eller införskaffa en artsorterande rist för att fortsätta sitt fiske, alternativt fiska kräfta med bur. Förbud mot snörpvadsfiske infördes i Havstensfjorden, Byfjorden, Stigfjorden och den inre delen av Gullmarsfjorden. Fiske efter torsk, kolja och lyrtorsk (bleka) innanför trålgränsen förbjöds under första kvartalet. Den maximala nätlängden för både fritidsfiskare och yrkesfiskare sattes till 180 meter och ett förbud att fiska med dessa redskap på större djup än tio meter infördes i Gullmarsfjorden och Brofjorden. I andra fisken, inklusive handredskapsfisket begränsades antalet torskar, koljor eller lyrtorskar som fick fångas per fiskare och dag i Gullmarsfjorden och Brofjorden till tre.

Syftet med en utflyttad trålgräns var generellt att minska fisketrycket och öka buffertzonen för lokala bestånd av, särskilt, de kommersiellt nyttjade torsk- och plattfiskarterna samt minska fisketrycket för uppväxande bestånd i kustzonen. Syftet var även att skydda viktiga habitat i detta område. I denna rapport vill vi således utvärdera effekterna av att den svenska trålgränsen flyttades ut från kusten och att regelverket innanför gränsen skärptes. Vi har fokuserat på om områdesskydd har haft positiva effekter på de hotade fiskbestånd som var föremål för åtgärderna, samt om gränsjusteringarna haft positiva effekter på

---

1. Baslinjen är en referenslinje mellan de yttersta skären längs kusten. Utifrån denna linje beräknas territoriets gräns d.v.s. 12 nm från baslinjen.

bottenfaunasamhället. Förutom justering av gränser var en mycket viktig åtgärd att endast tillåta riktat trålfiske med artsorterande rist efter havskräfta i så kallade inflyttningsområden, innanför den egentliga trålgränsen. Därför har även syftet varit att utvärdera vilken effekt trålgränsen haft på havskräftfisket som bedrivs med trål med rist och burar innanför trålgränsen.

## Fiskbestånd

---

I denna sammanställning fokuseras analysen på förändringar i förekomst och storlekssammansättning för kommersiella arter så som torsk, vitling, kolja och rödspotta, i syfte att analysera om dessa hotade fiskbestånds status har förbättras längs västkusten och om dessa eventuella förändringar kan sättas i samband med det områdeskydd och de allmänna restriktioner på fisket som införts successivt sedan 2004. Effekterna, mätt i huvudsak som förändringar i förekomst av vuxen demersal fisk, har undersökts i huvudsak genom regelbundna provfisken. I detta kapitel redovisas även en ekolodsundersökning och provfisken av de lokala bestånden av torsk i området innanför Orust och i Gullmarsfjorden. Dessa studier har fokuserat på dessa två områden då indikationer och studier visat att det är de enda lokala kvarvarande kustbestånden av torsk längs Skagerrakkusten.

Många av de arter som befinner sig utanför den svenska västkusten härstammar dels från lokala bestånd, och dels från utsjöbestånd vars lekområden ligger utanför Skagerrak och Kattegatt (Pihl & Ulmstrand 1993, Knutsen *et al.* 2003, 2004, Svedäng *et al.* 2007). Både Skagerrak och Kattegatt utnyttjas av dessa två typer av

bestånd, d.v.s. kustbundna och så kallade utsjöbestånd, som uppväxtområde och som födosöksområde för vuxen fisk (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Svedäng *et al.* 2007).

Fyra till fem år är en mycket kort tidsperiod för att åstadkomma en detekterbart förbättrad status för långlivade kustfiskbestånd. Stora förändringar i förekomst av juvenil fisk, orsakade av svängningar i enskilda årsklassers storlek, kan däremot noteras från Bohuskusten (ex. Pihl & Ulmstrand 1993). En stark årsklass av exempelvis torsk kan följas under sin uppväxt vid Bohuskusten, från bottenfällning till en ålder av ca två år (Svedäng & Svenson 2006). Men förekomsten av ungfisk innebär inte att bestånden av vuxen fisk i kustområdet per automatik börjar öka. Detta beror på att den uppväxande fisken, vilken numera företrädesvis härstammar från lekområden i Nordsjön (Knutsen *et al.* 2003, 2004), börjar vandra ut från kusten när fisken når könsmognad (Svedäng *et al.* 2007, Svedäng *et al.* 2010b). Det är således viktigt att man vid analysen av vilka effekter områdeskydd och minskat fisketryck kan ha haft, tar hänsyn till den nutida fiskens härstamning och vandringsbenägenhet. Med andra

ord, för att kunna härleda förändringar i storlekssammansättning och täthet i bottenfiskbestånd till områdesbundna fiskerestriktioner krävs god kunskap om beståndsstruktur och vandringsmönster. Eftersom vår kunskap om beståndsstruktur och vandringsmönster endast är någorlunda tillfredsställande vad gäller torsk, måste våra tolkningar av andra arters uppträdanden baseras på uppgifter från andra områden eller genom analogier med torskens beteenden. Vår fragmentariska förståelse av de flesta arters populationsdynamik vid västkusten leder således till ett begränsat tolkningsutrymme vad avser dessa arters sentida utveckling.

Populationsdynamiken för kust- och utsjöbestånd visar alltså att kusten för båda typer av bestånd är viktig som uppväxtområde. Ett av syftena med det införda regelverket är också att skydda uppväxande fisk. I detta kapitel redovisas därför även en beräkning av vad åtgärderna kan innebära för att minska fiskeridödligheten för uppväxande torsk.

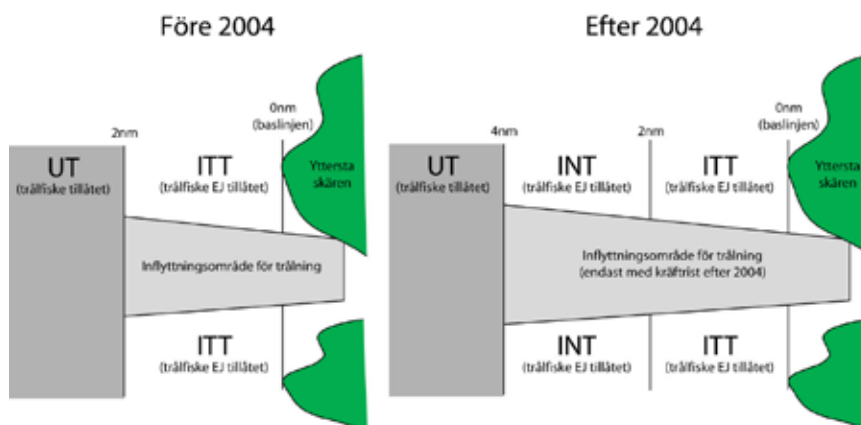
Åtgärderna som infördes har också påverkat fisket efter skarpsill och sill längs kusten. En genomgång, baserat till största delen på uppgifter från yrkesfiskets loggböcker, görs därför av beståndsstatus, ekologi och det historiska fisket för dessa bestånd.

## Demersala fiskbestånd

### Material och metoder

I analysen ingår de kustnära trålningar som gjordes med Fiskeriverkets U/F Ancylus under åren 2001–2009 (Svedäng & Svenson 2006). I Kattegatt genomfördes inte någon provtrålning 2009. Undersökningsområdet har delats in i olika delområden, beroende på frågeställning, och den huvudsakliga utgångspunkten är den nya trålgränsdragningen från 2004 enligt klassificering i figur 1.

Inom området ITT har inget trålfiske varit tillåtet under någon tidsperiod. Hit räknas Bohus- och Hallandskustens inre delar (samt större delen av Öresund). Utanför trålgränsen (UT) har trålfiske bedrivits

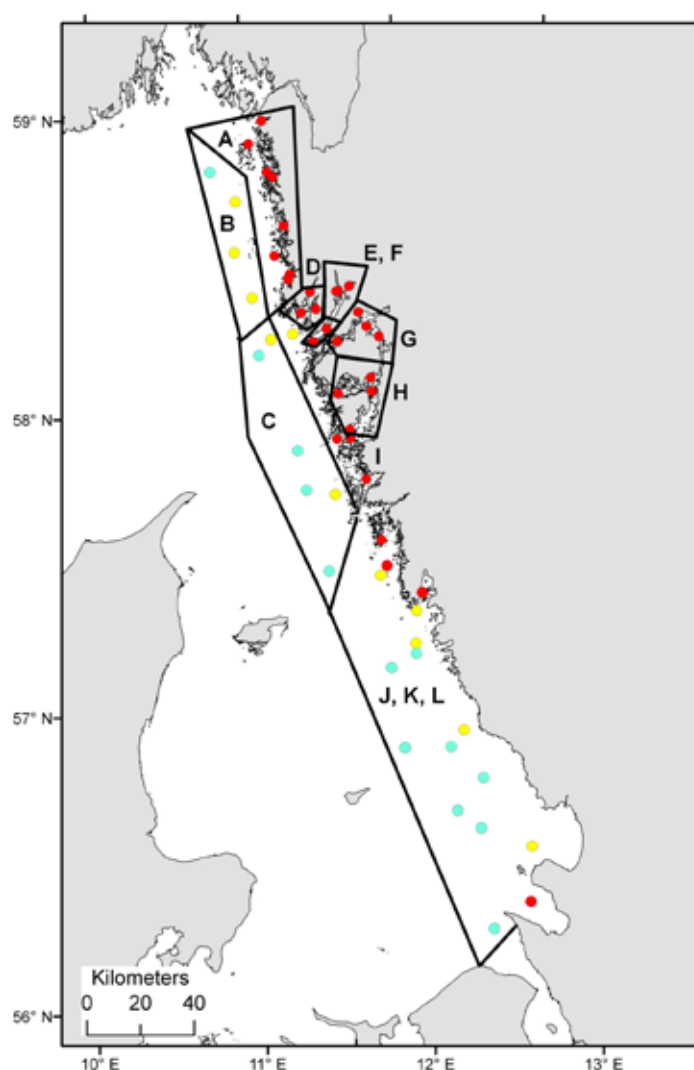


Figur 1. Schematisk presentation av zoneringsprinciper för trålgränsen före och efter 2004 och av områden som utvärderas. Innanför den tidigare trålgränsen (ITT); Innanför den nya trålgränsen (INT), och Inflyttningsområde, d.v.s. områden där det fortfarande är tillåtet att bedriva trålfiske efter havskrafta, men sedan 2004 endast om trålen är försedd med artsorterande rist; Utanför den nya trålgränsen (UT).



under större delen av 1900-talet. Innanför den nya trålgränsen kan en uppdelning mellan numera skyddade områden (INT och ITT) och så kallade inflyttningsområden för trålfiske efter havskräfta göras. Eftersom antalet trålstationer är för få för att en uppdelning mellan INT och inflyttningsområden samt mellan ITT och inflyttningsområden skall vara meningsfull, så har vid

analyserna en sammanslagning gjorts av all fångstinformation till en enhetlig gruppering i UT, INT eller ITT. För att bättre kunna beskriva och analysera effekten av den nya trålgränsen har även Skagerrak delats in i olika geografiska områden, vilket troligen bättre avspeglar utbredningen av lokala bestånd och deras ekologiska förhållanden (se figur 2).



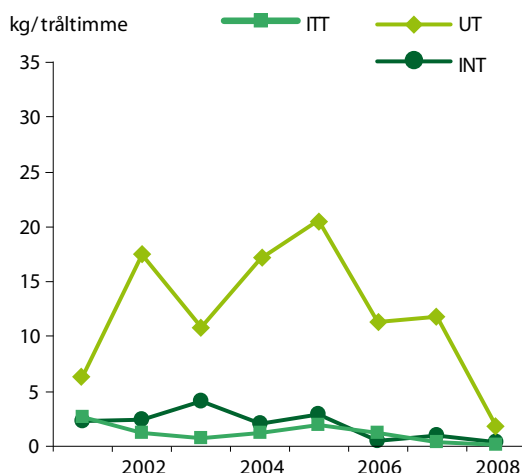
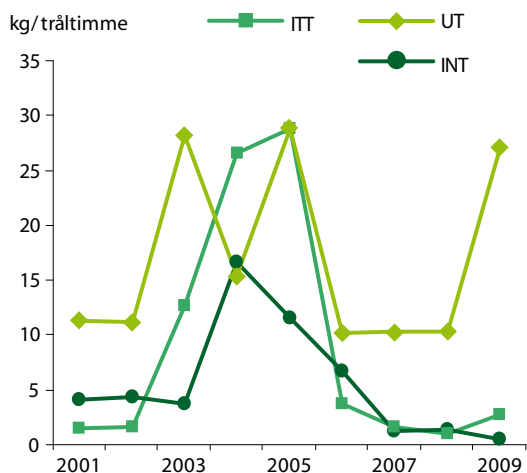
Figur 2. Trålstationer längs svenska västkusten 2001–2009 i de olika områdena. Trålstationer utanför utflyttad trålgräns (UT) är markerade i turkost, trålstationer innanför den utflyttade trålgränsen är gula (INT) och trålstationer innanför den tidigare trålgränsen är utmärkta med röd färg (ITT). Zoneringen mellan olika delområden i Kattegatt (J, K, L) är ej markerad i kartan, utan anges endast med trålstationernas färg.

**Resultat**

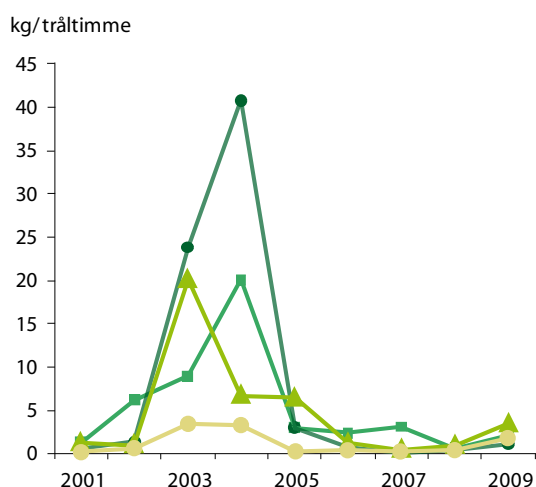
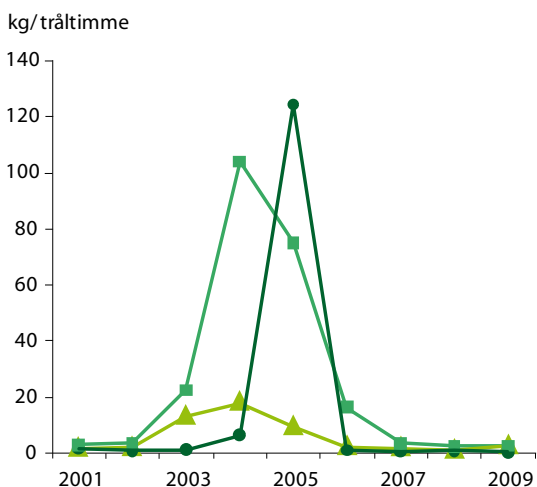
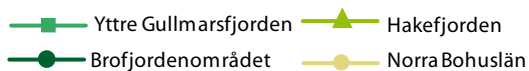
**Torsk**

Medelfångsten per tråltimme av torsk vid hela Skagerrakkusten (ITT och INT) ökade mellan 2003 och 2005 för att därefter sjunka tillbaka till samma nivå som rådde 2001 (Post Hoc test: LSD,  $p < 0,05$ , se

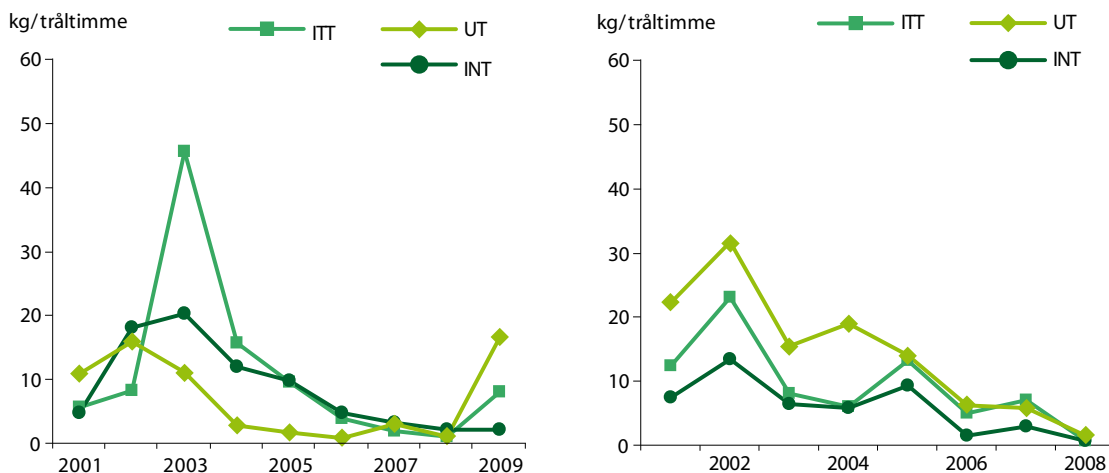
figur 3a). I området utanför trålgränsen (UT) var förekomsten ungefär densamma under hela perioden, bortsett från tillfälliga ökningar under 2003 och 2005 och 2009. Den ökning som noteras innanför den tidigare trålgränsen i Skagerrak (figur 4a) beror främst på en stark årsklass 2003,



Figur 3a-b, ovan. Medelfångst av torsk (kg per tråltimme) vid provfisken 2001–2009 i Skagerrak (a) och Kattegatt 2001–2008 (b). ITT – innanför tidigare trålgräns, INT – innanför nya trålgränsen, UT – utanför nya trålgränsen.



Figur 4a-b, ovan. Medelfångst av torsk (kg per tråltimme) vid provfisken 2001–2009. **a)** Den inre delen av Gullmarsfjorden (E), Havstensfjorden (G) och övriga delar av Bohusläns skärgård innanför den tidigare trålgränsen (A, D, F, H). **b)** De delar av Bohusläns skärgård där ingen vuxen fisk påträffats, uppdelat i olika delområden (F, D, H, A). Observera att y-axlarna har olika skalor. Indelning i delområden A–H följer figur 2.



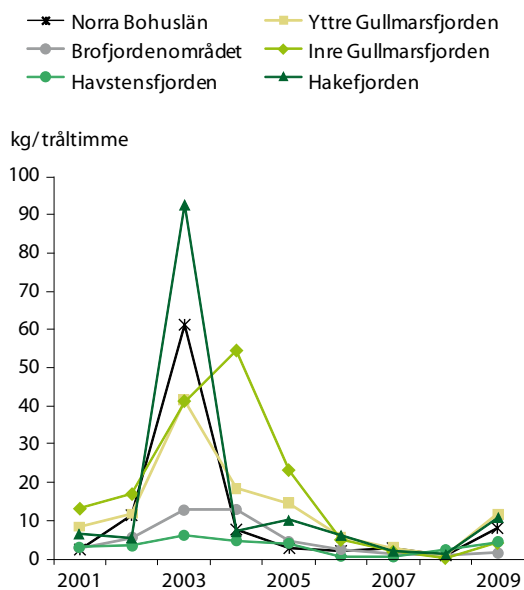
Figur 5a-b, ovan. Medelfångst av vitling (kg per tråltimme) vid provfiske 2001–2009 i a) Skagerrak och b) Kattegatt. ITT – innanför tidigare trålgräns, INT – innanför nya trålgränsen, UT – utanför nya trålgränsen.

vilken härstammande från Nordsjön (genetisk karaktärisering: Carl André pers. kom., Svedäng & Svenson 2006). Det kan noteras att längs hela Skagerrakkusten har fångstnivån under perioden 2006–2009 sjunkit tillbaka till den nivå som rådde under perioden 2001–2002 (figur 3a och 4b). Förekomst av vuxen torsk (över 50 cm) i kustnära områden i Skagerrak, under perioden 2001–2005, observerades endast i Kosterfjorden, inre delen av Gullmarsfjorden samt i Havstensfjorden. Under perioden 2006–2009 fångades bara enstaka vuxna torskar (totalt 7 individer) innanför trålgränsen i Skagerrak.

Provfångsterna av torsk minskade under 2000-talet i såväl Kattegatts ut-sjöområde (UT) som innanför den nya trålgränsen (INT; Spearman,  $p < 0,05$ ; figur 3b). I kustområdet innanför den tidigare trålgränsen (ITT) var fångsterna mycket låga och uppvisade ingen trend under undersökningsperioden.

### Vitling

Utanför trålgränsen i Skagerrak samt i hela Kattegatt var medelfångsten per tråltimme av vitling som högst under 2002 (figur 5). Innanför trålgränsen i Skagerrak ökade medelfångsten starkt under 2003 (Post Hoc



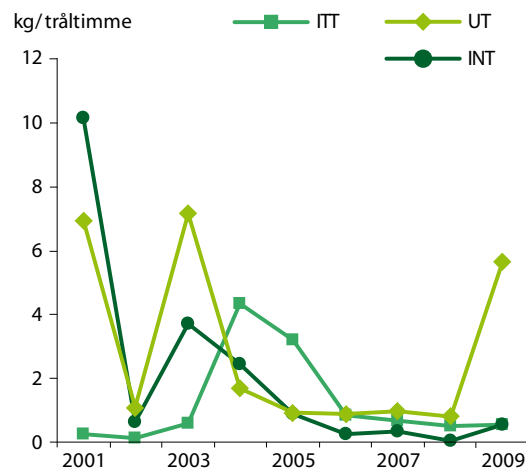
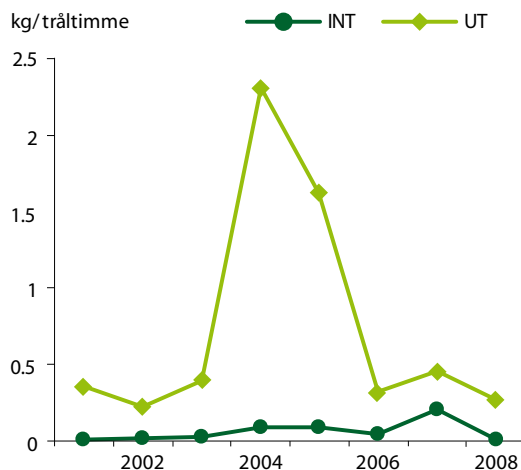
Figur 6. Medelfångst av vitling (kg per tråltimme) vid provfiske i olika delar av Bohusläns skärgård 2001–2009.

test: LSD,  $p < 0,05$ ), för att sedan uppvisa en kontinuerlig minskning under hela den efterföljande perioden (Spearman,  $p < 0,05$ ). I Kattegatt var trenderna minskande oavsett närhet till kusten (Spearman,  $p < 0,05$ ).

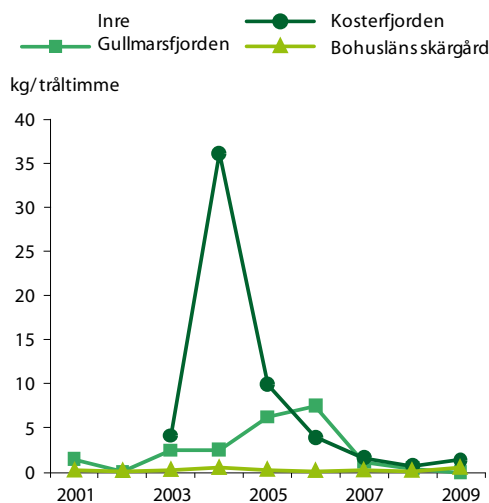
Förekomsten av juvenil vitling ökade starkt år 2003 längs Bohuskusten samt i den norra delen av Bohuskustens yttre del (Post Hoc test: LSD,  $p < 0,05$ ). Sedan 2004–2005 har fångst per ansträngning minskat

drastiskt längs hela Skagerrakkusten (Spearman,  $p < 0,05$ ). Det enda område längs Bohuskusten som har haft en avvikande populationsutveckling är den inre delen av Gullmarsfjorden (figur 6), där fångstvikten

per ansträngning fortsatte att öka även 2004 (Spearman  $p < 0,05$ ). Denna ökning genererades framför allt genom individtillväxt, d.v.s. ökad förekomst av vuxen vitling (Anon. 2006).



Figur 7a-b. Medelfångst av kolja (kg per tråltimme) vid provfiske 2001–2009 i **a**) Skagerrak och **b**) Kattegatt 2001–2008. (ITT – innanför tidigare trålgräns, INT – innanför nya trålgränsen, UT – utanför nya trålgränsen). Observera att y-axlarna har olika skalor. (Uppgifter om koljeförekomst innanför den tidigare trålgränsen (ITT) i Kattegatt saknas i figur b, eftersom i stort sett ingen kolja påträffades inom detta område).



Figur 8. Medelfångst av kolja (kg per tråltimme) vid provfiske i den inre delen av Gullmarsfjorden, Kosterfjorden och övriga delar av Bohusläns skärgård innanför den tidigare trålgränsen.

### Kolja

Förekomsterna av kolja var genomgående mycket låga i Skagerrak och Kattegatt (figur 7). I Skagerrak var förekomsten högst år 2001 och år 2003, såväl utanför (UT) som innanför den utflyttade trålgränsen (INT), (Post hoc test: LSD,  $p < 0,05$ ). Den tillfälliga ökningen i biomassa åren 2004 och 2005 innanför den tidigare trålgränsen (ITT) i Skagerrak (Spearman rho,  $p < 0,05$ ) beror dels på en ökad förekomst av kolja i Gullmars- och Kosterfjorden (Spearman rho  $p < 0,05$ ; figur 8), dels ökande individstorlek i Gullmarsfjorden (Anon. 2006). I övriga områden i Bohusläns skärgård (innanför den utflyttade trålgränsen) var förekomsterna av kolja mycket små och utgjordes genomgående av årsungar eller ettårig kolja under hela undersökningsperioden.

I Kattegatt var förekomsterna generellt lägre än i Skagerrak och högst utanför trålgränsen (figur 7b), vilket sannolikt avspeglar förekomster av kolja härrörande

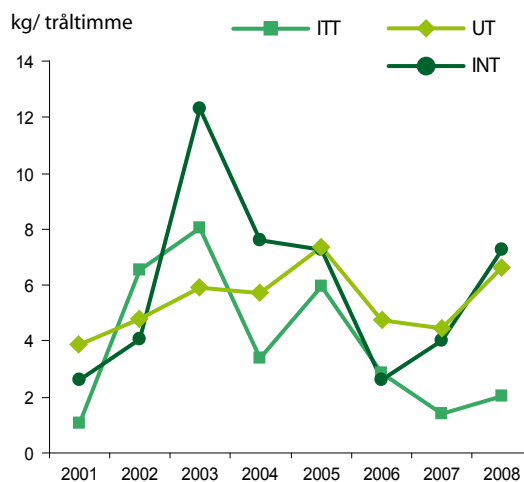
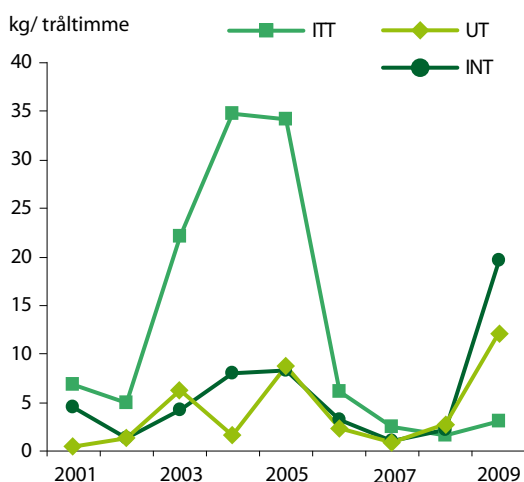
från Nordsjöbeståndet. Innanför den nya trälgränsen var förekomsterna låga.

### Rödspotta

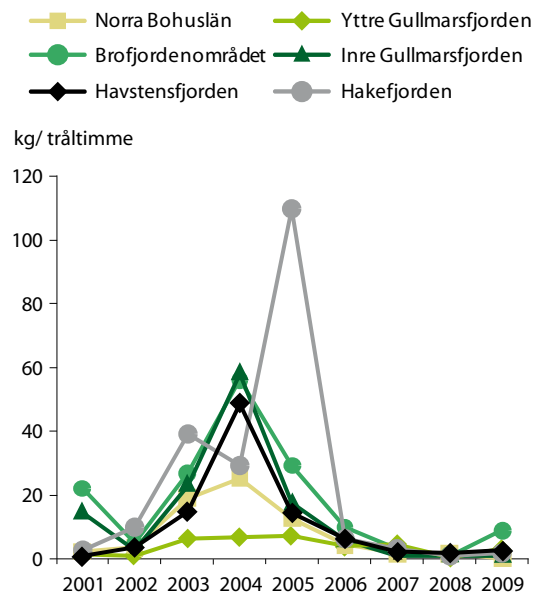
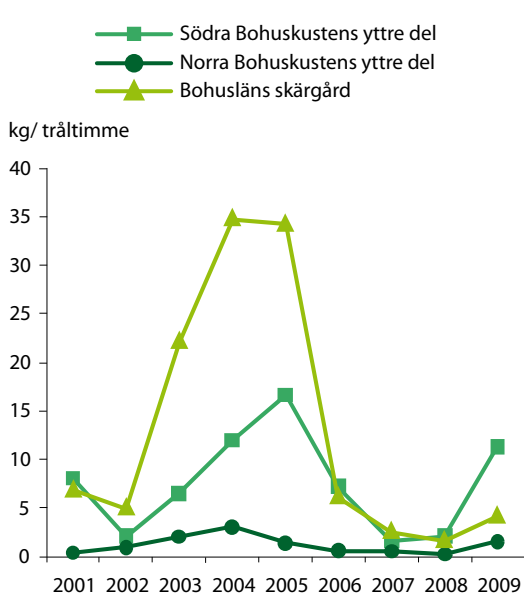
Förekomst av rödspotta visar på stora variationer i både Kattegatt och Skagerrak under undersökningsperioden (figur 9). Särskilt markant var en ökning av förekomsten

av juvenil rödspotta innanför den tidigare trälgränsen i Skagerrak 2003–2005 (Post Hoc test: LSD,  $p < 0,05$ ).

Det finns en påfallande stark samvariation mellan olika områden i Bohusläns skärgård, med undantag för Hakefjorden, vilket kan tyda på att dessa kommer från samma bestånd (figur. 10b).



Figur 9a-b, ovan. Medelfångst av rödspotta (kg per tråltimme) vid provfiske 2001–2009 i **a)** Skagerrak, **b)** Kattegatt 2001–2008. (ITT – innanför tidigare trälgräns, INT – innanför nya trälgränsen, UT – utanför nya trälgränsen). Observera att y-axlarna har olika skalor.



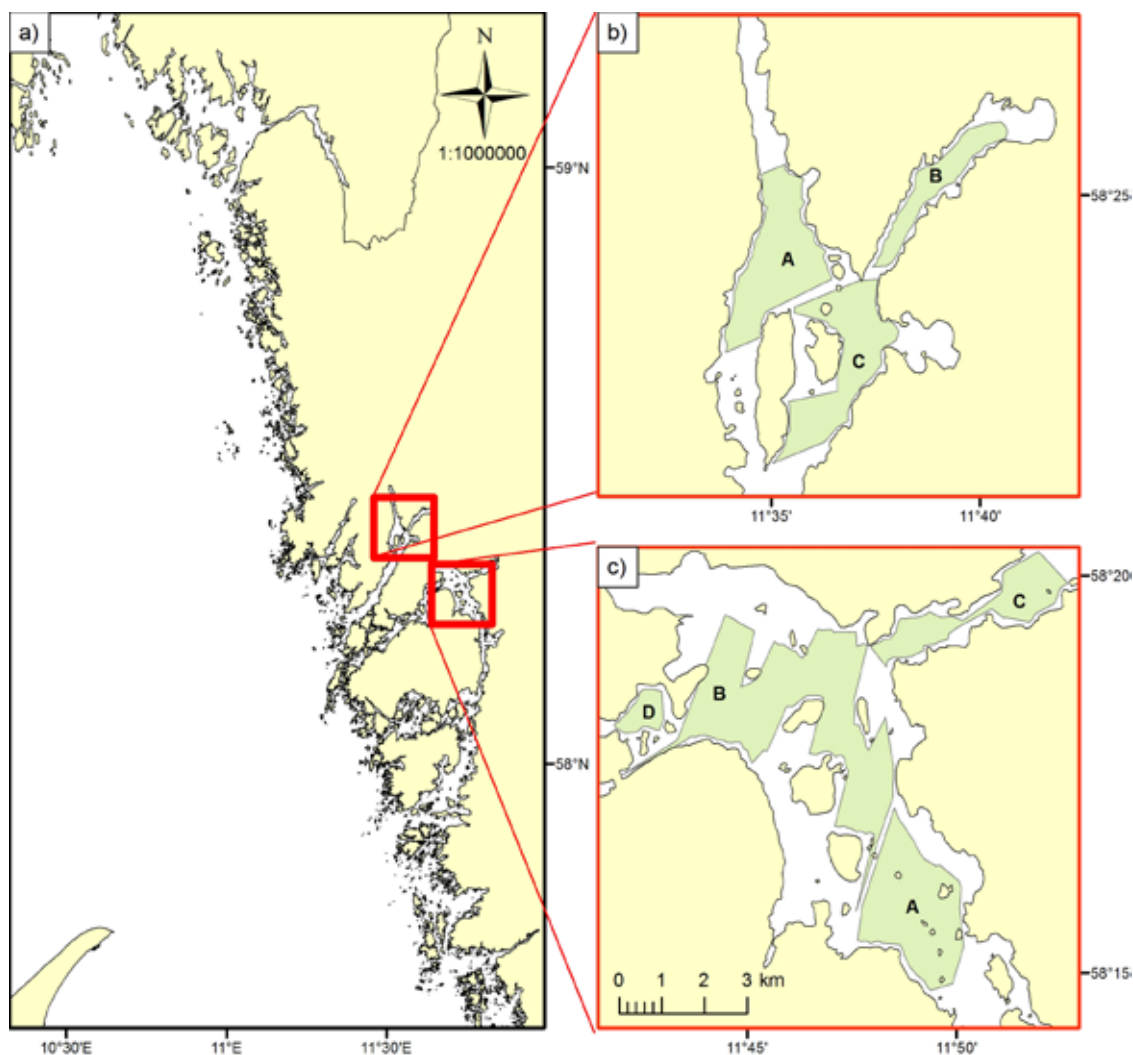
Figur 10a-b, ovan. Medelfångst av rödspotta (kg per tråltimme) vid provfiske 2001–2009 i olika områden i Skagerrak. **a)** Södra och norra Bohuskustens yttre delar samt Bohusläns skärgård innanför den tidigare trälgränsen exklusive Hakefjorden. **b)** Uppdelning av Bohusläns skärgård i olika delområden. Observera att y-axlarna har olika skalor.

### Lokala torskbestånd i Gullmarsfjorden och Havstensfjorden

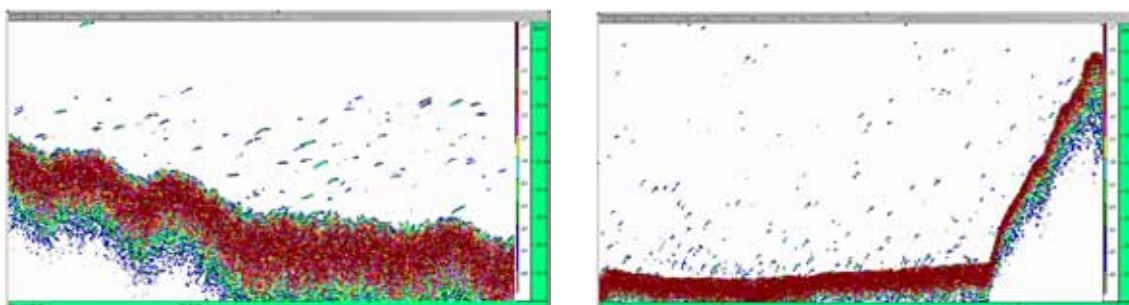
I syfte att undersöka om det fanns stora individer av torsk under lekperioden (ett mått på förekomst av lokala bestånd) utfördes hydroakustiska undersökningar och provfischen i två innerskärgårdsområden (Gullmarsfjorden och Havstensfjorden).

### Material och metoder

De hydroakustiska undersökningarna utfördes första kvartalet i Gullmarsfjorden och Havstensfjorden år 2009 (figur 11–12). För datainsamling användes ett Simrad EK60 120 kHz split-beam ekolod, med en 7×7° svängare av kompositmaterial. Svängaren var monterad på en paravan som bogserades vid sidan om fartyget på 2 meters



Figur 11. Karta över undersökningsområdena; **a)** översiktskarta, **b)** Gullmarsfjorden, **c)** Havstensfjorden. Klassificeringen A–D representerar uppdelningen i delområden gjord för de statistiska analyserna.



Figur 12. Exempel på insamlade akustiska data: **a)** Gullmarsfjorden/Bredungen 090331, och **b)** Gullmarsfjorden/Saltkällan 090319.

Tabell 1. Förekomst (individer/hektar) av stor fisk (målstyrka  $\geq -32$  dB dvs  $> ca 45$  cm längd) i de olika områdena.  $N$  är antalet analyserade tvärsnitt (totalantal),  $\bar{x}_w$  är det viktade medelvärdet för individer/hektar,  $s_w$  är standardavvikelsen och  $CV_w$  är variationskoefficienten.

Område	Datum	Tvärsnitt-längd (km)	N (totalt)	Medelvärde individer/hektar $\bar{x}_w$	$S_w$	$CV_w$
<b>Gullmarsfjorden</b>						
Bredungen (A)	2009 03 31	18	12 (25)	1,2	1,6	1,3
Saltkällan (B)	2009 04 01	16	27 (34)	0,20	0,63	3,1
Inre		22				
Gullmarsfjorden (C)	2009 03 19		14 (34)	1,6	1,4	0,87
<b>Havstensfjorden</b>						
Syd (A)	2009 03 23	29	13 (31)	7,3	6,7	0,92
Nord (B)	2009 03 24	27	14 (26)	0,46	0,64	1,4
	2009 03 25	17	8 (8)	0,44	0,64	1,5
	2009 03 26	14	7 (16)	0,10	0,19	1,9
Nord totalt		58	42 (81)	0,36	0,57	1,6
Byfjorden yttre		13				
(C)	2009 03 25		17 (38)	0,95	1,7	1,8
Nötesund (D)	2009 03 26	8	12 (12)	2,2	18	8,1

djup. Farten vid datainsamlingen var cirka 4 knop (2,0 m/s). Positionsdata samlades in parallellt via fartygets GPS-mottagare. Datainsamling utfördes vid tre tillfällen i mars månad. Hydroakustiken utfördes under natten för att i möjligaste mån undvika stimbildning eller att fisken befinner sig alltför nära botten. Inventeringen följer ett systematiskt nät av tvärsnitt med slumpad startposition. Utbredningen av stor fisk

baserades på resultaten från Rose & Porter (1996) där målstyrkan  $\geq -32$  dB motsvarar ekot av en torsk med totallängd  $\geq 45$  cm.

Som tillägg, och delvis som verifiering av de akustiska undersökningarna, genomfördes också provfisken med fiskburar i Havstensfjorden. Tre till sex burlänkar bestående av sex sammankopplade fiskburar placerades ut på tidigare kända fiskeplatser från den 11 mars till den 6 april 2009.

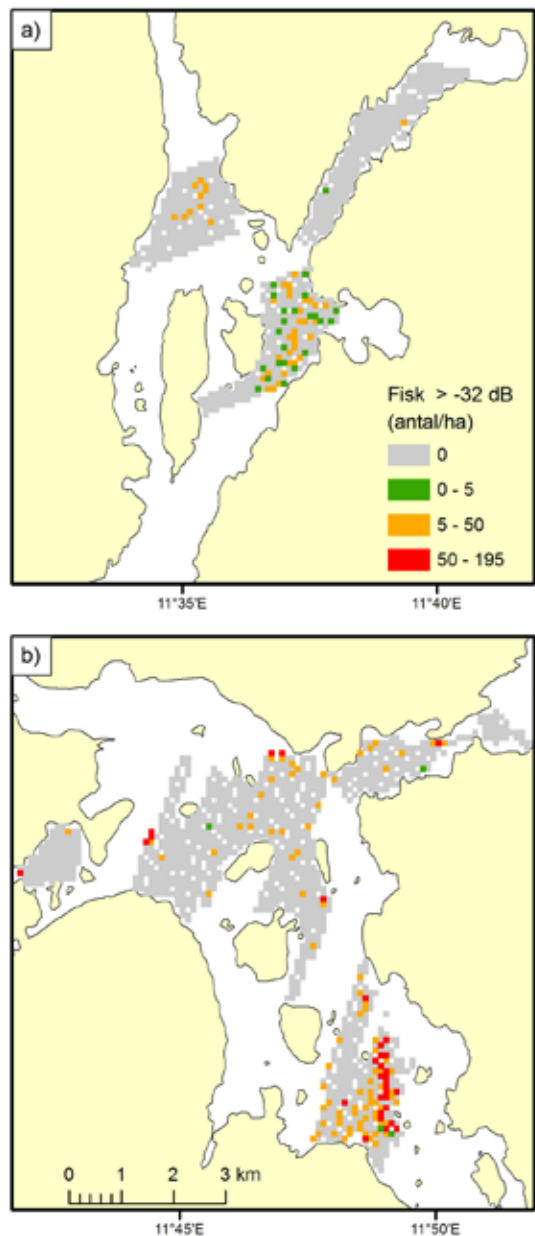
### Resultat

Generellt var de uppskattade tätheterna av stor fisk (målstyrka  $\geq -32$  dB) mycket låga ( $\leq 1,6$  individer/ha). Det enda egentliga undantaget var Havstensfjord Syd (delområde A) där tätheten uppskattades till  $7,3 \pm 6,7$  individer/ha (tabell 1). Även i området Nötesund (delområde D i Havstensfjorden) var den uppskattade tätheten något högre, men osäkerheten i denna uppskattning är avsevärd ( $2,2 \pm 18$  individer/ha).

Den hydroakustiska beståndsuppskattningen visade att tätheterna av stor fisk (målstyrka  $\geq -32$  dB dvs  $> ca 45$  cm längd) generellt sett var låg. Detta syns även tydligt på förekomstkartorna (figur. 13). I Gullmarsfjorden verkar det finnas en koncentration av fisk på Bredungen, vid mynningen till Färlevfjorden (A) och en mer diffus koncentration väster om Lilla Bornö (C). Denna uppdelning bör dock tolkas med försiktighet då det saknas data från mellanliggande områden och delområdena undersöktes vid olika tillfällen. I Havstensfjorden finns det en tydlig koncentration av stor fisk i område Syd (område A i figur 11c). Men även här är det omöjligt att säkert avgränsa utbredningen eftersom det inte finns jämförbara data från kringliggande område.

Det huvudsakliga syftet med burfisket var att undersöka om det förekommer torsk och eventuell torsklek i området samt om tidigare historiska fångstplatser fortfarande håller torsk. Därför valdes det att fiska på tidigare kända fångstplatser och rikta ansträngningen mot de platser där torsk påträffas.

Totalt fångades 52 torskar i burfisket, men fångst per ansträngning låg under en individ per burlänk och dygn. Torsk upp till 51 cm fångades i burarna. Rinnande torsk, vilket indikerar lekmogna individer, fångades under i princip hela provfiskeperioden. Bland övriga arter som fångades var sandskädda, vitling och rödspotta vanligt förekommande.



Figur 13. Förekomst av stor fisk (målstyrka  $\geq -32$  dB dvs  $> ca 45$  cm längd, antal individer per hektar) i **a**) Gullmarsfjorden och **b**) Havstensfjorden baserat på ekointegrering av akustisk data i 100-meters segment längs tvärsnitten.



Den hydroakustiska beståndsuppskattningen visade att tätheterna av stor fisk generellt sett var låg, men att det fanns stor bottenfisk i både Gullmarsfjorden och i Havstensfjorden, område Syd. Metoden förutsätter dock att starka ekon (målstyrka  $\geq -32$  dB) kan antas härröra från stor fisk. Baserat på resultaten från Rose & Porter (1996) är målstyrkan  $\geq -32$  dB för en torsk med totallängd  $\geq 45$  cm men även andra stora fiskar som lyrtorsk (bleka), gråsej, havsöring och marina däggdjur har en målstyrka  $\geq -32$  dB. Det går alltså inte att enbart utifrån hydroakustiska mätningar utesluta andra arter än torsk. I övervakningssyfte bör dock antagandet kunna användas under förutsättning att någon verifiering av artsammansättningen (t.ex. provfiske med burar) utförs för att styrka observerade förändringar. Provfisken med burar i Havstensfjorden följde mönstret från tidigare års trålprovtagningar i området vilket betyder att sannolikt består ekona med målstyrka  $\geq -32$  dB företrädesvis av torsk.

#### **Slutsatser om demersala fiskbestånd**

Fiskbestånden i Kattegatt och Skagerrak har gått starkt tillbaka. Nedgången har varit som mest utpräglad under de tre–fyra senaste decennierna (Degerman 1985, Pihl & Ulmestrand 1988, Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Cardinale & Svedäng 2004, Svedäng *et al.* 2004, 2010a, Hagberg 2005, Anon. 2009a, b). Många lokala bestånd i kustområdet har försvunnit, kanske de allra flesta. När provfisken återigen genomfördes i kustområdet efter två till fyra decenniers uppehåll visade dessa att ingen vuxen bottenfisk kunde påträffas längs Kattegatts och Skagerraks kustzon, oavsett när på året fisket bedrevs eller var (Svedäng *et al.* 2004). Föreliggande rapport ställer frågan huruvida den trålgränsutflyttning som genomfördes 2004, samt övriga restriktioner på fisket som infördes samtidigt eller efter 2004, har resulterat i en återhämtning/återkolonisation av kustzonen i Skagerrak

och Kattegatt. Svaret på denna fråga måste bli ett nej. De förändringar som observerats för torsk, vitling, kolja och rödspotta, kan inte på något relevant sätt kopplas till den utflyttade trålgränsen eller till ett generellt lägre fisketryck. Med några få undantag är situationen i kustområdet i stort sett densamma som den före trålgränsutflyttningen, d.v.s. som åren 2000–2003. Detta trots en tidvis hög förekomst av ungfisk innanför den utflyttade trålgränsen.

De tillfälliga förbättringar i biomassa som observerats under enstaka år perioden 2004–2008, både vid kusten och i havet utanför, hör samman med en bra rekrytering från utsjön (Svedäng & Svenson 2006). Att dessa båda områden uppvisar samma mönster tyder på att kustområdet och öppna havet utanför kusten är kopplade till varandra i populationsdynamiskt hänseende, d.v.s. att de flesta fiskarna i kustområdet härstammar från utsjölekande bestånd som utnyttjar kustområdet som uppväxtområde under de första åren av sin levnad. Därefter vandrar fisken ut till områden utanför kusten (Svedäng *et al.* 2007). Detta kan åskådliggöras av årsklassen av torsk 2003 som var stark i hela Skagerrak, vilket även kunde konstateras längs större delen av Bohuskusten (Svedäng & Svenson 2006). Året efteråt ökade förekomsten av ettårig torsk dels i kustnära områden, dels i områden ut mot utsjön. Denna årsklass försvann sedan från de kustnära områdena under 2005, samtidigt som förekomsten av fisk i området utanför kusten visade en ökning av tvåårig torsk. Knutsen *et al.* (2003) har genom genetisk karaktärisering kunnat visa att starka årsklasser i Skagerrak till stor del härstammade från havslekande bestånd i Nordsjön/västra Skagerrak. Märkningsförsök på torsk i området vid Skagerrak-kusten visar vidare att när torsken uppnår könsmognad vid ca 3 års ålder, så sker en utvandring mot västra Skagerrak/Nordsjön, företrädesvis under lekperioden (Svedäng *et al.* 2007). En liknande utvandring från

kusten mot västra Skagerrak/Nordsjön har också observerats för rödspotta (Ulmestrand 1992). Uppdelning i relativt autonoma/»slutna« populationer längs med kusten har också visats från Kattegatt och Öresund genom otolitikemisk karaktärisering av tre olika lekbestånd (Svedäng et al. 2010a). Den sistnämnda studien styrker antagandet om att lekbestånd fungerar som beteendemässiga enheter. Det betyder att för att en återhämtning skall ske i områden där lokal utrotning skett måste nya lekbestånd etablera sig antingen spontant eller genom återetablering.

Dessa resultat visar också att Gullmars- och Havstensfjorden är områden längs Bohuskusten där vuxen fisk finns, och där ansamlingar av lekande fisk fortfarande påträffades så sent som i slutet av 1990-talet (Arrhenius et al. 1998; Svedäng et al. 2004) vilket bekräftas också i denna studie. Det finns således skäl att anta att lokala restpopulationer av bland annat torsk kan ha överlevt i dessa fjordavsnitt, men att ingen återhämtning har skett under perioden 2004–2008. Den samfälliga minskningen av torsk, kolja och vitling i Gullmarsfjorden kan tyda på att en exploatering av vuxen fisk fortfarande utgör ett problem för beståndens förmåga att växa till sig.

I Kattegatt förekom vuxen torsk framförallt utanför trålgränsen och bristen på stor torsk närmare kusten är troligen ett resultat av att tidigare kustbestånd av torsk försvunnit: exempelvis i Kungsbackafjorden (Hagberg 2005), Laholmsbukten och Skälderviken (Hagström et al. 1990; Svedäng & Bardon 2003).

Publicerade resultat tyder på att nuvarande fiskpopulationer i Västerhavets kustekosystem härstammar framförallt från utsjöbestånd i Skagerrak, Kattegatt och Nordsjön (Pihl & Ulmestrand 1993; Svedäng 2003; Knutsen et al. 2003; 2004; Svedäng et al. 2007). Den populationsstruktur som till stor del förefaller ha gått förlorad längs västkusten har inte

återskapats trots ett inflöde av rekryter av olika arter under olika år. Ett utökat skydd i kustzonen är med andra ord inte det enda villkor som måste vara uppfyllt för att återskapa tidigare tätheter av vuxen fisk. Det som också krävs är att tidigare beteendemönster återetableras genom att fisk på ett lyckosamt sätt börjar leka i de nu »fisktomma« områdena. Det är med andra ord okänt hur lång tid som krävs för att en eventuell återkolonisation av Skagerraks och Kattegatts kustområden kan tänkas ske. Det är emellertid av stor vikt att fiskestrycket även fortsättningsvis minimeras så att inte kvarvarande bestånds möjlighet till återhämtning eller återetableringsförsök spolieras.

## Områdesskydd och ungfisköverlevnad

### *Inledning*

Kustzonen är ofta ett viktigt uppväxthabitat för flertalet kommersiella fiskarter jämfört med djupare områden i öppna havsområden. En utflyttad trålgräns i kombination med att endast trålfiske med artsortering tillåts bör medföra en förbättrad ungfisköverlevnad för arter som torsk, kolja, vitling och rödspotta. Hur stor andel av en årsklass som normalt växer upp innanför respektive utanför den nu utflyttade trålgränsen, har dock aldrig kvantifierats men vi vet att andelen varierar kraftigt mellan olika arter och mellan olika områden.

### *Material och metoder*

Litteratursammanställning och beräkningar baserat på uppskattningar av fiskeridödlighet.

### *Resultat*

Redskapsbegränsningarna som infördes i samband med trålgränsutflyttningen har inneburit ett starkt utökat skydd av både juvenil och vuxen demersal fisk, såsom torsk. Enligt flera undersökningar minskar fångsten av torsk < 35 cm i ristförsedda

trålar med 60–70 %, medan torsk > 35 cm inte fångas alls (Catchpole *et al.*, 2006, Valentinsson & Ulmestrand, 2008 Frandsen *et al.*, 2009). Ett sätt att indirekt bekräfta dessa experimentella resultat i det verkliga fisket är genom de fångstobservationer som utförs av Fiskeriverket ombord på kommersiella båtar. Dessa data visar att torskfångsten i kräfttrålar med rist utgör 10–20 % av fångsten i traditionella kräfttrålar utan rist (Valentinsson & Ulmestrand 2006). En modelleringsstudie av Catchpole *et al.* (2007), visade vidare att införande av artsortering med rist i allt kräftfiske är den enda av de testade redskapsmodifieringarna i kräftfisket i Nordsjön/Skagerrak som kan förväntas ha betydande effekt på återuppbyggnaden av torskbestånden. Den beräknade effekten av rist i kräftfisket var t.o.m. betydligt större än om allt utkast i kräftfisket skulle elimineras, vilket kan förklaras av att risten inte bara sorterar ut små torskar utan också minimerar dödligheten orsakad av fiske på vuxen torsk.

Att det ökade fisket efter havskräfta delvis har skett med burar bedöms ha bidragit till att dödligheten på fisk inte ökat i detta område eftersom burfiske är den fångstmetod för havskräfta som ger minst bifångster av fisk (inkl. torsk, Jansson 2008, utvecklingen av kräftfisket beskrivs utförligare i senare avsnitt). Exempelvis kan nämnas att fångsten av torsk per kg landad havskräfta i burfisket utgjorde ca 15 % av torskfångsten i ristfisket och ca 2 % av torskfångsten i kräfttrålar utan rist för åren 2004–2005 (Anon. 2006). En ytterligare åtgärd, införd 2009, som bör ha inneburit en betydande reduktion av fångsten av bl.a. torsk, är uppdelningen av den svenska havskräftkvoten så att 20 % avsattes för burfiske, 50 % för ristfiske och kvarvarande 30 % för fiske med trålar. Denna åtgärd är emellertid ännu inte utvärderad med avseende på beståndseffekter.

Det är uppenbart att Skagerrak fungerar som ett viktigt uppväxtområde för bland

annat Nordsjölekande torsk (se ovan och figur 14, Svedäng *et al.* 2007, ICES 2008). Den andel av Nordsjöbeståndet som växer upp i Skagerrak har ökat sedan 1990-talet, främst på grund av minskad förekomst av ungfisk i övriga delar av Nordsjön (ICES 2008).

Skydd av uppväxtområden i Skagerrak är således inte betydelselöst för Nordsjö-/Skagerrak-beståndet av torsk. Den minskade dödligheten för dessa bestånd berör främst ettårig och tvåårig fisk. Vad det ökade skyddet kan ha betytt ifråga om ökad överlevnad på de områden som skyddas av trålgränsutflyttningen kan illustreras med de skattningar som finns för torskens skattade naturliga dödlighet och fiskeridödlighet vid olika åldrar (ICES 2008). Om uppväxande torsk från Nordsjön antas röra sig relativt lite upp tills dess att den fyller tre år (Svedäng & Svenson 2006, Svedäng *et al.* 2007), kommer den fisk som växer upp innanför trålgränsen vara skyddad från fiske som ett- och tvååring. Effekterna på beståndets storleks- och ålderssammansättning beräknas blir dramatiska av att ungfisken får växa upp utan att utsättas för fiske, vilket visas i figur 15. Beräkningarna är gjorda med antagande att överlevnaden ( $S$ ) kan beskrivas med ekvationen:

$$S = e^{-(M+F)t}$$

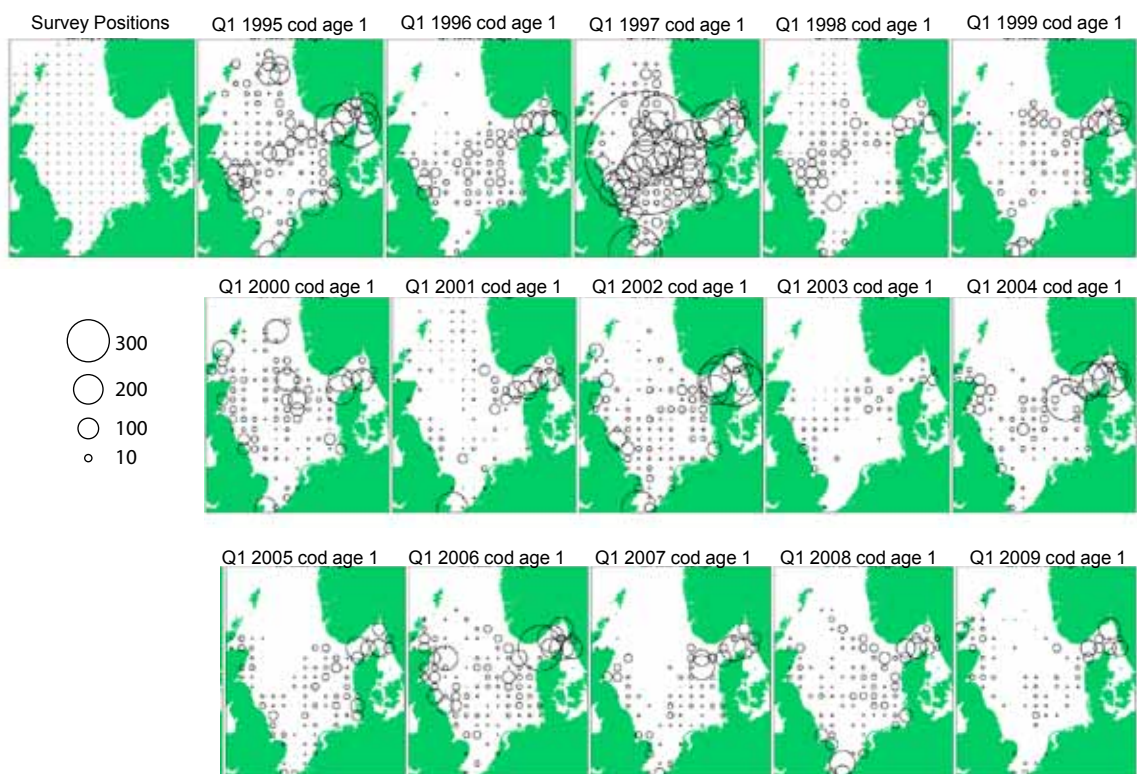
där  $M$  är den momentana naturliga dödligheten,  $F$  den momentana fiskeridödlighet och  $t$  är tiden. Dödligheten för ett- och tvåårig torsk innanför den utflyttade trålgränsen utgörs enbart av den naturliga dödligheten ( $M$ ), dvs  $F=0$  för dessa åldrar. Värden på  $M_i$  och  $F_i$ , där  $i$  betecknar åldern, för beräkningarna hämtades från ICES beståndsanalyser för år 2007 (ICES 2008), och sattes till  $M_1 = 0,8$ ,  $M_2 = 0,35$ ,  $M_3 = 0,25$ ,  $M_4 = 0,2$ ,  $M_5 = 0,2$ ,  $M_6 = 0,2$ ,  $M_{7+} = 0,2$ , respektive  $F_1 = 0,2858$ ,  $F_2 = 0,5964$ ,  $F_3 = 0,6093$ ,  $F_4 = 0,7054$ ,  $F_5 = 0,5216$ ,  $F_6 = 0,6183$ ,  $F_{7+} = 0,6183$ .

Detta kan innebära att den årliga dödligheten för ettårig torsk minskar med upp till 17 % och för tvåårig torsk med 52 % innanför trålgränsen (figur 15). Det kan också noteras att effekten av att fler ett- och tvååringar överlever, kommer att resultera i fler individer i högre åldrar även om dessa sedan utsätts för samma fisketryck som tidigare. Den utflyttade trålgränsen kan följaktligen redan innebära stora vinster för dagens ekosystem och för de kommersiellt utnyttjade fiskbestånden genom att uppväxande bestånd av ungfisk, företrädesvis härstammande från utsjölekande bestånd i Nordsjön, har fått ett förbättrat skydd som redan torde ha resulterat i en ökad fiskproduktion. Den utflyttade trålgränsen

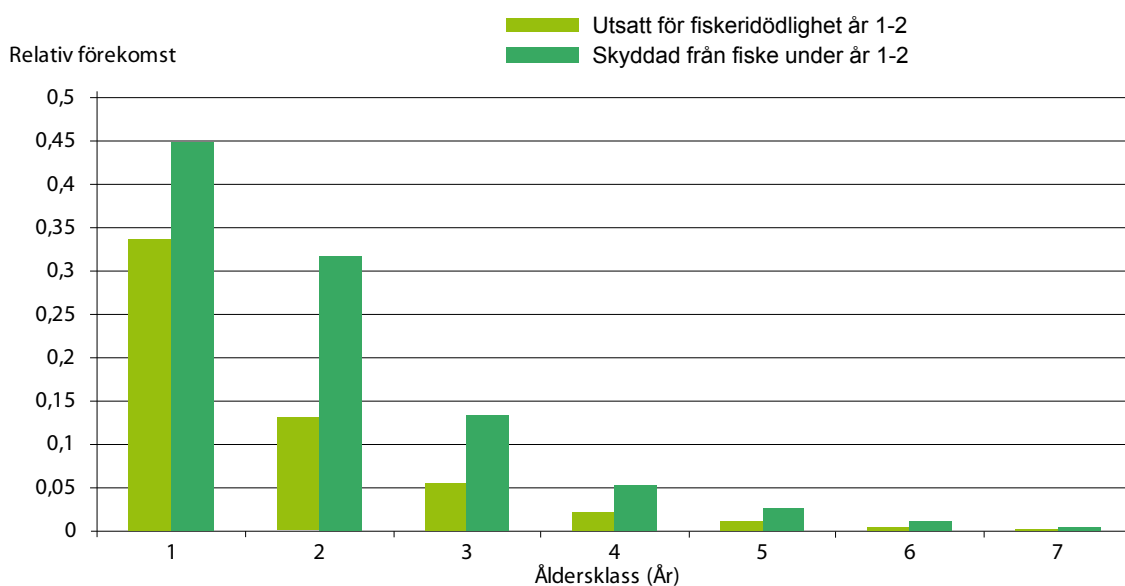
i Kattegatt innebär också ett välkommet skydd för den ungfisk som härstammar från det sviktande beståndet av torsk i Kattegatt.

#### Slutsatser om ungfisköverlevnad

Den utflyttade trålgränsen kan innebära stora vinster för dagens ekosystem och för de kommersiellt utnyttjade fiskbestånden genom att uppväxande bestånd av ungfisk, företrädesvis härstammande utsjölekande bestånd i Nordsjön, har fått ett förbättrat skydd. Beräkningarna antyder att detta redan bör ha resulterat i en ökad fiskproduktion.



Figur 14. Förekomst av torsk vid 1 års ålder under årets första kvartal mellan 1993–2009. IBTS-data för Nordsjön och Skagerrak (ICES WGNSSK Report 2009). Ringarnas storlek är proportionellt mot fångsterna i de internationellt samordnade provfiskena i Nordsjön och Skagerrak.



Figur 15. Beräknade effekter av utflyttad trålgräns, mätt i förekomst av olika årsklasser av torsk: ljusa staplar (utsatt för fiskeridödlighet år 1-2) representerar fördelningen före utflyttningen, mörka staplar (skyddad från fiske under år 1-2) efter utflyttningen. Fisken antas hålla sig inom det skyddade området till två års ålder, varefter den migrerar ut till utsjön och utsätts för fiske. (Uppgifter om fiskeridödlighet är hämtade från ICES WGNSSK Report 2008: uppgifter för 2007 (ICES 2008)).

## Pelagiska fiskbestånd

### **Material och metoder**

Litteratursammanställning och analyser av loggboksdata från yrkesfisket.

### **Resultat**

#### **Skarpsill**

Fångsterna av skarpsill i fjordarna runt Tjörn och Orust var betydande under förra århundradet, vilket har beskrivits av Hannerz (1970). Dessa historiska data är särskilt intressanta eftersom de belyser fångstnivån före det så kallade lysfiskets introduktion i svenskt kustnära skarpsillfiske vid mitten av 1960-talet (figur 16–17).

Störst fångster av skarpsill kan noteras från Marstrandfjorden (område A), men även i Hakefjorden och Halsefjorden (område B) och Havstensfjorden (område C) uppvisar fisket goda resultat under vissa år (figur 12). För område B kan en jämförelse med den nutida fångstnivån göras (figur 18)

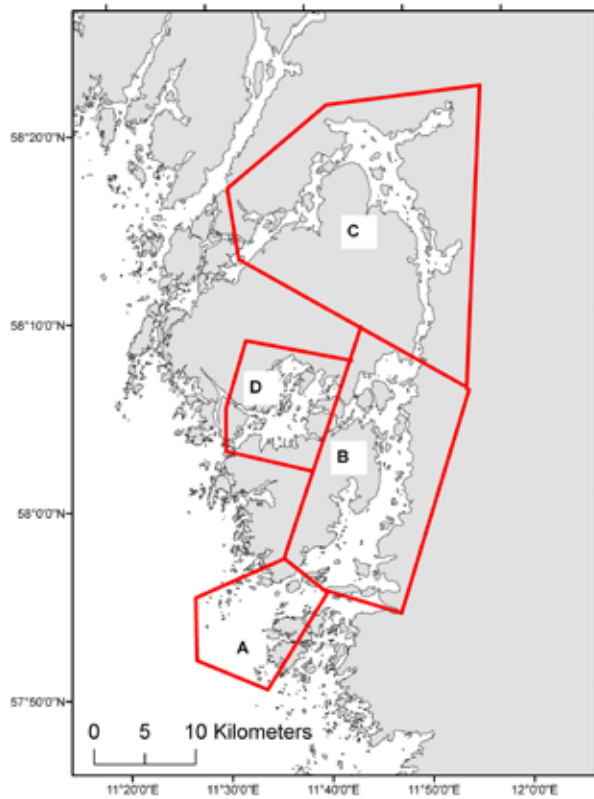
(d.v.s. efter det att vadfiskeförbud införts i område C och D). För perioden 2004–2008 gjordes relativt goda fångster av skarpsill som dock inte överstiger 1946 års nivå i samma område (figurerna 17 och 18) trots den effektivisering som detta fiske har genomgått med framförallt användandet av ljus för att koncentrera och hålla kvar stimmet när vaden läggs ut.

#### **Sill**

Sillfisket var av liten omfattning vid mitten av 1900-talet jämfört med det nutida fisket. 1962 uppskattades totalfångsten i område B, C och D uppgå till totalt 16 ton (uppgifter från Hannerz 1970), att jämföra med en genomsnittlig fångst på ca 200 ton per år under 2004–2008 för område B (figur. 18).

#### **Slutsatser om pelagiska fiskbestånd**

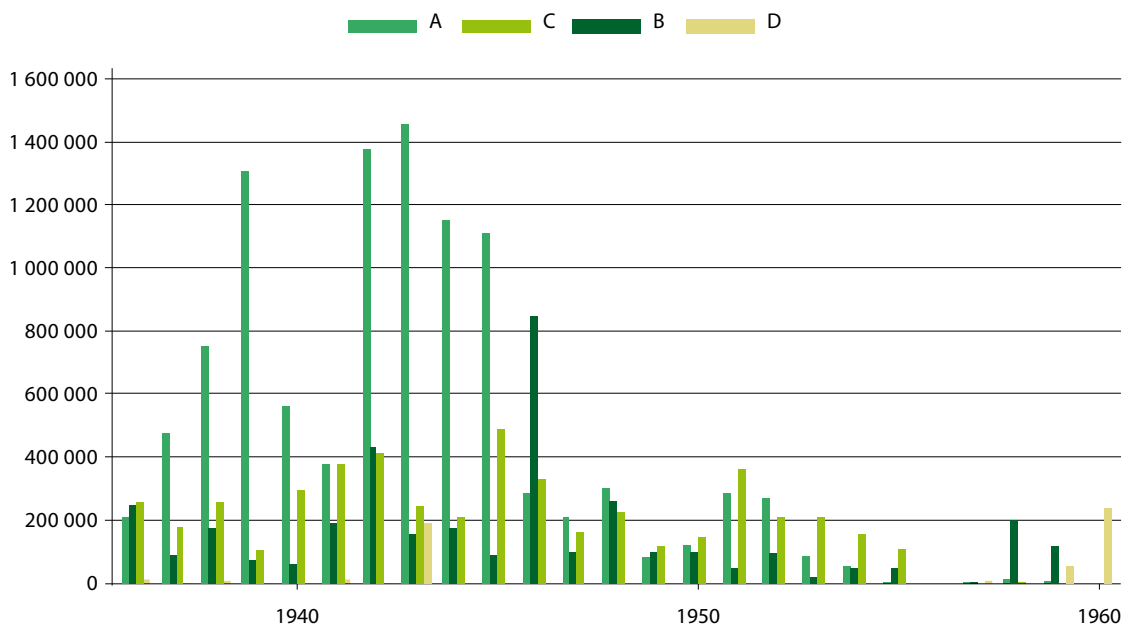
Fångstnivån i skarpsillsfisket är inte högre idag än den var innan lysfisket



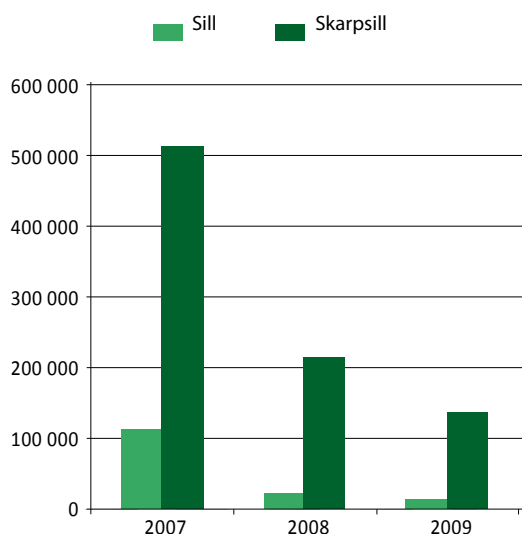
Figur 16. Områden för redovisning av fångststatistik av skarpsill 1936–1960 (efter Hannerz 1970). Område A: Marsstrandsfjorden; B: Hake- och Halsefjorden; C: Havstensfjorden; D: Stigfjorden.

introducerades på 1960-talet, vilket kan tyda på att ljusanvändningen inte utgör en förutsättning för fiskets bedrivande, men att denna teknik kan krävas vid låga fisktätheter. De stora variationerna i fångstnivåer mellan år inom de olika fjordavsnitten kan tyda på lokalt överutnyttjande eller stora svängningar i populationstäthet orsakat av andra faktorer. Mycket tyder på att skarpsillen innanför Tjörn och Orust utgörs av lokala kustbestånd eftersom skarpsillen i området avviker från beståndet i Skagerrak i både utseende och tillväxt (Molander 1952; Michele Casini pers. kom.). Komplex beståndsstruktur för skarpsillen styrks också av genetiska skillnader mellan delområden som norra Kattegatt och Uddevallafjordarna trots att arten har en kontinuerlig utbredning av lekområden från norra Atlanten in mot Östersjön (Carl André & Anna-Karin Ring pers. kom.).

Även sillbestånden längs Skagerrak-kusten utgörs av lokala, genetiskt olika bestånd, skilda från såväl sillbestånden i Nordsjön som Kattegatt och Östersjön (Ruzzante et al. 2006). Ung sill från skilda geografiska områden utnyttjar den



Figur 17. Fångster av skarpsill (m³) i fångstområdena A, B, C och D enligt figur 16. Modifierat efter Hannerz (1970).



Figur 18. Fångst (tusen) av sill och skarpsill i yrkesfisket inom område B åren 2004–2008.

bohuslänska skärgården som uppväxtområde men separerar sig igen som vuxna individer.

Eftersom tillgången på skarpsill varierar mellan år och det sannolikt är fråga om lokala bestånd innebär det att bestånden av skarpsill kräver någon form av lokal förvaltning. Skarpsillsfisket ger dessutom skador på miljön, då bland annat betydande bifångster av bottenfiskarter kan ske i lysfisket med snörpvad (Arrhenius et al. 1998). Grunden för ett utvecklat och stabilt skarpsillfiske i de bohuslänska fjordarna bör därmed vara att skapa en situation med lägre fisketryck och därmed större, tätare fiskbestånd så att fisket efter dem kan ske på ett ekonomiskt hållbart sätt utan att ljus behöver användas.

### Slutsatser om fiskbestånd generellt

De data som här har redovisats pekar på att kustekosystemen i Västerhavet är mycket dynamiska och överensstämmer med antagandet om att fisk som påträffas längs svenska västkusten härstammar både från lokala bestånd och från utsjöbestånd i Skagerrak, Kattegatt och Nordsjön. Detta påstående gäller såväl demersala som

pelagiska fiskarter. Skyddet mot överexploatering i kustzonen är utomordentligt viktigt för att dessa för Sverige unika havsresurser skall förvaltas på ett hållbart sätt. Det är viktigt att ta beståndsstrukturen i sig i beaktande i skyddet av havets produktionsförmåga och i utvärdering av förvaltningsbeslut. Den populationsstruktur som förefaller till stor del ha gått förlorad längs västkusten har inte regenererats, trots ett massivt inflöde av rekryter av olika arter under olika år sedan kustundersökningen började. Tvärtom är situationen längs större delen av västkusten fortfarande mycket snarlik den som rådde i början av undersökningsperioden. Det är därmed också okänt under vilka tidsrymder som en fullständig återkolonisering av Skagerrak och Kattegatts kustområden kan tänkas ske.

Den utflyttade trålgränsen kan dock redan tänkas innebära stora vinster för dagens ekosystem och för de kommersiellt utnyttjade fiskbestånden, genom att uppväxande bestånd av ungfisk, företrädesvis härstammande utsjölekande bestånd i Nordsjön, har fått ett förbättrat skydd. Den utflyttade trålgränsen i Kattegatt innebär också ett skydd för den ungfisk som härstammar från det sviktande beståndet av torsk i Kattegatt.

Den sammantagna kunskapen om marina bestånd har visat att den mest effektiva åtgärden för att återuppbygga fiskbestånd är att minska fiskerimortaliteten. Vi har kunnat visa att trålgränsen och regelverket med stor sannolikhet har bidragit till att minska fiskerimortaliteten genom att endast tillåta artsorterande rist i detta område och genom att det mer selektiva burfisket används i större utsträckning. Vi har däremot inte kunnat påvisa att trålgränsen och det skärpta regelverket bidragit till att de lokala kustfiskbestånden, t.ex. i Gullmarsfjorden, återhämtat sig till följd av åtgärderna. Inte heller har vi kunnat visa att ett minskat trålfiske innanför trålgränsen har haft positiva effekter på lokala pelagiska bestånd.

Orsakerna till att vi inte kunnat påvisa någon positiv effekt är sannolikt flera, men en viktig orsak är att vi inte kan förvänta oss några större förändringar på så kort sikt som 6 år. Torskfiskar är långlivade organismer och rekryteringsframgång kan även i bestånd med god status variera avsevärt mellan år. I överfiskade bestånd, d.v.s. när lekbiomassan är liten är rekryteringen per definition hämmad. För lokalt utrotade bestånd krävs återkolonisering från bestånd i närliggande områden. Om tidsramarna för sådana processer har vi endast begränsad kunskap, men då det inbegriper beteendeförändringar över flera fiskgenerationer måste det innebära längre tidsperspektiv än några få år. Detta i kombination med att fiskerimortaliteten i omgivande områden som Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt är fortsatt hög gör att chansen för en positiv populationsutveckling via återkolonisering är väldigt liten.

Sammantaget visar denna sammanställning att vi idag inte kan se någon generell återhämtning av våra kustnära bestånd. Baserat på kunskap från våra utsjöbestånd, som ofta uppvisar snabb återhämtning om fiskerimortaliteten minskar kraftigt, finns det anledning att överväga ytterligare bevarandeåtgärder för att på sikt kunna uppnå positiva populationstrender. Sådana åtgärder behövs för att kvarvarande lokala bestånd ska ha möjlighet att återhämta sig och återkolonisera andra områden. Självklara förutsättningar är att hotade fiskarter och bestånd inte fångas eller dör i fiskeredskapen. En möjlig väg för att påskynda kustbeståndens återhämtning är återetableringsförsök och möjligheter och risker med ett sådant arbete bör utredas.



## Effekter på mjuka och hårda bottenar

För att undersöka effekterna av att trålgränsen flyttades ut, på bottenar känsliga för fysisk påverkan, genomfördes undersökningar med bottenhugg och videofilmning. Undersökningarna utfördes på lokaler som tidigare varit utsatta för trålpåverkan. Målsättningen var att jämföra förändringar på och i havsbottenmiljön i områden med fortsatt påverkan av bottenrålning med områden där trålaktivitet förbjöds. I undersökningarna utvärderades också antalet trålsår i de olika områdena som ett mått på störning av bottenarna och efterlevnaden av skyddsområdena. Fiskemönster i och i anslutning till skyddade områden undersöktes också med satellitbaserad övervakning av fartyg större än 15 m.

### Material och metoder

För att studera effekterna av utflyttningen av trålfiskegränsen på havsbottenmiljön har 14 stationer med mjukbottenfauna undersöks med bottenhugg årligen i maj-juni mellan 2004 och 2008. Provtagningarna har utförts av konsultföretaget PAG miljöundersökningar på uppdrag av Fiskeriverket. Vid provtagningarna användes en modifierad Smith-McIntyre bottenhuggare med 0,1 m<sup>2</sup> provtagningsyta. På varje station togs 2 prover som sållades i 1,0 mm såll. Sållresten fixerades i 4 % formaldehydlösning buffrad med natriumtetraborat (borax). I laboratoriet sorterades, räknades och artbestämdes makrofaunan (djur > 1 mm) under preparermikroskop. Svårbestämda arter detaljgranskades i genomlysningsmikroskop.

Därtill har även 20 tvärsnitt (mellan 230 och 570 meter långa) i området filmats med hjälp av en fjärrstyrd undervattensfarkost, ROV (Remote Operated Vehicle) åren 2005 och 2008. Videofilmningarna utfördes av Institutionen för Marin ekologi vid Göteborgs

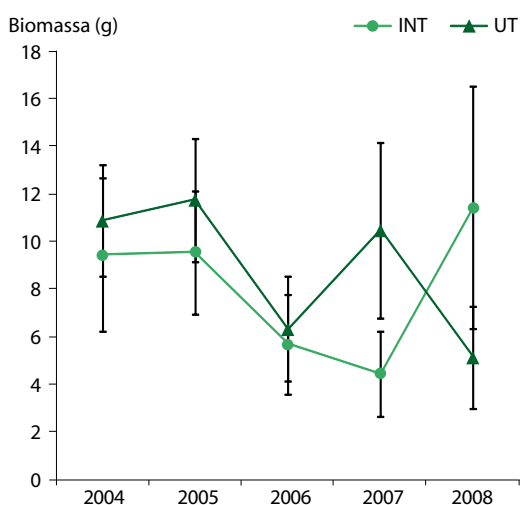
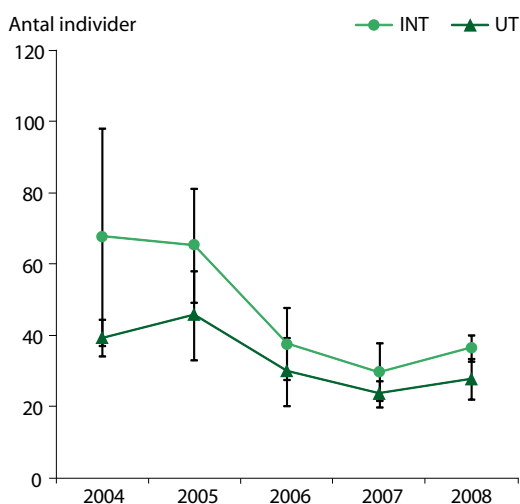
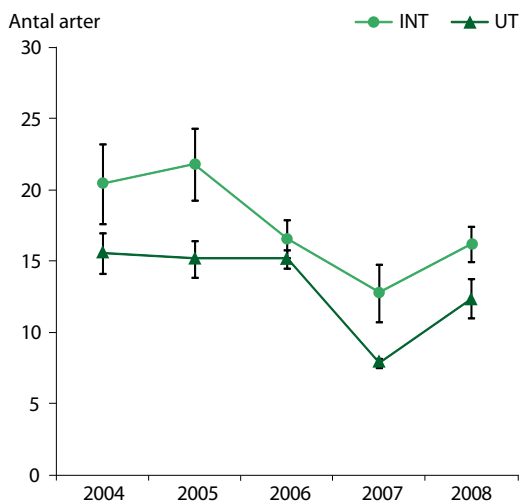
Universitet och filmerna analyserades av Havsfiskelaboratoriet. Varje filmat tvärsnitt innehöll två hårbottengrynnor med en sträcka på mjukbotten mellan dessa två grynnor. Biologiska data från varje tvärsnitt har sedan delats upp mellan hårbotten- och mjukbottenförekomster. På mjukbottendelen av varje tvärsnitt identifierades också antalet enkla trålbordsspår och de klassades som »nya« eller »gamla«. Kriteriet för om det registrerade spåret bedömdes som nytt, var om kanterna var uppbrutna och skarpa och ett spår bedömdes följaktligen som gammalt om kanterna var släta och därmed antogs vara eroderade (se exempel figur 24).

Hälften av stationerna och tvärsnitten låg innanför den nya trålfiskegränsen (och ej i inflyttningsområden för kräfttrålning med rist) och hälften i inflyttningsområden för kräfttrålning med rist d.v.s. där det fortsatt bottenrålades. Alla lokaler valdes i områden som tidigare varit utsatta för trålpåverkan. Provtagningsupplägget gör det möjligt att jämföra förändringar på havsbottenmiljön i områden med oförändrad påverkan av bottenrålning och i områden där trålaktiviteten minskat betydligt. Trålfiske med rist efter räka är dock tillåtet på ett djup av minst 60 meter innanför trålgränsen.

### Resultat

#### *Mjukbottenfauna: bottenhugg*

Totalt observerades 5 448 individer av makrofauna, fördelade på 167 olika arter (taxa) med en total biomassa på 1 180 g i hela materialet. I medeltal observerades 15 arter fördelade på 40 individer med en biomassa på 8,5 g i varje hugg. Figur 19 visar medeltal arter, antal individer och biomassa observerade i de två områdena (innanför och utanför den nya trålgränsen)



som undersöktes mellan 2004 och 2008. De vanligast förekommande arterna var ormstjärnor (*Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*), borstmaskar (*Nephtys incisa*, *Heteromastus filiformis* och *Abyssoninoe scopa*) och musslor (*Abra nitida*).

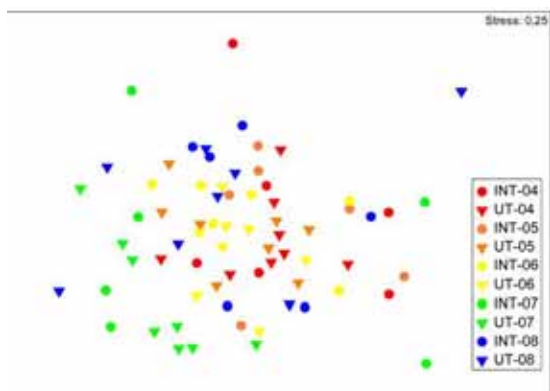
Inga statistiskt signifikanta skillnader mellan trålade och skyddade områden kunde observeras i materialet. Avsaknaden av skillnader var oberoende av om hela materialet analyserades med multivariata statistiska metoder som Multi Dimensional Scaling (MDS, figur 20), Permutation Multi Analyze of Variance (PERMANOVA,  $df_{4,60}$ ,  $p=0,8660$ ) eller med univariat statistik på huvudvariabler (artantal  $df_{4,4}$ ,  $p=0,4142$ , individtäthet  $df_{4,4}$ ,  $p=0,7315$  och biomassa  $df_{4,4}$ ,  $p=0,2850$ , figur 19) eller för vanliga arter var för sig. Tydliga statistiska skillnader observerades dock mellan lokaler och i utvecklingen över tid vilket visar på god statistisk styrka och att bottenfaunan svarar på förändringar i miljön i övrigt.

#### Mjukbotten- och hårbottenfauna: videofilmning

Totalt observerades 38 arter på hårbotten och 43 arter på mjukbotten i hela området vid de två undersökningarna åren 2005 och 2008. Den artrikaste gruppen var fiskar på både hård- och mjukbotten vid båda undersökningarna.

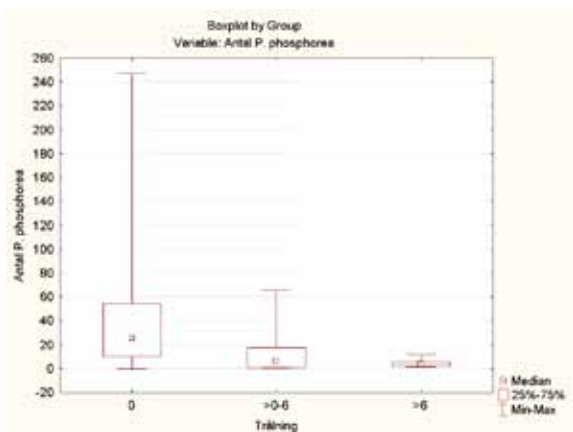
Sjöpenna (*Pennatula phosphorea*) och liten piprensare (*Virgularia mirabilis*) hör till den djurgrupp som var mest talrik på mjukbotten i området. Sjöpennan stod för 27–61 % av alla observerade individer på mjukbotten. Som mest observerades i medeltal upp till tre individer av sjöpennor per meter år 2008. Fördelningen av sjöpennor är dock fläckvis, vilket får till följd att det är flera tvärsnitt där inga sjöpennor observeras, vilket försvårar de statistiska

◀ Figur 19. Medelvärde för antal arter, totalt antal individer samt biomassa (+/-SE, n=7) i de olika delområdena mellan 2004 och 2008. Trålade (UT) och skyddade (INT).

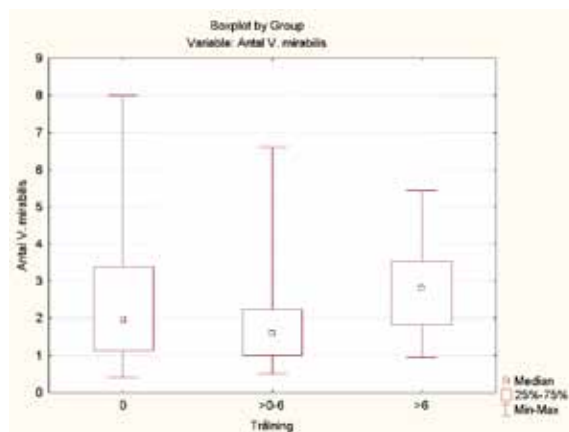


Figur 20. MDS-diagram (Multi Dimensional Scaling) visande mjukbottenfaunans utveckling mellan åren vid skyddade (O) och trälade stationer (▼). Frånvaro av mönster eller grupperingar visar på att förändringar mellan åren är lika stora inom de skyddade som de trälade stationerna. Den horisontella och vertikala axeln i diagrammet representerar dimensionerna med de två största egenvärdena som genererats i MDS-analysens algoritm.

analyserna. För att testa hypotesen att tråkning har negativ inverkan på förekomsten av sjöpennor och liten piprensare togs därför alla tvärsnitt där sjöpennor inte observerades bort och tvärsnitten för båda åren sammantaget indelades i tre grupper: inga nya trålspar (0), få nya trålspar (>0 och <6) och många nya trålspar (>6) per 100 meter tvärsnitt. Testen visar för sjöpennor signifikant skillnad mellan tvärsnitt där ingen tråkning observeras och sådana med liten eller hög förekomst av trålspar (Kruskal-Wallis test,  $p < 0,05$ ). Förutom en minskning av antalet sjöpennor vid ökad förekomst av tråkning, minskar också variationen kraftigt i de trälade tvärsnitten, vilket kan förklaras av att fläckar med höga tätheter av sjöpennor försvinner (figur 21). Kopplingen mellan antal trålspar och liten piprensare är dock



Figur 21. Förhållandet mellan antalet sjöpennor (*Penatula phosphorea*) och antalet observerade nya trålspar i alla tvärsnitten där sjöpennor förekommer 2005 och 2008. Frekvensen tråkning anges som 0=inga nya trålspar (N=34), få nya trålspar (>0 och <6, N=8) och många nya trålspar (>6, N=6) per 100 meter tvärsnitt.



Figur 22. Förhållandet mellan antalet liten piprensare (*Virgularia mirabilis*) och antalet observerade nya trålspar i alla tvärsnitt där liten piprensare förekommer 2005 och 2008. Frekvensen tråkning anges som 0=inga nya trålspar (N=21), få nya trålspar (>0 och <6, N=8) och många nya trålspar (>6, N=7) per 100 meter tvärsnitt

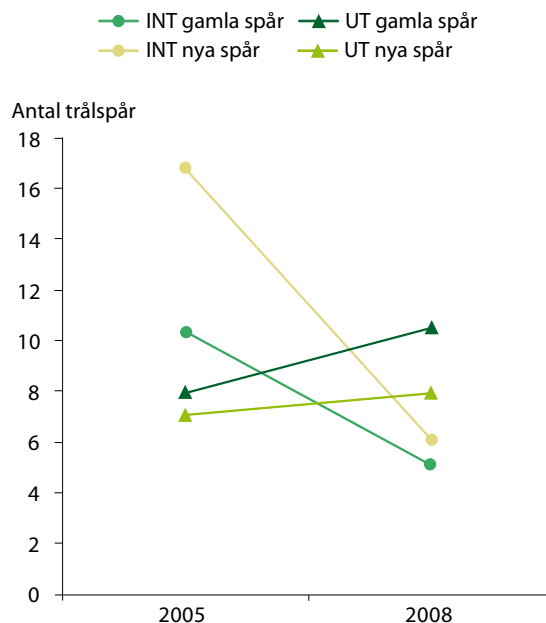
inte lika tydlig som för sjöpenborna och inte statistiskt signifikant (Kruskal-Wallis test,  $p > 0,05$ ), men samma mönster med en avtagande variation återfinns i de transekter där det trålates (figur 22). Sannolikt är den lilla piprensaren tåligare beroende på att den har förmågan att dra sig ner i sedimentet (Greathead et al. 2007) till skillnad från sjöpenbor. Piprensarna utgjorde också en betydligt mindre del (2–4 %) av alla observerade individer, vilket får till följd att den statistiska styrkan är mindre för denna art och därmed att eventuella effekter av trålningen blir svårare att upptäcka.

#### Videoundersökningar av trålspår

Videotvårsnitten (ROV) visar på en minskning av trålkaktiviteten i områdena innanför de nya trålfiskegränserna (INT) jämfört med områden som fortsatt trålas (UT) (figur 23). Videobilderna i figur 24 visar ett tydligt »nytt« trålspår och ett »gammalt«, samt en bild av tätheten av trålspår från den sidescan-sonarutrustning som fanns monterad på ROV:en.

Genom satellitbaserad fartygsövervakning (VMS) har vi även följt förändringar i fiskeansträngning hos bottentrålare (räk- och kräfttrålare) över 15 meter i och med utflyttningen av trålgränserna under 2004. Tätheter av positioner visar en ändring i fiskeansträngning i relation till de nya gränserna för kräfttrålning, men också att bottentrålning bedrivits på områden som skall vara skyddade från kräfttrålning efter 2004. VMS-positioner förekommer också från kräfttrålare med rist i områden som skyddades i och med 2004 års beslut om kräftfiskeområden, vilket indikerar att olovlig trålning kan ha ägt rum på skyddade områden.

► Figur 24. Bildexempel från videoundersökningen av a) typiskt nytt, ej eroderat trålspår med skarpa kanter, b) ett gammalt eroderat trålspår och c) en sonarbild där spår kan avläsas. Foto och sonarbild: Tomas Lundälv, Göteborgs Universitet.



Figur 23. Antal gamla och nya trålspår per 100 meter, observerade i ROV-videotvårsnitten 2005 och 2008. INT=tvärsnitt i området innanför den nya trålfiskegränsen och UT=områden som fortsatt trålas.



VMS-positioner visar att en del trålningsaktiviteter med fiskefartyg med räktrål förekommer, vilket fortfarande är tillåtet på vattendjup större än 60 meter innanför trålgränsen, under förutsättning att artsorterande rist används.

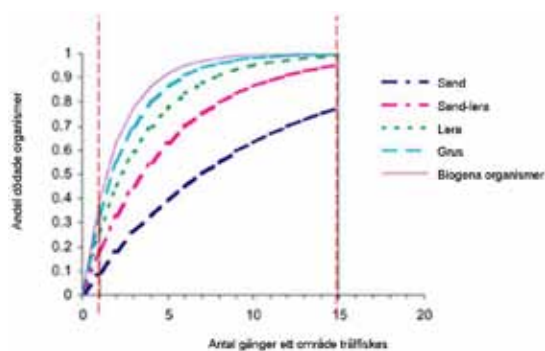
### Slutsatser om effekter på bottenarna

Generellt var mjukbottenfaunan mycket fattig i hela området. Utvecklingen hos mjukbottenfaunan i skyddade områden skiljer sig inte från utvecklingen i områden som fortsatt trålas. Stationer i det Nationella övervakningsprogrammet utanför trålgränsen (Agrenius 2005) hade vid tidigare undersökningar i genomsnitt betydligt rikare fauna med i medeltal 35 arter, 298 individer per 0,1 m<sup>2</sup> och en biomassa på ca 19 g/0,1m<sup>2</sup>. I innerskärgården mellan Hamburgsund och Resö visade Rosenberg & Nilsson (2005) i genomsnitt 11 arter, 148 individer och 18 g biomassa per hugg (0,1 m<sup>2</sup>), vilket författarna ansåg som lågt och alarmerande för områdets miljöstatus. Minskad artrikedom, individtäthet och biomassa hos bottenfaunan verkar dock vara en storskalig förändring i Kattegatt det senaste decenniet (Agrenius & Göransson 2009). Såvida inte detta storskaliga mönster omfattar även Skagerraks kustområden saknas idag en förklaring till varför området i denna studie har en så låg produktion och biomassa, jämfört med områden utanför och innanför det studerade området.

Från videoundersökningarna kan konstateras att trålaktiviteten i de nu skyddade områdena har minskat men att det dessvärre fortsatt förekommer trålning. Studier av fiskemönster med VMS för fartyg >15m antyder att trålspåren kan vara från såväl tillåten räktrålning med rist som olovlig kräfttrålning. Vi ser också ett negativt samband mellan trålningsintensitet och antal sjöpenor.

Det förväntades att mjukbottenfaunan i de områdena som numera är skyddade från trålaktivitet borde ha förändrats mer än

faunan i de områden som fortsatt påverkats av trålaktivitet. En trolig förklaring till att så inte är fallet är att den trålning som trots allt skett i skyddade områden medfört att skillnader inte har uppstått eller inte går att upptäcka. En sådan förklaring stärks av kunskapen om att effekter av fysisk störning av trålning är störst initialt, d.v.s. vid det första tråldraget (figur 25) och att upprepad trålning dödar ett avtagande antal ytterligare bottenorganismer per tråldrag (National Research Council 2002; Hiddink et al. 2006). En alternativ förklaring är att mjukbottenfaunan i området, med undantag för sjöpenor, är relativt tolerant för störning från bottentrålning, varför en förändring i trålningsintensiteten inte kan förväntas ge så stora förändringar i mjukbottenfaunan.



Figur 25. Konceptuell modell för bottenfaunans dödlighet som en funktion av antalet trålningstillfällen i olika habitat. De vertikala röda streckade linjerna indikerar till vänster den akuta, respektive till höger den kroniska effekten av trålning (modifierad från National Research Council 2002).

## Utvecklingen av fisket efter havskräfta

Den nya trålgränsen har inneburit ändrade förutsättningar för exploateringen av havskräfta, dels genom att områden stängts för fiske med trål och dels genom att trålfisket i inflyttningsområdena innanför trålgränsen endast får ske med artselektiva trålar. Denna studie har genomförts för att undersöka hur regelverket påverkat utvecklingen av fiskemönster för kräftfisket med ristförsedd trål, respektive kräftfisket med bur.

Givet den information som finns idag är det inte möjligt att uttala sig om populationsutvecklingen av havskräfta innanför den utflyttade trålgränsen. Havskräftbeståndet förvaltas som en enhet i Kattegatt och Skagerrak. Beståndets status går inte att beräkna med beståndsuppskattningsmodeller men bedöms som stabilt eller svagt ökande baserat på data från landningar och fiskeansträngning (ICES 2010).

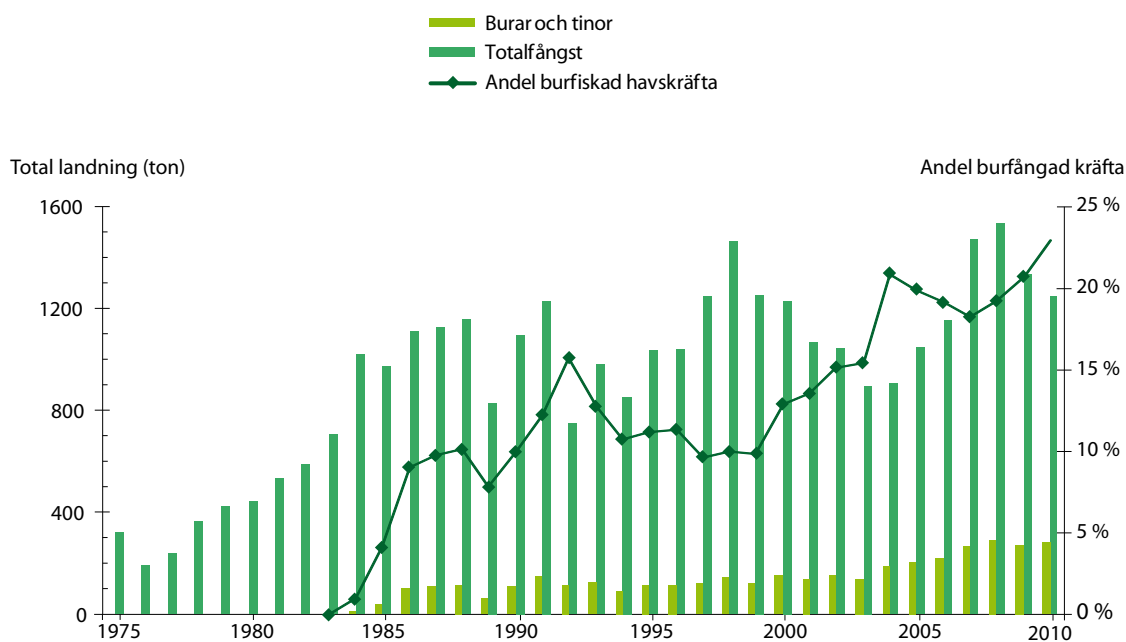
### Material och metoder

Infiskning och fiskemönster har studerats utifrån yrkesfiskets loggböcker om landningar, fiskeområden och redskapsanvändning. Fiskemönster för fartyg längre än 15 m har också analyserats baserat på satellitpositionering av fartygen (VMS).

### Resultat

#### Burfisket efter havskräfta

Burfiske sker från norra Hallandskusten i söder till norska gränsen i norr men det största burfisket sker i Bohuslän. Skagerrak står årligen för drygt 95 % av de svenska burlandningarna. Det är ett fiske som främst bedrivs innanför trålgränsen, på mjukbotten eller i kantzonen mellan mjuk- och hårbotten, djupare än ca 30 meter. En mer



Figur 26. Svenska landningar i ton av havskräfta fångad i burar och tinor (ljusgröna staplar) och totala landningar (bur, tina och tråling) (mörkgröna staplar) i Skagerrak och Kattegatt, enligt den vänstra axeln samt andelen burfångad havskräfta i relation till totala landningar (linje med punkter) enligt den högra axeln. Data för 1975–2010.

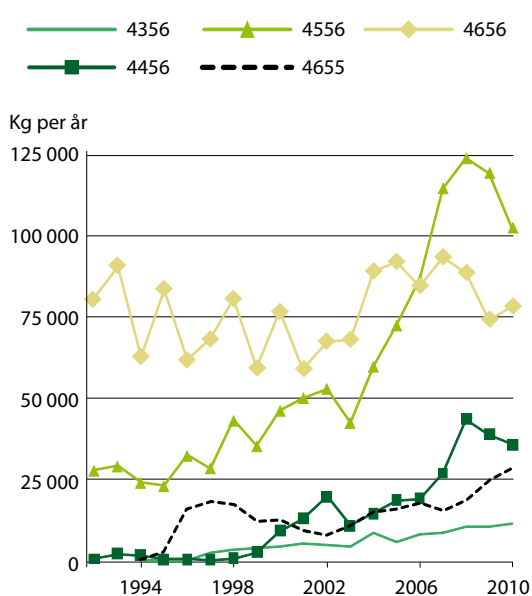
detaljerad beskrivning av det svenska burfisket efter havskräfta finns i Anon. (2006).

Sedan trålgränsutflyttningen 2004 har mängden landad burfångad kräfta ökat för varje år (figur 26). Under 2008 landades totalt 290 ton burkräfta, vilket är mer än dubbelt så mycket som den genomsnittliga landningen av burkräfta för tioårsperioden före trålgränsutflyttningen (1994–2003).

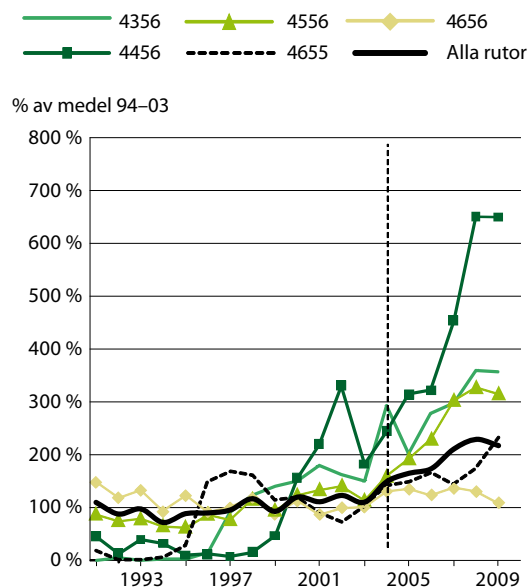
Ökningen av burfisket sedan 2004 är inte jämnt fördelat längs med kusten. Den största expansionen har skett i södra och mellersta Bohuslän, d.v.s. i de områden där flest nya områden tillgängliggjordes i samband med justeringen av trålfiskeområdena 2004 (figur 27). Detta har fått till följd att burfisket, som tidigare starkt dominerades av norra Bohuslän, nu domineras av södra och mellersta Bohuslän. Som exempel kan nämnas att landningarna av

burfångad kräfta längs kuststräckan Tjörn-Väderöarna i mellersta Bohuslän (ICES-ruta 4556) har tredubblats jämfört med perioden före trålgränsutflyttningen. Nu utgör den sträckan den enskilt viktigaste kuststräckan för burfisket (figur 27). För vattenområdet utanför Göteborg (ruta 4456) är förändringen än mer dramatisk, även om ökningen skett från låga nivåer (figur 28).

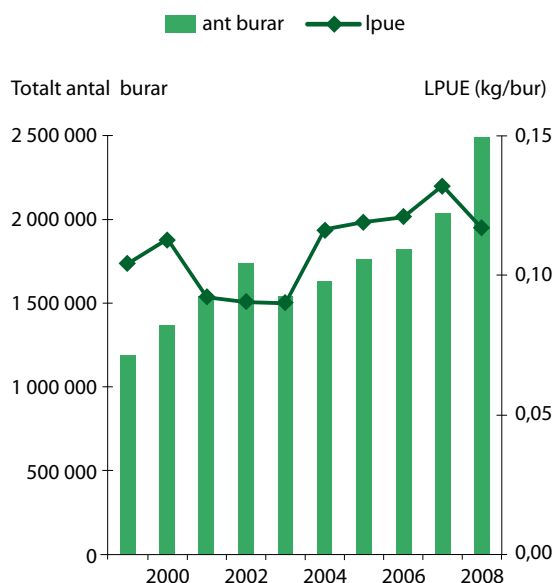
Den ökade landningen av burfångad kräfta förklaras främst av att antalet burar (ansträngningen (effort)) ökat och inte av att bestånden ökat. Loggboksdata visar att fiskeansträngningen (antalet burar) har ökat under perioden samt att fisket varierar under året, med högst ansträngning under andra kvartalet och lägst ansträngning under fjärde kvartalet. Det totala antalet dragna burar har ökat från ca 1,5 miljoner styck per år under 1999–2003 till ca 2,5 miljoner



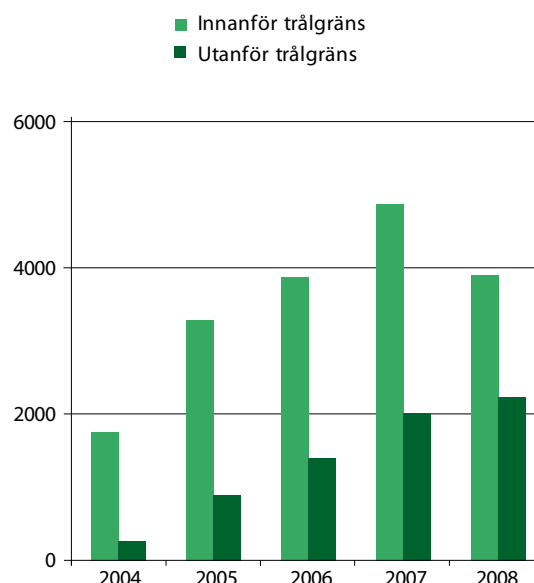
Figur 27. Landningar av burfångad havskräfta per s.k. ICES-ruta. Rutan 4356 är norra Hallandskusten, 4456 är kuststräckan mellan Göteborg och Tjörn, 4556 Tjörn-Väderöarna, 4655 och 4656 är områden mellan Väderöarna och norska gränsen.



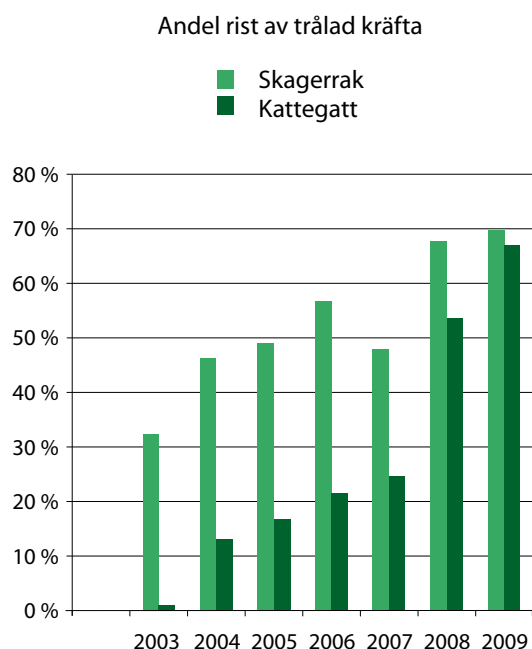
Figur 28. Den relativa utvecklingen av burfisket per s.k. ICES-ruta. Rutan 4356 är norra Hallandskusten, 4456 är kuststräckan mellan Göteborg och Tjörn, 4556 Tjörn-Väderöarna, 4655 och 4656 är områden mellan Väderöarna och norska gränsen. Utvecklingen per ruta är uttryckt i jämförelse med medellandningen per år under tioårsperioden före trålgränsutflyttningen (1994–2003), d.v.s. 100 % utgör baslinje för jämförelsen. Tidpunkten för trålgränsutflyttningen är markerad med en vertikal streckad linje.



Figur 29. Diagrammet visar kräftburfiskets landningar per fiskeansträngning (lpue i kg per dragen bur, högra axeln) samt det uppskattade totala antalet dragna burar per år (vänster axel) för åren 1999–2008.



Figur 31. Antalet tråldrag, där trålen sätts innanför respektive utanför trålgränsen, av fiskefartyg med rist åren 2004–2008.



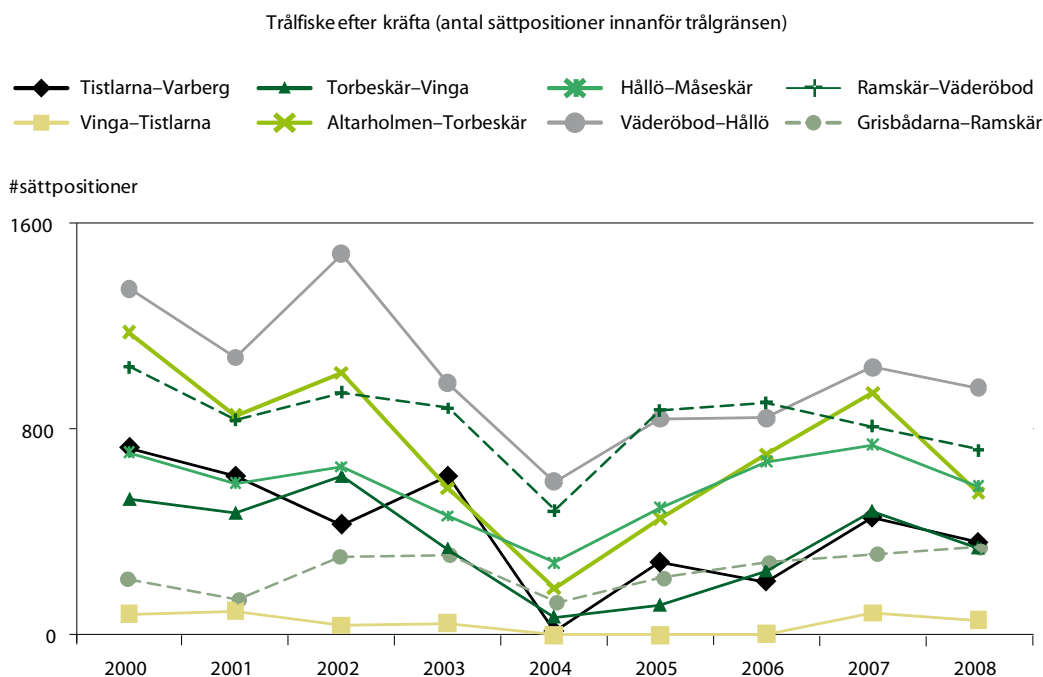
Figur 30. Andel av trållandningarna av havskräfta som fiskats med trålar med rist, åren 2003–2009.

2008 (figur 29). Det genomsnittliga antalet dragna burar per fisketillfälle har ökat från ca 350 under åren innan trålgränsutflyttningen till ca 420 under 2007/08. Beståndstorleken (uttryckt som lpue, landning per dragen bur) har varierat utan tydlig trend under de senaste 20 åren. Detta kan tolkas som att beståndstorleken är relativt stabil. Somliga fiskare har dock under de senaste åren påpekat att storleken på burfångad havskräfta minskat i vissa områden och blivit mer lik den trålfångade.

#### Utvecklingen av trålfisket efter havskräfta

När trålgränsutflyttningen genomfördes 2004 ändrades fiskemöjligheterna radikalt: fisket tvingades att antingen flytta ut sitt fiske utanför trålgränsen eller införskaffa en sorteringsrist som skiljer större fisk från kräfta. Figur 30 visar utvecklingen av ristfisket sedan införandet 2004. Andelen ristfångad kräfta ligger i genomsnitt på 35 % mellan åren 2006–2008 för Skagerrak och Kattegatt sammantaget. Sedan 2009





Figur 32. Antal tråldrag i de olika inflyttningsområdena (se FIFS 2004:36) mellan åren 2000 och 2008. Observera att innan år 2004 var alla typer av trålar tillåtna. Från 2004 är endast trålfiske med rist tillåtet i inflyttningsområdena.

är 50 % av kräftkvoten avsatt till ristfisket (FIFS 2004:25).

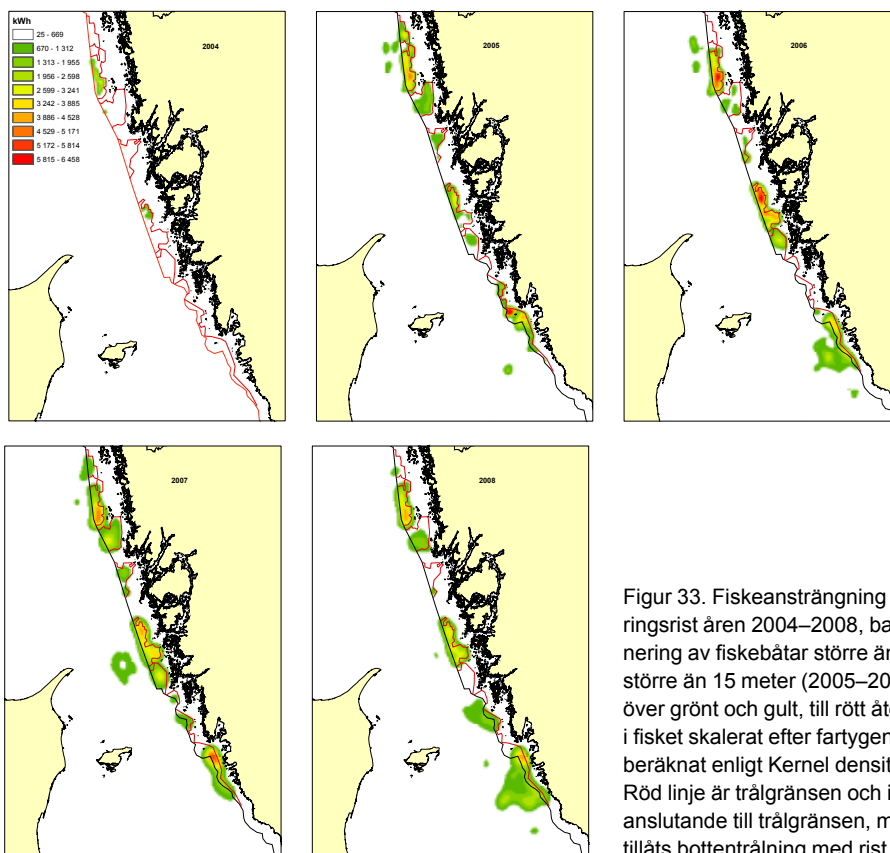
Fisket efter havskräfte med rist ökade initialt snabbast i Skagerrak. Under de senaste åren har dock användandet ökat påtagligt även i Kattegatt (figur 30). Ristfisket innanför trålgränsen i både Skagerrak och Kattegatt har ökat med 122 % sedan 2004, samtidigt har även ristanvändandet utanför trålgränsen ökat avsevärt, 36 % av den totala ansträngningen med rist 2008 skedde utanför trålgränsen (figur 31 men se även figur 33). Anledningen till den ökande användningen av rist utanför trålgränsen beror på att starkare incitament, t.ex. fler tillgängliga fiskedagar, har skapats inom ramen för EU:s lagstiftning (TAC och kvotförordningen) för att premiera ristanvändandet. Detta har lett till att risten användes av 109 av 137 svenska demersala trålare i Skagerrak och Kattegatt (Madsen & Valentinsson, 2010).

Antalet sättpositioner i inflyttningsområdena är dock i genomsnitt 30 % högre under

perioden 2000–2003 i jämförelse med åren 2004–2008. Den inbördes ordningen mellan områdena, sett till antalet fiskeansträngningar, har inte ändrats i större omfattning, och det största fisket innanför trålgränsen sker fortfarande i området mellan Väderöbod och Hällö (figur 32).

### Slutsatser om fisket efter havskräfte

Den nya trålgränsen har inneburit att burfisket efter havskräfte har ökat i jämförelse med trålfisket. Det finns flera biologiska och miljömässiga fördelar med detta, då bifångster (utkast) av fisk är betydligt lägre i burfisket än i trålfisket (Jansson, 2008). Dessutom utgörs kräftfångsten i burfisket normalt av betydligt större havskräfte än i trålfisket, varför utkasterna av undermålig havskräfte är begränsade (Jansson, 2008). Ytterligare fördelar med burfisket är: en betydligt högre överlevnad för den del av fångsten som slängs tillbaka i sjön



Figur 33. Fiskeansträngning i kräftfiske med sorteringsrist åren 2004–2008, baserat på satellitpositionering av fiskebåtar större än 18 meter (år 2004) och större än 15 meter (2005–2008). Färgskalan från vitt, över grönt och gult, till rött återspeglar intensiteten i fisket skalerat efter fartygens motorstyrka (kW) beräknat enligt Kernel density estimate (ArcGIS 9.2). Röd linje är trålgränsen och i inflyttningsområden anslutande till trålgränsen, markerade med blå linjer, tillåts bottentrålning med rist.

(Ulmestrand et.al. 1998; Wileman et. al., 1999), färre negativa miljöeffekter i form av habitatpåverkan (Adey, 2007), samt mindre relativ energiförbrukning (Ziegler & Valentinsson, 2008).

Det kan nämnas att könsfördelningen hos burfångad kräfta är något som diskuterats som en av de tänkbara negativa sidorna i burfisket (ICES, 2001). Andelen honor med rom är ofta större i burfiske än i trålfiske (Jansson, 2008), vilket kan leda till att det inte produceras tillräckligt med ägg. Detta beror sannolikt på att en agnad bur lockar till sig honor med rom som därför blir mer fångstbara för burfisket än för trålfisket. Rombärande honor är annars väldigt stationära i sina hålor och därför mindre tillgängliga för en trål jämfört med hanar som är mer mobila.

Ett problem är också att burfisket är utrymeskrävande vilket får till följd att trål- och burfiske inte kan ske samtidigt på samma plats utan stor sannolikhet för konflikter mellan brukarkategorierna.

Även det svenska trålfisket efter havskräfta har förändrats radikalt som en följd av de förändrade redskapsreglerna vid trålgränsutflyttningen, eftersom krav på användandet av sorteringsrist infördes på områden viktiga för trålfisket efter havskräfta. Till en början användes risten nästan uteslutande i de särskilda inflyttningsområden innanför trålgränsen där risten är obligatorisk. Under 2009 utgjorde ristfångad havskräfta över hälften av svenska kräftlandningar och en betydande del av ristfisket skedde utanför trålgränsen. Utöver trålgränsutflyttningen har också

den snabba inkorporeringen av den svenska risten i EU-lagstiftningen betytt mycket för det stora upptaget med sorteringsristen. Sammantaget har svensk och EU-lagstiftning skapat starka incitament för ristfisket, såsom exklusiv tillgång till områden stängda för annat trålfiske, obegränsat antal fiskedagar och en ökad kvotandel. Användandet av rist i svenskt kräftfiske bedöms ha minskat fiskeridödligheten väsentligt för torsk vid kräfttrålning (Madsen & Valentinsson 2010; Catchpole *et al.* 2006, Catchpole *et al.* 2007), men effekter för

bottenfiskbestånden är samtidigt avhängigt den sammanlagda fiskeridödligheten, d.v.s. också sådan som orsakas av andra redskap, samt återhämtningsförmågan för respektive bestånd.

Sammantaget har burfisket efter havskräfta ökat i jämförelse med trålfisket i området innanför trålgränsen vilket innebär ett flertal biologiska och miljömässiga fördelar. Hur och om denna förändring i fiskemönster påverkar havskräftsbestånden i dessa områden har dock inte följts upp.

## Tack

---

Tack till all personal på Fiskeriverkets Havsfiskelaboratorium som provfiskat och till besättningarna på Fiskeriverkets forskningsfartyg Ancyclus, Mimer och Hålabben. Tack också till Peter Göransson, PAG Miljöundersökningar som på Fiskeriverkets uppdrag har utfört provtagningar och analyser av arter i mjukbottenfaunaundersökningarna och Tomas Lundälv, Göteborgs Universitet som utfört videofilmning av botten. Mårten Åström tackas för hjälp med granskning och korrektur av manuskript.

Dessa studier har delfinansierats av Europeiska fiskerifonden 2007–2013.



EUROPEISKA UNIONEN  
Europeiska fiskerifonden

## Referenser

- Adey, J.M. 2007. Aspects of sustainability of creel fishing for Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.), on the west coast of Scotland. Ph.D. Thesis, University of Glasgow. 474 pp.
- Agrenius, S. 2005. Övervakning av mjukbottenfaunan längs Sveriges västkust. Rapport från verksamheten år 2005. [http://www.marecol.gu.se/digitalAssets/751/751832\\_Rapport\\_2005.pdf](http://www.marecol.gu.se/digitalAssets/751/751832_Rapport_2005.pdf).
- Agrenius, S., P. Göransson 2009. Kattegatts bottenfauna har förändrats. Publicerad i »Havet 2009 – om miljötillståndet i Svenska havsområden«. Naturvårdsverket <http://www.havet.nu/dokument/havet2009-hela.pdf>
- Andersson, K.A. 1954. Fiskar och Fiske i Norden. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Anon., 2005. Situationen beträffande arbetet med att minska skador och bifångster av säl och skarv. Strategi för problemens långsiktiga hantering. Regeringsuppdrag. Fiskeriverket: PM 2005-11-08. [https://www.fiskeriverket.se/download/18.33bca6be10f866e596f8000629/regeringsuppdrag\\_sal\\_skarv.pdf](https://www.fiskeriverket.se/download/18.33bca6be10f866e596f8000629/regeringsuppdrag_sal_skarv.pdf).
- Anon., 2006. Effekterna av utflyttad trålgräns på fisk och bottenfauna. Analys av ökad användning av passiva redskap innanför trålgränsen samt de ekonomiska konsekvenserna för näringen. Regeringsuppdrag. Fiskeriverket: PM 2006-02-27. [https://www.fiskeriverket.se/download/18.1e7cbf241100bb6ff0b80001680/traalgraens\\_inkl\\_appendix060307.pdf](https://www.fiskeriverket.se/download/18.1e7cbf241100bb6ff0b80001680/traalgraens_inkl_appendix060307.pdf).
- Anon., 2008. Torskoppdrett og lokale stammer av kysttorsk. Skrivelse från Fiskeridirektoratet till Fiskeri- og kystdepartementet, 08.10.2008. 22pp. [http://www.fiskeridir.no/content/download/14234/112120/version/2/file/torskeoppdrett\\_brev\\_til\\_dept.pdf](http://www.fiskeridir.no/content/download/14234/112120/version/2/file/torskeoppdrett_brev_til_dept.pdf).
- Anon., 2009a. Report of the Baltic fisheries assessment working group (WGBFAS). ICES CM 2009/ACOM:07.
- Anon., 2009b. Report of the working group on the assessment of demersal stocks in the North Sea and Skagerrak – Combined Spring and Autumn (WGNSSK). ICES CM 2009/ACOM: 10.
- Arrhenius, F., Frohland, K., Hallbäck, H., Jakobsson, P. & Modin, J. 1998. By-catches in purse-seining with light for sprat and herring on the Swedish west coast 1997/98. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet 328:19-42.
- Ask, L., A.-B. Florin, E. Pettersson, H. Svedäng. 2007. Åtgärdsprogram för hotade fiskarter och skaldjur. Fiskeriverket informerar, Finfo 2007:7. [https://www.fiskeriverket.se/download/18.64db7e331133fb433ef8000744/FINFO\\_2007\\_7.pdf](https://www.fiskeriverket.se/download/18.64db7e331133fb433ef8000744/FINFO_2007_7.pdf).
- Balk & Lindem, 2009. Sonar4 and Sonar5-Pro Post processing systems, Operator manual version 5.9.8, Balkan and Lindem Data Acquisition, Oslo, Norway.
- Brophy, D., Danilowicz, B.S. & King, P.A. 2006. Spawning season fidelity in sympatric populations of Atlantic herring (*Clupea harengus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63:607-616.

- Cardinale, M., & Svedäng, H. 2004. Recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the Kattegat-Eastern Skagerrak (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. *Fisheries Research*, 69: 263-282.
- Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P. & Norén, F. 2010. Fishing through time: population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat-Skagerrak over a century. *Population ecology* 52(2): 251-262.
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L. & Casini, M. 2009b. Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamics of turbot during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 206-386.
- Catchpole, T.L., Revill, A.S., and Dunlin, G. 2006. An assessment of the Swedish grid and square mesh cod-end in the English (Farn Deep) *Nephrops* fishery. *Fisheries Research*, 81: 118-125.
- Catchpole, T.L., Kidd, A.N., Kell, L.T., Revill, A.S., Dunlin, G., 2007. The potential for new *Nephrops* gear designs to positively effect North Sea stocks of cod, haddock and whiting. *Fish. Res.* 86, 262-267.
- Degerman, E. 1983: Kustfisket i Göteborgs och Bohus län. Rapport 2. Fiskeribiologiska förutsättningar. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.
- Degerman, E. 1985. Kustfisket i Göteborgs och Bohus län. Rapport från Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län 1. 65 s.
- Francois RE, Garrison GR (1982) Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contributions and equation for total absorption. *J. Acoust. Soc. Am.* 72:1879-90.
- Frandsen, R.P., Holst, R., and Madsen, N. 2009. Evaluation of three levels of selective devices relevant to management of the Danish Kattegat-Skagerrak *Nephrops* fishery. *Fisheries Research*, 97: 243–252.
- Greathead, C.F., W. Donnan, J.M. Mair, G.R. Saunders. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* (2007), 87, 1095–1103.
- Grigg, E.K., Kimley, A.P., Allen, S.G., Green, D.E., Elliott-Fisk, D.L. & Markowitz, H. 2009. Spatial and seasonal relationships between Pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*) and their prey, at multiple scales. *Fisheries Bulletin*, 107:359-372.
- Hagberg, J. 2005. Utökad analys av historiska data för att säkerställa referensvärden för fisk. *Fiskeriverket, Havsfiskelaboratoriet*. 22 s.
- Hagström, O., Larsson, P-O., & Ulmestrand, M. 1990. Swedish cod data from the international young fish surveys 1981-1990. ICES Demersal Committee, CM 1990/G: 65.
- Hallbäck, H., Hagström, O. & Winström, K. 1974: Fiskeribiologiska undersökningar i Brofjorden 1972-74. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil 175. 45 s. + Figurer.
- Haneson, V. & Rencke, K. 1923. Bohusfisket. Skrifter utgivna till Göteborgs stads trehundraårsjubileum genom Jubileumsutställningens publikationskommitté. XIX. Göteborg 1923.

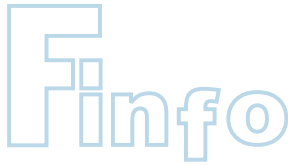
- Hannerz, L. 1970. Recipientundersökningar vid Stenungsund 1962–1968. Rapport till Västerbygdens vattendomstol.
- Hiddink, J.G.; Jennings, S.; Kaiser, M.J.; Queiros, A.M.; Duplisea, D.E.; Piet, G.J. 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63: 721-736.
- ICES, 2001. Report of the Working Group on Nephrops Stocks. ICES CM 2001/ACFM:16.
- ICES, 2008. Report of the Working Group on the assessment of the demersal stocks in the North Sea and Skagerrak – combined spring and autumn (WGNSSK). ICES CM 2008\ACOM:09 <http://www.ices.dk/reports/ACOM/2008/WGNSSK/WGNSSK08.pdf>.
- ICES, 2010. ICES advice <http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/2010/2010/Neph-IIIa.pdf>.
- Jacobsson, A. Fiskmärkning. SNV. 1982. Femårsrapport Vatten 1977–1981.
- Jansson, T. 2008. Discards in the Swedish creel fishery for *Nephrops norvegicus*. MSc thesis, University of Gothenburg, Department of Marine Ecology. Contribution nr. 146.
- Knutsen, H., Jorde, P.E., André, C., & Stenseth, Chr. 2003. Fine-scaled geographical population structure in a highly mobile marine species: the Atlantic cod. *Molecular Biology*, 12: 385-394.
- Knutsen, H. André, C. Jorde, P.E., Skogen, M.D., Thuróczy, E. & Stenseth, N.C. 2004. Transport of North Sea cod larvae into the Skagerrak coastal populations. *Proceeding of the Royal Society ser B*. 271: 1337-1344.
- Korneliussen R.J., Diner N, Ona E, Berger L, Fernandes P.G. 2008. Proposals for the collection of multifrequency acoustic data. *ICES J Mar Sci* 65: 982–994.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin/Cummings, New York, US.
- Mackenzi K.V. 1981. Nine-term equation for speed of sound in the oceans. *J. Am. Soc. Am.* 70:807-12.
- Madsen, N. & D. Valentinsson 2010. Use of selective devices in trawls to support recovery of the Kattegat cod: a review of experiments and experience. *ICES Journal of Marine Science* 67(9): 2042-2050.
- Munk, P., Larsson, P.-O., Danielssen, D.S., & Moksness, E. 1995. Larval and small juvenile cod *Gadus morhua* concentrated in the high productive areas of a shelf break front. *Marine Ecology Progress Series* 125: 21-30.
- Munk, P., Larsson, P.O., Danielssen, D.S., & Moksness, E. 1999. Variability in frontal zone formation and distribution of gadoid fish larvae at the shelf break in the north-eastern North Sea. *Marine Ecology Progressive Series* 177: 221-233.
- National Research Council 2002. Effects of trawling and dredging on seafloor habitat. National Academy Press, Washington, D.C. 126 sidor.
- Nedreaas, K., Aglen, A., Gjösäter, J., Jörstad, K., Knutsen, H., Smestad, O. Svåsand, T. & Ågotnes, P., 2008. Kysttorskforvaltning på Vestlandet og langs Skagerrakkysten. Vurdering av status for kysttorsk på strekningen svenskegrensen – Stad med forslag om forvaltningstiltak. *Fisken og Havet*, nr.5/2008. Havforskningsinstituttet. 106 pp.
- Ona E & Mitson R.B. 1996. Acoustic

- sampling and signal processing near the seabed: the dead zone revisited. *ICES J. Mar. Sci.* 53:677-90.
- Phil, L., & Ulmestrand, M. 1988. Kusttorskundersökningar på svenska västkusten. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 61 s.
- Phil, L., & Ulmstrand, M. 1993. Migration pattern of juvenile cod (*Gadus morhua*) on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*, 50: 63-70.
- Robichaud, D., & Rose, G. A. 2004. Migratory behaviour and range in Atlantic cod: Inference from a century of tagging. *Fish and Fisheries*, 5: 185-214.
- Rose & Porter, 1996. Target-strength studies on Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Newfoundland waters, *ICES Journal of Marine Science* 53: 259–265.
- Rosenberg, R., & Nilsson, H.C. 2005. Deterioration of soft-bottom benthos along the Swedish Skagerrak coast, *Journal of Sea Research* 54: 231-242.
- Ruzzante D, Mariani S, Bekkevold D, Andre C, Mosegaard H, Clausen L, Dahlgren T, Hutchinson W, Hatfield E, Torstensen E, Brigham J, Simmonds J, Laikre L, Larsson L, Stet R, Ryman N & Carvalho G. 2006. Biocomplexity in a highly migratory pelagic marine fish, Atlantic herring. *Proc. R. Soc. B* 273: 1459–1464.
- Thörnelöf, E. & Lagenfelt, I. 1982. Fiskeribiologisk inventering av grunda havsområden i Kungälv kommun. Mars, 1982.
- Simmonds J, MacLennan D (2005) *Fisheries acoustics: theory and practice*, 2nd ed. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Stöttrup, J. G., Nielsen, J.R., Krog, C. & Rasmussen, K., 1994. Results of the extensive production of North Sea cod, *Gadus morhua* L., and their growth and distribution subsequent to release in the Limfjord, Denmark. *Aquaculture and Fisheries Management* 25 (Suppl. 1): 143-159.
- Svedäng, H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Sciences*, 60: 23-31.
- Svedäng, H., & Bardon, G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 32-37.
- Svedäng, H. & A. Svenson. 2006. Cod *Gadus morhua* L. populations as behavioural units: inference from time series on juvenile abundance in the eastern Skagerrak. *Journal of Fish Biology*, 69: 151-164.
- Svedäng, H., Svedäng, M., Frohnlund, K., & Øresland, V. 2001. Analys av torskbeståndens utveckling i Skagerrak och Kattegatt. Fiskeriverkets Havsfiskelaboratoriums Torskprojekt, delrapporter 1-3. FINFO 2001:1. 51 s.
- Svedäng, H., Øresland, V., Cardinale, M., Hallbäck, H., & Jakobsson, P. 2002. De kustnära fiskbeståndens utveckling och nuvarande status vid svenska västkusten. Synopsis av "Torskprojektet steg I-III". *Finfo* 2002:6. 35 s.
- Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A. & Vitale, F. 2004. Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. *Finfo* 2004:6. 42 s.

- Svedäng, H., D. Righton, & P. Jonsson. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. *Marine Ecology Progress Series*, 345: 1-12.
- Svedäng, H., Stål, J., Sterner, T. & Cardinale, M. 2010a. Consequences of Subpopulation Structure on Fisheries Management: Cod (*Gadus morhua*) in the Kattegat and Öresund (North Sea). *Reviews in Fisheries Science*, 18: 139–150.
- Svedäng, H., André, C., Jonsson, P., Elfman, M. & Limburg, K. 2010b. Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic cod population. *Environmental Biology of Fishes*, doi: 10.1007/s10641-010-9669-y
- Svåsand, T., Kristiansen, T.S., Pedersen, T., Salvanes, A.G.V., Engelsen, R., Nævdal, G. & Nødtvedt, M., 2000. The enhancement of cod stocks. *Fish and Fisheries* 1: 173-205.
- Uglem, I., Björn, P.A., Dale, T., Kerwath, S., Ökland, F., Nilsen, R., Aas, K., Fleming, I. & McKinley, R.S., 2008. Movements and spatiotemporal distribution of escaped farmed and local wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquaculture Research* 39 (2): 158-170.
- Ulmestrand, M. 1992. The geographical distribution, size composition and maturity stages of plaice *Pleuronectes platessa* (L.) during spawning season in the Skagerrak and Kattegat. *Meddelande från Havsfiskelaboratoriet*, 325. 16 s.
- Ulmestrand, M., & Larsson, P.-O. 1991. Experiments with a square mesh window in the top panel of a *Nephrops* trawl. *ICES CM* 1991/B:50.
- Ulmestrand M., D. Valentinsson, G.I. Sangster, D.J. Bova, R. J. Kynoch, M. Breen, G. N. Graham, A. V. Soldal, O. Cruickshank, T. Moth-Poulsen & N. Lowry, 1998. *Nephrops* survival after escape from commercial fishing gear or discarded from deck. In: Report of the Study Group on Life Histories of *Nephrops*. *ICES CM* 1998/G:9, 104-110.
- Valentinsson, D. & Ulmestrand, M. 2006. Mandatory use of species-selective grids in the Swedish Norway lobster trawl fishery on national waters: Evaluation of new gear regulations. *ICES Symposium on Fishing Technology in the 21st Century*. Poster presentation/Abstract.
- Valentinsson, D. & Ulmestrand, M. 2008. Species-selective Norway lobster trawling: Swedish grid experiments. *Fisheries Research*, 90: 109-117.
- Wileman, D.A., G. I. Sangster, M. Breen, M. Ulmestrand, A. V. Soldal & R.R. Harris, 1999. Roundfish and *Nephrops* survival after escape from commercial fishing gear. *EC Contract No: FAIR-CT95-0753. Final Report* 1999. 125 p + appendix.
- Ziegler, F. & Valentinsson, D. 2008. Environmental life cycle assessment of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) caught along the Swedish west coast by creels and conventional trawls. *LCA methodology with case study. International Journal of Life Cycle Assessment*, 13: 487-497.







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.

**Fiskeriverkets huvudkontor**

Ekelundsgatan 1,  
Box 423, 401 26 Göteborg

[fiskeriverket@fiskeriverket.se](mailto:fiskeriverket@fiskeriverket.se)

[www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)

Telefon växel: 031-743 03 00

**Fiskeriverkets  
havsfiskelaboratorium**

Turistgatan 5  
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5  
371 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets  
kustlaboratorium**

Skolgatan 6  
742 42 Öregrund

Skällåkra 71  
432 65 Väröbacka

Simpevarp 100  
572 95 Figeholm

**Fiskeriverkets  
sötvattnslaboratorium**

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  
försöksstation**

Brobacken  
814 94 Älvkarleby

**Fiskeriverkets  
forskningsfartyg**

U/F Argos  
Box 4054  
426 04 Västra Frölunda

U/F Mimer  
Box 423  
401 26 Göteborg

**Landningskontrollstationer**

Kungshamn  
Simrishamn  
Karlskrona  
Göteborg



**FISKERIVERKET**



EUROPEISKA UNIONEN  
Europeiska fiskerifonden