



Aqua reports 2016:20

Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden

Ulf Bergström, Mattias Sköld, Håkan Wennhage, Andreas Wikström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden

Ulf Bergström¹, Mattias Sköld², Håkan Wennhage², Andreas Wikström²

¹ Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

² Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Havs- och fiskelaboratoriet, Turistgatan 5, 453 30 Lysekil

December 2016

Aqua reports 2016:20

ISBN: 978-91-576-9453-9 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:
ulf.bergstrom@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Alfred Sandström, institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet
Erik Degerman, institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet

Vid citering uppge:

Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H. & Wikström, A. (2016). Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.

Fiskefria områden, fredningsområden, områdesskydd, kust, hav, fisk, ekosystembaserad förvaltning.

Rapporten kan laddas ned från:
<http://epsilon.slu.se/>

Chefredaktör:
Magnus Appelberg, prefekt, institutionen för akvatiska resurser, Öregrund

Uppdragsgivare & finansiär:
Havs- och vattenmyndigheten

Framsida: Ung gös i Östersjön. Foto: Ulf Bergström.
Baksida: Ålgräs och sjöstjärna i Kattegatt. Foto: Ulf Bergström.

Sammanfattning

Denna rapport beskriver de ekologiska effekterna av fiskefria områden i svenska kust- och havsområden. År 2005 fick dåvarande Fiskeriverket, numera Havs- och vattenmyndigheten, i uppdrag att införa och utvärdera effekterna av fiskefria områden. Fem fiskefria områden bildades 2009-2011 och utvecklingen av fiskbestånd, i vissa fall även andra delar av ekosystemen, har följts till och med 2015. Rapporten fokuserar på de delar av regeringsuppdraget som syftar till att utvärdera de biologiska effekterna av fiskefria områden samt att bedöma fiskets påverkan på fiskbestånd och ekosystem.

När områdena inrättats 2011 utgjorde de svenska fiskefria områdena, inklusive de som fanns sedan tidigare, nästan 1200 km². Detta motsvarar mindre än 1 % av de svenska havsområdena, men samtidigt två tredjedelar av den totala ytan fiskefria områden i hela Europa. Detta innebär att det svenska arbetet med utvärderingar av fiskefria områden är av stort intresse även internationellt sett.

De områden och målarter som ingått i utvärderingen är:

- Sik i Bottenhavet
- Gös, gädda och abborre i Stockholms skärgård
- Torsk i Kattegatt
- Hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård
- Torsk, piggvar och rödspotta i fjordsystemet innanför Orust och Tjörn

Effekterna av dessa fiskefria områden beskrivs detaljerat i varsin delrapport. Generellt har en tydlig återhämtning hos målarterna skett. Antalet individer och storleken på fisken har ökat i de fiskefria områdena i förhållande till referensområden där fiske fortsatt varit tillåtet. Resultaten visar att fisket på de aktuella bestånden tidigare varit av sådan omfattning att det påverkat både beståndsstorlek och storleksstruktur. De positiva effekterna ses både för bestånd där yrkesfisket stått för merparten av fångsterna, exempelvis torsk i Kattegatt, och för kustarter där fritidsfisket dominerat fångsterna, som till exempel sik i Bottenhavet, gös i Stockholms skärgård och hummer i Göteborgs skärgård. Trots den korta utvärderingsperioden på ca 5 år har alltså bestånden svarat med tydliga ökningar, vilket visar att fiskefria områden är en effektiv åtgärd för att snabbt stärka försvagade bestånd. I ett av de undersökta områdena, Havstensfjorden, har däremot inga positiva effekter kunnat påvisas hittills. Sannolikt har de lokala bestånden av främst torsk och rödspotta i detta område befunnit sig på en så låg nivå före fredningen att de varit rekryteringsöverfiskade. Det kan därmed ta lång tid för dessa bestånd att återhämta sig.

Även effekter på fisksamhällena som helhet och på bottenfauna har kunnat konstateras i de fiskefria områden där dessa delar av ekosystemet undersökts. Troligen beror förändringarna på en kombination av direkta effekter på målarterna och bifångstarter genom att fisket upphört, samt på indirekta effekter genom en ökad predation från stor rovfisk och hummer på bytesarter. Genom att mängden rovfiskar ökar bidrar fiskefria områden till att återställa

ekosystemfunktioner, och kan exempelvis motverka massförekomster av snabbväxande alger, och de problem dessa förorsakar, genom så kallade trofiska kaskader. Ytterligare en effekt av fiskeförbud är att den fysiska störningen av bottendjurssamhällen från bottentrålning minskar och att arter som är känsliga för fysisk påverkan därmed gynnas.

I de flesta fall har införandet av de fiskefria områdena sannolikt lett till ett minskat fiske snarare än en förflyttning av fisket till angränsande områden. I Kattegatt var syftet med det fiskefria området och buffertzonerna att flytta det oselektiva blandfisket med bottentrål efter havskräfta och plattfisk till områden där risken att fånga vuxen lekmogen torsk var lägre. Blandfiskena efter havskräfta och plattfisk har kunnat ta upp sina kvoter och kunnat fortgå i buffertområdena efter lekperioden och utanför det fiskefria området, men nu med minskade oavsiktliga fångster av vuxen torsk.

I rapporten sammanfattas även det internationella kunskapsläget angående fiskefria områden, liksom resultaten från fyra tidigare studerade svenska fiskefria områden. Effekterna i de tidigare undersökta svenska områdena överensstämmer i stort med de som påvisats i de nu aktuella studierna, med positiva effekter på beståndstäthet och storleksstruktur samt en påföljande ökning i reproduktionspotential. Resultaten är även i linje med internationella studier när det gäller effekter på fiskbestånd. För de svenska fiskefria områdena råder däremot brist på direkta studier av ekosystemeffekter av stängningarna. Det finns emellertid kunskap från andra forskningsprojekt i svenska vatten som visar på kopplingen mellan rovfiskbestånd och ekosystemens funktion, framför allt genom trofiska kaskader.

Nettoeffekterna av fiskefria områden för fisket är ofta svåra att bedöma. I och med att fiskarna blir fler och större inom de fiskefria områdena ökar även reproduktionen, vilket kan ge positiva effekter på bestånden utanför de stängda områdena genom export av ägg och larver och migration av äldre fisk. Storleken på sådana spilleffekter är dock svår att mäta. Även om exporten av fisk från fiskefria områden inte alltid kan uppväga förlusten av fiskeområden för fisket, så kan de bidra med andra positiva effekter. Genom att en del av fiskbestånden undantas från fiske minskas risken för beståndskollaps till följd av i övrigt otillräckliga åtgärder inom fiskförvaltningen, och de fiskefria områdena fungerar därmed som en försäkring. Samtidigt kan fiskefria områden motverka den genetiska utarmning som kan ske genom ett selektivt fiske på snabbväxande och storvuxna individer, vilket på sikt annars kan leda till en minskad fiskresurs, liksom en lägre biologisk variation och resiliens mot andra förändringar i miljön. I Kattegatt har nettoeffekten av åtgärderna kunnat mätas. Effekten är positiv på beståndet som helhet, eftersom torsken visar tecken på återhämtning i hela havsområdet. Det fiskefria området har inte begränsat fångstuttaget av andra kvoterade arter än torsk. På sikt ger återhämtningen förutsättningar för ett ökat fiske av torsk, eftersom beståndet sprider sig utanför det fiskefria området efter lekperioden.

Fiskefria områden kan om de är väl utformade ge positiva beståndseffekter och därmed komplettera andra regleringar inom fiskförvaltningen. I många fall kan goda resultat uppnås med mindre drastiska åtgärder, exempelvis genom redskaps- eller fångstbegränsningar i tid och rum. Denna utvärdering visar att fiskefria områden kan vara viktiga för förvaltning i synnerhet av blandfisken och fisken på lokala kustbestånd, samt för att motverka negativa effekter på ekosystemet av fiske. Marina skyddade områden där skydd av både fisk och deras

livsmiljöer kombineras, är därför ett viktigt instrument för en ekosystembaserad förvaltning. Inom havsmiljöarbetet behövs fiskefria områden också som referensområden för att kunna sätta mål för den ekologiska statusen i kust- och havsmiljö och för att bättre förstå fiskets effekter på bestånd och ekosystem i relation till andra påverkansfaktorer.

Summary

This report describes the ecological effects of fishing closures (no-take areas) in Swedish marine and coastal waters. In 2005 the Swedish Board of Fisheries (now the Swedish Agency for Marine and Water Management) was commissioned by the government to establish a number of areas where all fishing was prohibited and to evaluate the effects of these closures. Five such no-take areas were established in 2009-2011. The effects on fish populations, and in some cases also on other components of the ecosystem, were monitored until 2015. This report gives a summary of biological effects of these no-take areas, focusing on fish populations and ecosystems.

When these five new fishing closures had been established in 2011, the total area of no-take areas in Swedish marine and coastal waters amounted to 1 200 km². This corresponds to less than 1 % of the Swedish sea area, but two thirds of the total areal extent of no-take areas in Europe. Hence, the monitoring and evaluation of the Swedish areas makes an important contribution also to the general knowledge base regarding no-take areas for European fisheries management.

The geographical areas and target species of the evaluation were:

- European whitefish in the Bothnian Sea
- Pikeperch, pike and perch in the Stockholm archipelago, central Baltic Sea
- Cod in the Kattegat
- European lobster and predatory fish in the Gothenburg archipelago, Skagerrak
- Cod, turbot and plaice in the Swedish fjords of Skagerrak

More detailed results for each of the study areas are given in supplementary reports, whereas overall results are synthesized here. Abundance and body size of target species increased in most of the no-take areas, as compared to nearby reference areas where fishing was continued. The results show that the earlier fishing pressure in the no-take areas had been large enough to influence both fish abundance and size structure. The responses in abundance and body size were seen both for populations that had been targeted primarily by commercial fisheries, such as cod in Kattegat, and for coastal species where recreational fisheries dominated the catches, for example whitefish in the Bothnian Sea, pikeperch in Stockholm archipelago and European lobster in the Gothenburg archipelago. Despite the relatively short evaluation period of 5 years, substantial positive effects on the populations were evident in four of the five no-take areas, illustrating the utility of no-take areas for strengthening vulnerable fish populations. In one area, Havstensfjorden in Skagerrak, no positive effects have so far been seen in the target species cod, plaice and turbot. This is most probably explained by previous recruitment overfishing on local populations, leading to slow recovery.

In addition to the studies on target fish populations, effects on fish communities and benthic fauna were studied in some of the areas, showing changes also in these ecosystem components. These observations were likely due to a combination of direct effects of excluding

fisheries on target and bycatch species, and indirect effects of the increase in large predatory fish and European lobster leading to increased predation on prey species. Thus, the studies suggest that no-take areas may contribute to re-establishment of ecosystem functions by increasing the abundances of large predators. Such changes in food web function may also counterbalance other processes, such as the increased production of fast-growing algae in eutrophicated areas, through trophic cascades. Another effect of no-take areas is the cessation of bottom trawling leading to improved conditions for benthic fauna sensitive to physical disturbance.

In most cases, the introduction of the no-take areas has likely decreased the total fishing effort rather than displacing it to adjacent areas. In the Kattegat no-take area, however, the purpose was explicitly to displace an unselective coastal mixed bottom-trawl fishery targeting Norway lobster and flatfish to areas where the bycatches of mature cod were smaller. The mixed fishery has continued in the buffer zones and the open areas of Kattegat, and total catches of Norway lobster and flatfish have been maintained but with substantially less bycatches of adult cod than before the introduction of the measures.

The report also reviews the general scientific knowledge base on no-take areas, including also experiences from previously studied no-take areas in Swedish waters. The effects observed in these other Swedish no-take areas are consistent with the ones reported here, showing increases in population sizes and size structures, and an increase in the reproduction potential. The results also generally agree with international studies in terms of the effects no-take areas on target species for fisheries. The Swedish examples generally lack specific empirical studies on ecosystem effects of the closures. However, knowledge on the effects of large predatory fish on ecosystem functioning, including their role in trophic cascades, is available from other research projects in Sweden.

As the population density and body size of fish and lobsters increase, the reproduction potential also increases, which may generate positive effects also outside the closed areas through spillover. The magnitude of such spillover effects, through export of eggs and larvae and migration of adult fish, are however not easily estimated. Apart from spillover effects, there are also other potential benefits from no-take areas. By keeping a part of the fish populations protected from fishing, the risk for stock collapse due to otherwise inadequate management decreases, whereby the no-take areas may act as an insurance policy. No-take areas may also counteract genetic impoverishment due to selective fishing on large, fast-growing individuals, and may hence mitigate a decrease in fish productivity due to genetic effects, and may support biological variation and resilience against environmental change. In the present evaluation, the net effects were quantified for the Kattegat no-take area, showing a positive effect on the cod population in the Kattegat management area as a whole, while catches of other commercial species had not decreased. In a longer-term perspective, the recovery will likely provide increased opportunities for a cod fishery, as a substantial part of the population is found outside of the no-take area after the spawning period.

No-take areas can, if they are adequately designed, give rise to positive population effects and may be a useful complement to other fisheries management instruments. In many cases, the desired results can potentially also be achieved by a combination of other measures, such

as gear or catch restrictions in space and time. The experiences from the current evaluation show that no-take areas can be an important tool for fisheries management especially for mixed fisheries and local coastal fish populations, as well as in cases where there is a need to counteract adverse ecosystem effects of fishing. Marine protected areas where the protection of both fish and their habitats is combined may be an important instrument for ecosystem-based management. In this context, no-take areas are also needed as reference for marine environmental management, as well as for understanding of the effects of fishing on fish populations and ecosystems in relation to other pressures.

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	11
1.1	Regeringsuppdraget och den biologiska utvärderingen	11
2	Kunskapsläget internationellt gällande effekter av fiskefria områden	13
2.1	Effekter på fiskbestånd och fiske	14
2.2	Effekter på ekosystem	15
3	Tidigare erfarenheter av svenska fiskefria områden	17
3.1	Gotska sandön	17
3.2	Licknevarpefjärden	18
3.3	Kåvra	19
3.4	Vättern	20
3.5	Lekfredningsområden och områden med redskapsbegränsningar	21
4	Områden och bestånd i utvärderingen	22
5	Effekter av de fiskefria områdena	25
5.1	Effekter på målarter	26
5.2	Effekter på ekosystem	29
5.3	Effekter av omfördelning av fisket	30
6	Fiskefria områden inom fisk- och havsmiljöförvaltningen	33
6.1	Inom fiskförvaltning	33
6.2	Inom havsmiljöförvaltning och naturvård	35
7	Behov av fortsatt kunskapsuppbyggnad kring fiskefria områden	37
8	Erkännanden	39
9	Referenser	40
10	Ett fiskefritt område för skydd av sik i Bottenhavet – Delrapport 1	45
10.1	Bakgrund	48
10.2	Metodik	51
10.3	Resultat	54
10.3.1	Återhämtning hos bestånd av sik i Södra Bottenhavet	55
10.3.2	Övriga påverkansfaktorer	60
10.3.3	Återfå ett attraktivt fiske på sik i södra Bottenhavet	62
10.3.4	Förskjutning av fiskets insats	63
10.3.5	Effekter på andra fiskarter	63

10.4	Diskussion	64
10.5	Referenser	65
11	Ett fiskefritt område för skydd av gös, gädda och abborre i Stockholms skärgård - Delrapport 2	67
11.1	Bakgrund	71
11.2	Metodik	74
11.3	Resultat	77
	11.3.1 Återhämtning hos bestånd av gös, gädda och abborre kring Gålö	78
	11.3.2 Återgång till ett rovfiskdominerat system i Lännåkersviken	81
	11.3.3 Övriga påverkansfaktorer	83
	11.3.4 Återfå ett attraktivt fritidsfiske på gös kring Gålö	85
	11.3.5 Övriga analyser	87
11.4	Diskussion	89
11.5	Referenser	92
12	Ett fiskefritt område för skydd av torsk i Kattegatt – Delrapport 3	95
12.1	Bakgrund	97
12.2	Metodik	101
	12.2.1 Använda fiskeredskap	101
	12.2.2 Modellering av fiskets påverkan på torsk	102
	12.2.3 Beståndsanalys torsk	103
	12.2.4 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta	103
12.3	Resultat	106
	12.3.1 Omfördelning av fiskeansträngning från Kattegattorskens lekområde	107
	12.3.2 Beståndsanalys torsk	111
	12.3.3 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta	116
12.4	Diskussion	126
	12.4.1 Havskräfta	130
	12.4.2 Fisksamhälle	131
	12.4.3 Övriga utvalda arter	131
12.5	Referenser	132
13	Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt – Delrapport 4	135
13.1	Bakgrund	138
13.2	Metodik	140
13.3	Resultat	143
	13.3.1 Effekter av intensitet i bottentrålning i Kattegatt	143

13.3.2	Effekter på mjukbottenfaunan av att trålning upphör i det fiskefria området	150
13.4	Diskussion	152
13.5	Tillkännagivanden	155
13.6	Referenser	156
14	Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård – Delrapport 5	159
14.1	Bakgrund	162
14.2	Metodik	164
	14.2.1 Övervakning av hummerns abundans	164
	14.2.2 Övervakning av fisksamhälle och ekosystemfunktion	166
14.3	Resultat	168
	14.3.1 Förbättrad och säkerställd hummerproduktion	169
	14.3.2 Ostört fisksamhälle	172
	14.3.3 Återetablerad ekosystemfunktion	174
14.4	Diskussion	176
14.5	Referenser	179
15	Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i västkustens fjordområden – Delrapport 6	181
15.1	Bakgrund/Introduktion	184
	15.1.1 Uddevallafjordarna i historiskt perspektiv	184
	15.1.2 Fiskeregleringar i kronologisk ordning	186
	15.1.3 Undersökningar i samband med införandet av FFO	187
	15.1.4 Fredningsområdet inrättas - samverkan med 8-fjoridarinitiativet	189
15.2	Metodik	191
	15.2.1 Övervakning av bottenfisk	191
	15.2.2 Övervakning av lokalt lekande torsk	193
15.3	Resultat	194
	15.3.1 Återuppbyggnad av lokala bottensfiskbestånd	195
15.4	Diskussion	201
15.5	Referenser	205

1 Bakgrund

1.1 Regeringsuppdraget och den biologiska utvärderingen

I ett regeringsbeslut med anledning av det fortsatta arbetet med miljökvalitetsmålen samt den nationella havsmiljöskrivelsen fick Fiskeriverket 2005-12-20 i uppdrag att i samråd med Naturvårdsverket och länsstyrelserna föreslå tre områden med permanent fiskeförbud, både kustnära och i utsjön, i vardera Östersjön och Västerhavet. Dessa områden skulle inrättas till 2010 och effekterna utvärderas till 2015. I uppdraget låg också att utvärdera de mer långtgående biologiska effekterna, bedöma fiskets påverkan och uppskatta de ekonomiska konsekvenserna. Utgångspunkten för val av de fiskefria områdena var att fokus skulle vara på fiskevårdande åtgärder och därmed att regleringarna skulle göras med hjälp av fiskerilagstiftningen, och inte genom inrättande av naturreservat med stöd i miljöbalken.

Efter omfattande samrådsprocesser med berörda myndigheter och organisationer identifierades ett antal områden och målarter för vilka fiskefria områden ansågs vara en lämplig förvaltningsåtgärd. Processen och förslagen beskrevs i en delrapport till regeringen 2008 (Sköld m fl 2008). Efter detta vidtog ett förankringsarbete med intressenter på regional, nationell och internationell nivå, vilket så småningom ledde till att fyra av de sex förslagen förverkligades, och där fiskefria områden inrättades under 2009-2010. Ett nytt område tillkom senare i södra Bottenhavet under 2011 med sik som måltart. Totalt har alltså fem fiskefria områden inrättats och de biologiska effekterna följts upp inom ramarna för regeringsuppdraget.

Beståndsutvecklingen för målarterna och i vissa fall fisksamhällena som helhet och även andra organismgrupper har efter införandet följts upp genom olika provtagningsprogram, inledningsvis av dåvarande Fiskeriverkets forskningsavdelning, numera Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU Aqua), på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Uppföljningsprogrammen inom de fiskefria områdena har fokuserat på provtagning med standardiserade metoder som används inom resurs- och miljöövervakning. För att följa utvecklingen av

olika arter och livsstadier har en kombination av flera olika uppföljningsmetoder tillämpats. I områden med särskilt decimerade bestånd har icke-destruktiva provtagningsmetoder prioriterats för att undvika ytterligare negativ påverkan på bestånden. Av praktiska och ekonomiska skäl har provfiskena i flera fall utförts i samarbete med yrkesfiskare, vilket erfarenhetsmässigt också kan bidra till att skapa en större delaktighet och acceptans för resultaten. I tillägg till detta har uppgifter över utvecklingen av bottenfauna samt av säl och skarv från miljöövervakningsprogram nyttjats för att bedöma effekter av fiskeförbuden på mjukbottenfaunan, födoävarna samt effekter av stora predatorer på målarterna för fiskeförbuden. I de fall där yrkesfisket stått för merparten av fångsterna av målarter för fiskeförbuden har effekterna av de fiskefria områdena för fiskets bedrivande även beskrivits.

2 Kunskapsläget internationellt gällande effekter av fiskefria områden

Ursprungligen användes fiskefria områden främst som en enkel och lättövervakad metod att förvalta fisk i anslutning till korallrev i tropiska havsområden, ofta i länder där övervakningen av fiskbestånd inte var så utvecklad. Efter hand har användningen spridits även till tempererade miljöer, men hittills har helt fiskefria områden inrättats i mycket begränsad omfattning i nordliga vatten. Partiella eller säsongsvisa stängda områden förekommer däremot i stor omfattning, och i dessa tillåts ofta vissa redskapstyper så att fisken på andra arter än de som kräver mer restriktiva åtgärder kan fortgå. Renodlade helt fiskefria områden förekommer tills vidare i mycket liten omfattning, och de svenska fiskefria områdena utgör omkring två tredjedelar av den totala fiskefria ytan i Europa (Fenberg m fl 2012).

Globalt kombineras ofta fiskefria områden med skydd av miljön i övrigt i så kallade marina reservat med syfte att bevara ekosystemet, och i den mån det behövs låta det återfå ursprungliga strukturer och funktioner. Eftersom naturvård och naturresursförvaltning ofta hanteras under olika lagstiftningar och av olika förvaltande myndigheter i norra Europa, separeras områdesskydd för bevarande av biodiversitet vanligen från områdesskydd för fiskeriförvaltning. Det är också en förklaring till varför det finns få exempel på marina skyddade områden där fiske samtidigt har förbjudits (Sörensen m fl 2009). För många ekosystem och livsmiljöer skulle dock ytterligare positiva effekter kunna erhållas om de skyddade områdena utformas för att uppnå målsättningar för både naturvård och fiskeriförvaltning (Nilsson m fl 2009). Marina skyddade områden där skydd av både fisk och deras livsmiljöer kombineras, framförs därför idag som ett viktigt instrument i ekosystembaserad förvaltning (Halpern m fl 2010a, Thrush och Dayton 2010, Baskett och Barnett, 2015).

2.1 Effekter på fiskbestånd och fiske

Studier visar att det framförallt är de fiskarter där de vuxna individerna är stationära som gynnas när fiskefria områden används som ett verktyg i fiskeriförvaltningen, dvs. där den geografiska skalan för de lokala bestånden och de fiskefria områdena överensstämmer (Baskett och Barnett 2015). För att fiskefria områden ska utgöra ett effektivt förvaltningsinstrument som också gynnar fisket krävs att fiskbeståndet växer till inom det skyddade området, att känsliga livsstadier eller funktioner skyddas och att det sker ett utbyte av fisk mellan det skyddade området och områden där fiske pågår. Exempelvis kan en ökad täthet och individstorlek av en art inom ett fiskefritt område hjälpa till att stötta fiskbeståndet i kringliggande områden genom att ägg och larver sprids med havsströmmarna. Samtidigt kan också en del av de vuxna fiskarna lämna området till gagn för fisket i kringliggande områden, så kallad ”spillover”, eller spilleffekter på svenska.

Vetenskapliga sammanställningar av fiskefria områden visar att de ofta resulterar i positiva effekter på bestånden inom områdena genom ökade tätheter och biomasor, liksom ökad medelstorlek på fisk och kräftdjur (Halpern 2003, Lester m fl 2009, Stewart m fl 2009, Sciberras m fl 2013). Förutom att storvuxna fiskar ofta har en viktig strukturerande effekt på ekosystemet så är de också viktiga för beståndens reproduktion, eftersom stora individer producerar betydligt fler och mer livskraftiga avkommor än mindre artfränder (Marteinsdottir och Begg 2002, Birkeland och Dayton 2005). Fiske är vanligen selektivt och avlägsnar framförallt de stora och snabbväxande individerna i ett bestånd, i motsats till den naturliga dödligheten genom predation som normalt innebär en selektion för stor kroppsstorlek och snabb tillväxt. När selektionsmönstret för beståndet förändras på grund av fiske, kan evolutionära förändringar i populationen uppstå med en lägre individtillväxt och tidigare könsnognad som följd (Conover och Munch 2002, Walsh m fl 2006). Med fiskefria områden kan denna oönskade utveckling motverkas genom att lokala bestånd tillåts ha en mer naturlig ålders- och storleksfördelning (Baskett m fl 2005).

Litteraturen visar att fiskefria områden generellt ger upphov till positiva effekter på bestånden inom de fredade områdena. Många studier visar också att man får effekter i kringliggande områden, genom export av både larver och vuxen fisk, vilket kan gynna fisket i dessa områden (Gell och Roberts 2003, Halpern m fl 2010b, Vandeperre m fl 2011, Di Lorenzo m fl 2016). Den för fisket primära frågan är i många fall om de positiva spridningseffekterna kan kompensera för bortfallet av fiskeområden (Sale m fl 2005), och helst ge en nettovinst i form av ökade totalfångster. Denna fråga har sällan kunnat undersökas på ett kvantitativt sätt. Dessa spridningseffekter är svåra att påvisa i fältdata, men nya modellstudier, som kalibrerats med data från studier av befintliga fiskefria områden och därför torde vara tillförlitliga,

visar att exporten av fisk från ett skyddat område i många fall kan vara så omfattande att den kompenserar för den förlust av fiskeområde som ett fiskefritt område innebär (Halpern m fl 2010b, Pelc m fl 2010). Sambanden är dock komplexa och till exempel effekter av täthetsberoende tillväxt hos fisken i de fiskefria områdena (Gårdmark m fl 2006) och förändrade fiskemönster hos flottan (Hilborn m fl 2004) kan ge sammanbundna effekter som är svåra att förutsäga och särskilja. Även om exporten av fisk från fiskefria områden inte alltid kan uppväga förlusten av fiskeområden för fisket, så kan de bidra med andra positiva effekter. Genom att en del av fiskbestånden avsätts minskas risken för beståndskollaps till följd av i övrigt otillräckliga åtgärder inom fiskförvaltningen, genom att fisken i de fiskefria områdena fungerar som en försäkring (Hilborn m fl 2004, Roberts m fl 2005, Baskett och Barnett 2015). En annan positiv effekt, som nämnts ovan, är att fiskefria områden kan motverka den genetiska utarmning som kan ske genom ett selektivt fiske på storvuxna individer, vilket på sikt kan leda till en minskad fiskresurs.

2.2 Effekter på ekosystem

Fiskefria områden kan påverka andra arter än målarterna för fiske. Vissa typer av fiske, framför allt bottentrålning kan ha stora effekter på arter och livsmiljöer genom direkt fysisk påverkan på botten och känsliga arter (Thrush och Dayton 2002). Även bifångster, både av fisk och andra organismer, kan påverka populationer och ekosystems struktur.

Starkare fiskbestånd, med ökade tätheter storvuxen fisk, kan samtidigt leda till att ekosystemfunktioner återupprättas (Baskett och Barnett 2015). De senaste åren har flera studier visat att en minskning av mängden rovfisk, t.ex. genom överfiske, kan ge upphov till liknande symptom som övergödning i kustområden genom så kallade trofiska kaskader i näringsvävorna. Förlust av rovfisk kan göra att deras byten, som utgörs av småfisk och krabbor, ökar i antal eftersom predationstrycket på dem minskar. Dessa så kallade mesopredatorer minskar i sin tur förekomsten av algätande betare, framför allt små kräftdjur och snäckor, i kustzonen, vilket ökar mängden trådformiga påväxtalger (Eriksson m fl 2011, Baden m fl 2012). Dessa trådalger, som även gynnas av övergödning, ger upphov till problem genom att de konkurrerar ut storvuxen, habitatbildande vegetation, samt ger upphov till syrebrist när de bryts ner. Att öka mängden rovfisk kan alltså vara en verkningsfull åtgärd för att motverka problem med blomningar av fintrådiga alger och därmed eutrofieringseffekter i grunda kustområden (Östman m fl 2016). På motsvarande sätt har man i utsjösystem i Svarta havet, utanför Nova Scotia och i Östersjön sett att en nedgång i bestånden av stor rovfisk gett upphov till trofiska kaskader, där planktonätande fisk ökat, vilket minskat mängden djurplankton och ökat växtplanktonproduktionen, vilket även i

dessa fall förstärker effekterna av övergödning (Daskalov 2002, Frank m fl 2005, Casini m fl 2008).

Positiva effekter på habitatbildande arter som storvuxna alger har dokumenterats i fiskefria områden (Babcock m fl 2010). Effekterna av trofiska kaskader i fiskefria områden är dock komplexa, och reaktionerna kan variera mycket och är beroende av hur näringsvävarna är uppbyggda (Baskett och Barnett 2015). För svenska vatten förefaller dock de trofiska kaskaderna ge upphov till likartade effekter i både Östersjön och i Västerhavet. Slutsatsen är att goda rovfiskbestånd motverkar negativa effekter av övergödning (Casini m fl 2008, Eriksson m fl 2011, Baden m fl 2012, Östman m fl 2016), och att fiskefria områden därmed kan bidra till denna positiva effekt.

3 Tidigare erfarenheter av svenska fiskefria områden

I Sverige har ett fåtal fiskefria områden funnits före inrättandet av de fem områden som ingår i den nu aktuella utvärderingen. Effekterna av dessa områden på fiskbestånd har undersökts i varierande omfattning i olika studier. Här följer en sammanfattning av resultaten från dessa undersökningar.

3.1 Gotska sandön

I samband med ett tidigare regeringsuppdrag till Naturvårdsverket och Fiskeriverket år 2002 att inrätta ett fiskefritt område i ett naturreservat (M2002/731/Mk) infördes totalt fiskeförbud kring Gotska Sandön, som ligger i en nationalpark och ett marint naturreservat norr om Gotland. Området är 360 km² stort och infördes 2006 i syfte att skydda beståndet av framför allt piggvar, men även skrubbskädda. En anledning till att valet föll på Gotska Sandön var att fisketrycket i området varit lågt redan innan fredningen infördes, vilket ansågs öka möjligheterna att se hur frånvaro av fiske påverkar fiskbestånd med ett kortvarigt uppföljningsprogram.

Sammantaget visade resultaten tydligt positiva effekter av det fiskefria området på målarterna piggvar och skrubbskädda, de två viktigaste plattfiskarterna i Östersjön. Båda arterna fiskas både kommersiellt och i fritidsfiske. För piggvar konstaterades högre tätheter vid Gotska Sandön jämfört med Gotland, där fiske på arterna var utbrett, och även högre tätheter efter fredningen jämfört med före i det fiskefria området. Detta gällde i synnerhet för storvuxna individer. För skrubbskädda var effekten av fredningsområdet inte lika tydlig, men även här var tätheten högre vid Gotska Sandön än i referensområdet vid Gotland, även av stora individer.

Tillväxthastigheten hos både piggvar och skrubbskädda var lägre i det fiskefria området än närmare Gotland där fiske efter de båda plattfiskarterna var tillåtet. Sannolikt beror den lägre tillväxten på konkurrens till följd av högre tätheter. Storleksmässigt kompenserades detta av att det fanns fler gamla individer, och därmed var

nettoeffekten att fisken var större i det fiskefria området. Fler och större fiskar innebär att det även fanns en högre reproduktionspotential hos bestånden vid Gotska Sandön. En modelleringsstudie visade att export av plattfisklarver från Gotska Sandön till Gotland med havsströmmar sannolikt är vanlig, och att det fiskefria området därmed kan vara viktigt för att långsiktigt upprätthålla ett livskraftigt piggyvarsbestånd vid Gotland (Florin m fl 2011, 2013).

3.2 Licknevarpefjärden

Licknevarpefjärden är en 3,7 km² stor innerfjärd i Östergötland. Området är ett naturreservat, och fiske är förbjudet för allmänheten genom naturreservatsföreskrifterna. Fiskeförbudet infördes redan 1979, i syfte att minska störningen på häckande havsörn, och alltså inte för att skydda fisken. Området utgör ett av mycket få kustvatten där det gjorts undantag i det fria handredskapsfisket. Ett litet husbehovsfiske har tidigare bedrivits av fiskevattenägare. Eftersom området varit i stort sett opåverkat av fiske under flera decennier finns här en unik möjlighet att studera hur i det närmaste ofiskade bestånd av kustfiskarter i Östersjön ser ut.

Det finns inget uppföljningsprogram för fisk i Licknevarpefjärden. För att få en uppfattning om hur fiskbeståndet såg ut i området har Fiskeriverket, numera SLU Aqua, utfört provfiske vid ett par tillfällen. År 2005 gjordes ett riktat fiske mot gädda under våren med både handredskap och bottengarn. Resultaten visade att gäddorna var både fler och större i Licknevarpefjärden än i de fiskade jämförelseområdena. En analys av tillväxthastigheten hos gäddorna visade att de individer som vuxit upp i det fredade området hade en långsam tillväxt. Det här tyder på att gäddan har en täthetsberoende tillväxt, sannolikt till följd av konkurrens om födan eller risken att själv ätas av större fiskar. I studien undersöktes även hur fekunditeten, dvs. potentialen att producera avkomma, påverkas av storleken på honan. Det visade sig att större honor producerade större romkorn, vilket ger mer livskraftiga gäddyngel. Det här innebär exempelvis att en gäddhona på tio kg producerar fler yngel än tio stycken honor på ett kg vardera, och därmed är stora individer extra värdefulla för artens reproduktionsförmåga (Edgren 2005, Bergström m fl 2007).

Medan gäddan utgör den största rovfisken i Östersjöns skärgårdar, så är abborren den till antal och biomassa viktigaste rovfisken. Abborrbeståndet i Licknevarpefjärden har undersökts i nätprovfiske 2005 och 2013. Resultaten visar på tätare bestånd av abborre, och framför allt att förekomsten av stor abborre är betydligt högre i det fiskefria området jämfört med fiskade kustområden. I motsats till gädda växte abborren i Licknevarpefjärden snabbare i det fiskefria området, vilket visar att effekterna på tillväxt kan vara komplexa (Bergström m fl 2007, Bergström m fl 2016).

Även för fisksamhället som helhet skiljer sig Licknevarpefjärden från likartade kustområden där fiske är tillåtet. Förutom att det finns mera rovfisk i området, så är

tätheterna av deras vanligaste bytefiskar, som olika karpfiskar och storspigg, ovanligt låga (Bergström m fl opubl, Donadi m fl opubl). Samtidigt är mängden av små kräftdjur, spiggens bytesdjur, mycket höga (Donadi m fl opubl). Det här är sannolikt effekter av en så kallad trofisk kaskad, där rovfisken minskar mängden bytesfisk, vilket i sin tur ökar mängden kräftdjur. Eftersom kräftdjuren kan reglera förekomsten av trådalger, som gynnas av övergödning, kan rovfisken alltså bidra till att lindra effekterna av övergödning (se även avsnitt 2.2).

3.3 Kåvra

Hummerfredningsområdet Kåvra utgör ett 2,6 km² stort kustområde utanför Brofjorden i Bohuslän där allt fiske utom handredskapsfiske varit förbjudet sedan 1989. Fredningen infördes i forskningssyfte, för att möjliggöra studier av hummerns vandringsmönster och tillväxthastighet samt storleks- och könssammansättning. Eftersom målsättningen inte varit att dokumentera effekten av reservatsbildandet har inget kontrollfiske utförts på motsvarande fiskade områden. I stället kan utvecklingen över tid visa hur fredningen påverkat beståndet. Beståndsutvecklingen har följts genom provfiske med nät, ryssjor och framför allt hummertinor för att fånga och märka hummer.

Fiskeförbudet gav en snabb effekt på hummerbeståndet, genom att dödligheten minskade med 75 % redan under de fyra första åren efter fredningens införande (Bergström m fl 2007). Tätheten av hummer i det fiskefria området har ökat stadigt från att fredningsområdet infördes till 2007, så långt rapporteringen sträcker sig, i motsats till beståndet i kringliggande områden där tätheten minskade (Moland m fl 2013). Även individstorleken har fortsatt att öka linjärt under perioden. Storleksökningen hos hummerhonorna har använts för att uppskatta hur äggproduktionen ändrats efter det att fisket upphörde. Ökningen i antal och storlek på humrarna vid Kåvra gav en beräknad äggproduktion som var 3,5 gånger högre än inom ett lika stort men fiskat område (Bergström m fl 2007).

Genom märknings-återfångstförsök av humrar inom fredningsområdet Kåvra konstaterades att hummerns vandringar var mycket begränsade. Av över 4000 märkta humrar återfångades endast 1,4 % på avstånd över 1 km från fredningsområdet, medan resterande återfångster alltså skedde inom eller i anslutning till fredningsområdet (Öresland och Ulmestrand, 2013). Liknande resultat har även konstaterats i undersökningar av hummer i norska fiskefria områden (Huserbråten m fl 2013). Undersökningen visade även att hummerlarver ansamlades under salthaltssprångskiktet på ca 16 m djup och därför hade de en begränsad spridning trots att larverna lever i den fria vattenmassan. Larver producerade vid Kåvra beräknades kunna sprida sig i ett omkringliggande område på ca 16 km². Resultaten av studierna visar att man kan få en tydlig ökning av larvproduktionen genom ett fiskeförbud och

att detta kan ge effekter i kringliggande områden genom en begränsad spridning av larverna.

3.4 Vättern

Fiskefria områden har inte getts tillnärmelsevis lika stor uppmärksamhet i sötvatten som i marina områden (Abell m fl 2007). Av de fem stora sjöarna i Sverige där det finns allmänna fiskevatten är det endast i Vättern som fiskefria områden införts. I en nyligen genomförd enkätundersökning riktad till de 200 största sjöarna (exklusive de fem största), där rätten till fiske ägs enskilt och ofta förvaltas av fiskevårdsområdesföreningar, undersöktes i vilken utsträckning det förekom olika typer av fredning (Sandström m fl 2016). Fredningsområden förekommer relativt ofta (i cirka 50 % av sjöarna). Majoriteten av områdena är dock endast fredade under kortare delar av året. Endast i mycket enstaka fall fanns helt fiskefria områden. I de sjöar där sådana fanns täckte de dessutom endast i genomsnitt 1,6 % av sjöytan.

Bestånden av laxartade fiskar i Vättern är ett intressant svenskt exempel på vad fiskefria områden i kombination med andra åtgärder kan åstadkomma. Här infördes tre fiskefria områden (där allt fiske är förbjudet med undantag för burfiske på signalkräfta) efter att de yrkesmässiga fångsterna av röding och sik stadigt hade minskat de senaste årtiondena. År 2005 begränsades fisket genom att det infördes ett totalt fiskeförbud i tre områden med en sammanlagd yta på 263 km², motsvarande 14 % av Vätterns totala yta och 20 % av den yta som röding förekommer på under den period då sjön är skiktad under sommarhalvåret. Områdena valdes i samråd med regionala myndigheter och fiskets intressenter och utgjorde tidigare viktiga platser för fisket efter röding och sik i Vättern, samt lekområden för röding. Samtidigt som man beslutade om totalt fiskeförbud infördes också ett antal ytterligare regler för fisket i Vättern: ökade lekfredningsområden, förlängd fredningstid, redskapsbegränsningar för nätfisket, höjt minimimått, samt en fångstbegränsning för handredskapsfisket på röding, lax och öring.

Sammanfattningsvis så tycks de flesta mer storvuxna fiskarterna i Vättern ha gynnats av de nya fiskereglerna (Sandström m fl 2014). Fångsterna per ansträngning i provfisket av öring, röding, sik och lake har i samtliga fall ökat med mer än 250 % jämfört med tidpunkten innan de nya fiskereglerna infördes. Rödningens storlek och ålder har ökat samtidigt som den totala dödligheten hos vuxen fisk minskat. Inledningsvis minskade fångsterna i yrkesfisket av samtliga arter, men efter fyra års fredning har trenden vänt och fångsterna av röding, sik, öring och lake har istället ökat. Även fångsterna i fritidsfisket förefaller öka avsevärt. Resultaten från de undersökningar som genomförts antyder också att tätheten av vissa bytesfiskar, som gers och hornsimpa, minskat kraftigt i samband med införandet av de nya fiskereglerna vilket skulle kunna vara en effekt av predation från den ökade mängden rovfiskar. För de

viktiga pelagiska bytesfiskarna siklöja och nors finns dock inte samma tydliga mönster över tid.

De lokala effekterna av de fiskefria områdena, det vill säga skillnaden i utveckling över tid hos de fiskefria jämfört med de fiskade områdena har dock varit mer begränsade. Det har funnits små skillnader i storlek och ålder (något större och äldre fisk i de fiskefria) men dessa skillnader har varit begränsade i jämförelse med det positiva utfallet över tid som funnits i samtliga undersökta områden. Minskad omfattning på uppföljningen har gjort det svårare att identifiera skillnader i populationsutveckling mellan fiskade och fiskefria områden på senare år. En svårighet vid utvärderingen har varit att det infördes så många olika förändringar i fiskereglerna vid samma tidpunkt att det är svårt att avgöra hur mycket de fiskefria områdena bidragit till den positiva responsen hos målarterna.

3.5 Lekfredningsområden och områden med redskapsbegränsningar

I tillägg till de helt fiskefria områdena finns ett stort antal lekfredningsområden och områden med olika typer av rumsligt avgränsade redskapsbegränsningar i svenska vatten. Effekterna av dessa områden har sammanfattats inom ramarna för ett tidigare regeringsuppdrag (Bergström m fl 2007). När det gäller områden med permanenta redskapsbegränsningar kan det konstateras att detta kan medföra liknande effekter som ses i helt fiskefria områden, dvs. en ökad förekomst av stora individer av målarterna för fisket och därmed en ökad reproduktionspotential, förutsatt att begränsningarna är så starka att de leder till en klart minskad fiskeridödlighet. Öresund, där trålfiske varit förbjudet sedan 1932 på grund av den täta fartygstrafiken, utgör ett exempel på vad skillnader i redskapsanvändning kan få som följd i större havsområden. Mängden och storleken av torsk i Öresund har under de senaste decennierna varit betydligt större än i det närliggande bottentrålade havsområdet Kattegatt, där torskbeståndet i stället befunnit sig på kritiskt låga nivåer (Svedäng 2010).

Lekfredningsområden, dvs. områden med fiskeförbud enbart under lekperioden för målarterna, har använts i stor omfattning inom fiskförvaltningen, men effekterna av dessa är mer osäkra. Det finns till exempel över 200 lekfredningsområden för uppvandrande lax och öring kring å- och älvmynningar. För de få områden där det gjorts uppföljningar har positiva effekter på produktion av lax- och öringungar konstaterats (Bergström m fl 2007). De flesta typer av lekfredningsområden har dock sällan utvärderats vetenskapligt. I vissa fall finns en uppenbar risk att lektidsfredningen inte minskar den totala fiskeridödligheten utan enbart medför att fisket omdisponeras till andra platser eller tider på året, och därmed inte ger önskade effekter på bestånden (Bergström m fl 2007).

4 Områden och bestånd i utvärderingen

I samband med införandet av de fiskefria områdena samlades synpunkter in från intressenter på flera nivåer. På nationell nivå inrättades en referensgrupp med representanter för kustlänsstyrelserna, Naturvårdsverket, Kustbevakningen, Vattendistriktet, Sveriges Fiskares Riksförbund, Världsnaturfonden, Naturskyddsföreningen, Sportfiskarna samt Sveriges Kust- och Insjöfiskares Organisation. På regional nivå genomfördes en serie möten med representanter för lokalorganisationerna inom yrkesfisket, Naturskyddsföreningen regionalt, vattenvårdsförbunden, husbehovsfiskare, fritidsfiskare, fisketurismaktörer, samförvaltningsinitiativ, länsfiskekonsulenter, länsstyrelsernas naturvårdshandläggare, representanter från kustkommunerna och regionala sportfiskeförbund för att informera om uppdraget och inhämta förslag och synpunkter på lämpliga objekt. Arbetsgången beskrivs mer ingående i Sköld m fl (2008).

De förslag som togs fram fokuserade på arter och bestånd i behov av åtgärder där det ansågs finnas en god potential för att inrättandet av fiskefria områden kunde bidra till att uppnå de fiskevårdande syften som regeringen angivit, dvs. att de skall bidra till att minska risken för beståndskollaps samt till att bygga upp fiskbestånd med diversifierad storleksfördelning och en naturlig genetisk sammansättning.

Ett förslag till sex fiskefria områden redovisades till regeringen i en delrapport av uppdraget 1 mars 2008, bestående av områden både längs kusten och i utsjön (Sköld m fl 2008). De föreslagna utsjöområdena och fokusarterna var sydöstra Kattegatt för skydd av torsk, södra Östersjön för skydd av uppväxande torsk och Bottenhavet för skydd av kustlekande strömming. Motsvarande för kustområdena var Havstensfjorden i Bohuslän för skydd av torsk, piggvar och rödspotta, Tanneskär-Buskärsområdet väst om Göteborg för skydd av hummer och bottenfisk samt Stockholms skärgård för skydd av gös, gädda och abborre.

Inga förslag till avgränsningar av de stängda områdena redovisades, utan förutsättningarna för att inrätta fiskefria områden diskuterades vidare vid samrådsmöten under 2008 och 2009. För kustområdena fördes diskussioner med lokala intressentgrupper, medan för utsjöområdena fördes diskussioner med berörda länder för att

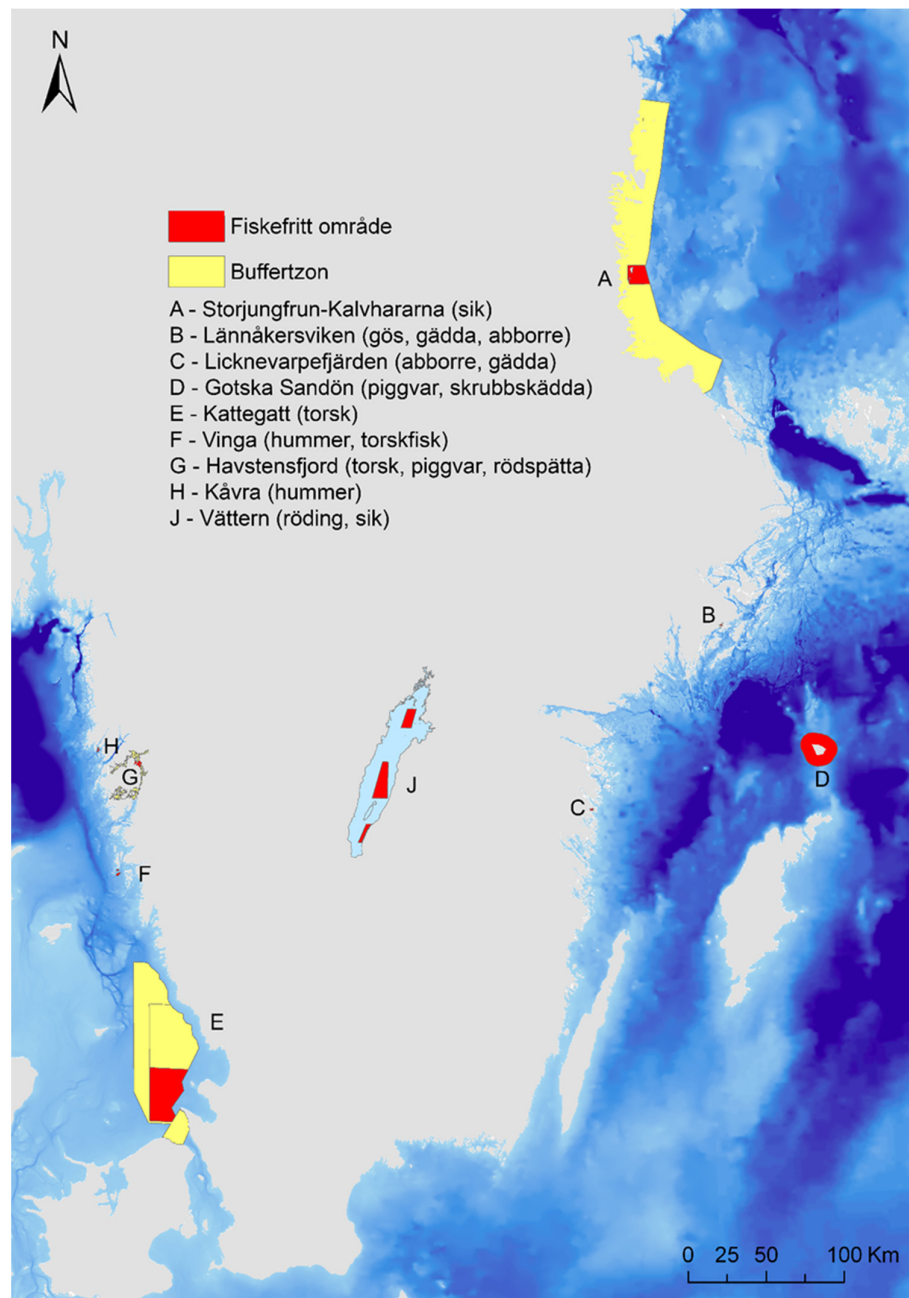
utröna möjligheterna att inrätta fiskefria områden. I diskussionerna vägdes kunskap om målarternas behov av skydd mot framför allt lokala fiskeintressen för att ta fram förslag till avgränsningar av de fiskefria områdena, inklusive buffertzoner med olika begränsningar i fisket.

Dessa diskussioner mynnade ut i att Fiskeriverket efter sedvanlig remissbehandling inrättade fiskefria områden i de tre föreslagna kustområdena. För Stockholms skärgård och Havstensfjord inrättades nya fiskefria områden samt buffertzoner under 2010, medan för Tanneskär-Buskär gjordes enbart en smärre utökning av befintligt fiskefritt område som inrättats 2003 i samband med att konstgjorda rev anlades i området. För området i Stockholms skärgård, Lännåkersviken och Blista fjärd vid Gålö i Haninge kommun, begränsades det fiskefria området i tid till fem års stängning. Det helt stängda området var enbart 1,7 km², och buffertområdet med lektidsfredning av samma storlek. Idag kvarstår enbart en lektidsfredning. Det fiskefria området i Havstensfjorden är 13 km², med en buffertzona på 139 km² i fjordsystemet innanför Orust-Tjörn där starka fiskebegränsningar råder. Tanneskär-Buskär består av två närliggande helt stängda delområden med en total yta på 4,5 km². Ingen buffertzona finns i området.

Bland förslagen till utsjöområden inrättades det fiskefria området i södra Kattegatt redan år 2009 efter bilaterala förhandlingar mellan svenska och danska regeringen. Syftet var att minska fiskeridödligheten på det lokala lekbeståndet av torsk så att detta på sikt skulle kunna öka, och på så vis även ge förutsättningar för återhämtning och förbättrad rekrytering av torsk i Kattegatt. Området består av ett 647 km² stort område som är helt fiskefritt samt nästan 2500 km² buffertzoner med begränsningar i fisket med avseende på tid och fiskeredskap. Det fiskefria området med buffertzoner omfattar lekplatser för torsk i Kattegatt. En tidig utvärdering 2012 och underlag till förhandlingar mellan Sveriges och Danmarks regeringar 2013 och 2014 har tagits fram av SLU aqua och Danmarks Tekniska Universitet (DTU).

För de övriga två förslagen till utsjöområden, gällande torsk i södra Östersjön och strömming i Bottenhavet, bedömde Fiskeriverket efter att kontakter med berörda länder tagits att förutsättningarna för att införa fiskefria områden i enlighet med förslagen saknades. Området i södra Östersjön förverkligades därmed inte. För Bottenhavet ändrades fokus till sik, där lokala intressenter och myndigheter pekat på ett stort behov av beståndstärkande åtgärder. Intressentmötena ledde till att ett fiskefritt område med en yta på 147 km² inrättades i området kring Storjungfrun-Kalvhararna i norra Gävleborgs län för att skydda sik, samtidigt som ett stort lekfredningsområde infördes, omfattande nästan 4000 km² i kustzonen för norra Uppsala län och hela Gävleborgs län.

Därmed inrättades totalt fem fiskefria områden inom ramarna för regeringsuppdraget. Resultaten från dessa redovisas i denna rapport, dels i delrapporter för varje enskilt område och dels i kommande kapitel.



Figur 1. Karta över Sveriges fiskefria områden i kust- och utsjöområden.

5 Effekter av de fiskefria områdena

I detta avsnitt sammanfattas effekterna av de fem fiskefria områden som ingått i det nu aktuella regeringsuppdraget och redovisas i denna rapport. För att få en så helhetsäckande bild som möjligt har även resultat från de svenska fiskefria områden som ingått i tidigare utvärderingar tagits med. Vi utvärderar effekterna av de fiskefria områdena på målarterna, och relaterar resultaten till arternas biologi, beståndens status och områdenas utformning. Vi beskriver även de bredare ekologiska effekterna i de fall dylika aspekter undersökts. Detta gäller dels effekter på fisksamhällena som helhet och dels på bottenfauna, eftersom inga övriga funktioner eller komponenter i ekosystemet undersökts.

För att få en överblick av de ekologiska effekterna av de fiskefria områdena har resultaten ställts samman i tabellform (tabell 1). I denna tabell sammanfattas uppgifter om fredningsområdena samt effekter på målarter och på andra delar av ekosystemen. För målarterna fokuserar vi på tre grundläggande beståndsparmetrar: antal (eller täthet) individer, vanligen mätt med indexet fångst per ansträngning (CPUE, catch per unit effort), individernas storlek (medelstorlekar eller CPUE av storvuxna individer), samt individernas kroppstillväxt (storlek vid en viss ålder). Gällande ekosystemeffekter sammanfattas resultat gällande bottenfaunans och fisksamhällenas struktur och förändringar ofta i olika sammanfattande index för till exempel biodiversitet. Bottenfaunan kan påverkas antingen till följd av minskad påverkan från fiskeredskap, eller genom förändringar i konkurrens- eller predationsmönster till följd av att fisket minskar i de fiskefria områdena.

Tabell 1. Sammanfattning av de biologiska effekterna av svenska fiskefria områden på mårlarter (individer, storlek och -tillväxt) och på andra delar av ekosystemet (fisksamhälle samt bottenfauna). + anger en positiv effekt, - en negativ effekt, 0 ingen detekterbar effekt och en tom cell att aspekten ej utvärderats för det aktuella området. För fisksamhälle och bottenfauna tolkas förändringar i en riktning som kan anses representera en återgång till ett mer ursprungligt samhälle som positiva. De områden som markerats med en asterisk (*) har utvärderats i andra sammanhang och beskrivs enbart summariskt i denna rapport.

Område	Infört år	Utvärd. år	Yta (km ²)	Effekter på mårlarter				Effekter på ekosystem	
				Art	Antal	Storlek	Tillväxt	Fisksamhälle	Bottenfauna
Storjungfrun-Kalvharna,	2011	2011-2015	147	Sik	+	+			
Gävleborg				Öring	+				
Gälö, Stockholm	2010	2010-2015	2	Gös	+	+	0	+	
				Gädda	+	+			
				Abborre	0	0			
Licknevarpefjärden,	1979	2005, 2013	4	Gädda	+	+	-	+	+
Östergötland *				Abborre	+	+	+		
Gotska Sandön, Gotland *	2006	2006-2009	360	Piggvar	+	+	-		
				Skrubbskädda	+	+	-		
Kattegatt, Halland och Skåne	2009	2009-2015	650	Torsk	+	+		+	+
				Havskräfta	0	+			
Vinga, V. Götaland	2002	2002-2006, 2008-2010, 2014-2015	5	Hummer	+	+		+	+
				Torsk	0	+			
				Glyskolja	+				
				Krabbtaska	-				
Havstensfjord, V. Götaland	2010	2010-2015	13	Torsk	0	0			
				Piggvar	0	0			
				Rödspätta	0	0			
Kåvra, V. Götaland *	1989	1994-2007	3	Hummer	+	+			
Vättern, sötvatten *	2005	2005-2015	250	Röding	+	+		+	
				Sik	+	+			
				Öring	+	+			
				Lake	+	+			

5.1 Effekter på mårlarter

Sammantaget visar erfarenheterna från de fem fiskefria områdena att en respons med återhämtning kan ses hos de flesta mårlarter som undersökts. Trots att utvärderingsperioden varade endast kring fem år har tydliga positiva effekter dokumenterats i fyra av de fem undersökta fiskefria områdena.

Det enda område där inga effekter av det fiskefria området kunnat konstateras är Havstensfjorden. Sannolikt har det lokala bestånden av torsk och plattfisk där legat på en så låg nivå före fredningen att reproduktionen är mycket låg, vilket innebär att det kan ta lång tid för beståndet att återhämta sig. Statusen för kustnära bestånd av bland annat torsk på västkusten sammanställdes också 2011 (Sköld m fl 2011) och inte heller i det större perspektivet kunde någon återhämtning ses efter att starka generella skyddsåtgärder infördes 2004 genom att trålgränsen flyttades ut och torsk-

ken fredades innanför denna under lekperioden. Kombinationen av lokala kustbestånd och stora utsjöbestånd, som är situationen för flera av de viktigaste kommersiella arterna i Västerhavet, gör det dock extra angeläget att fortsatt använda fredningsområden som förvaltningsmetod trots att ingen snabb återhämtning har konstaterats. De fiskeregler och kvoter som finns i övrigt har utformats för de större utsjöbestånden och utgör bara ett marginellt skydd för de utarmade kustbestånden.

I de övriga fyra fiskefria områdena som följts upp noterades både ökande täthet av individer och en förändrad storleksstruktur med mer storvuxen fisk. Detta är ett tydligt tecken på att fisketrycket tidigare varit så högt att det påverkat beståndsstorleken och storleksstrukturen. Detta gäller inte bara bestånd där yrkesfisket stått för merparten av fångsterna, exempelvis torsk och havskräfta, utan även för ett flertal kustfiskarter där fritidsfisket dominerat fångsterna, som till exempel för gös, gädda, abborre och hummer.

I och med att fiskarna blir fler och större ökar även reproduktionspotentialen inom de fiskefria områdena, i synnerhet som större fiskar inte bara producerar mer rom utan även ofta ger upphov till mer livskraftig avkomma. Även för de fiskefria områden som inrättats tidigare och undersökts i andra sammanhang så ses likartade effekter på antal och individstorlekar. Exempelvis kan i de mer långsiktiga studierna på hummer både vid Vinga och Kåvra samt på laxfiskar i Vättern ses att effekterna kvarstår i form av fortsatt ökande tätheter och individstorlekar även över en längre fredningsperiod. Av detta kan man sluta sig till att beståndseffekterna sannolikt kommer att fortsätta och bli än tydligare framöver i de fall de nu inrättade fiskefria områdena får bestå.

Effekterna ses hos många olika typer av arter, från torskfiskar, plattfiskar, laxfiskar, abborrartade och gäddartade fiskar, till hummer och havskräfta. Arterna har vitt skilda livscyklar. Här ingår både stationära och vandrande arter, och arter med både spridningsbenägna pelagiska ägg och larver och stationära bottenbundna tidiga livsstadier. För de arter som är stationära, åtminstone när de blir äldre och uppnår fiskbar storlek, ses att även små fiskefria områden på ett fåtal kvadratkilometer kan vara tillräckligt stora för att ge tydliga effekter. För arter som företar längre vandringar behöver storleken på de fiskefria områdena vara betydligt större för att de ska ha positiva effekter. Storleken på ett fiskefritt område som krävs för att erhålla effekter på bestånden behöver alltså anpassas till migrationsmönster hos de livsstadier man vill skydda. Det är noterbart att även de små fiskefria områdena vid Vinga visar tendenser till positiva effekter för arter som torsk och glyskolja. Sannolikt är det inte fråga om lokalt reproducerande fisk här, utan en attraktion av fisk till reven.

I det fåtal fall där även individernas kroppstillväxt undersökts har man kunnat notera effekter av de fiskefria områdena. För piggvar, skrubbskädda och gädda i Östersjön har negativa effekter på tillväxten konstaterats, sannolikt beroende på konkurrens om föda för plattfiskarna, och för gädda beroende på födokonkurrens i

kombination med ett lägre födointag till följd av interferens mellan gäddorna och ökad risk för kannibalism. Abborren i det fiskefria området i Licknevarpefjärden, som nu hunnit anpassa sig till dessa förhållanden i flera decennier, uppvisar å andra sidan en klart högre tillväxt än i närliggande fiskade områden trots att tätheten är högre i det fiskefria området. Detta visar att artspecifika effekter är svåra att förutsäga. Sammantaget kan man konstatera att även för de arter som uppvisar en lägre tillväxthastighet i de fiskefria områdena så kompenseras detta mer än väl av att fiskarna har en högre medelålder, vilket alltså innebär att medelstorleken på fisk i de fiskefria områdena ändå är högre. Därmed förefaller fiskefria områden generellt vara ett effektivt verktyg för att öka beståndstätheter och för att återfå en mer naturlig storleksstruktur inom bestånden, vilket i sin tur har positiva effekter på reproduktionen.

Tätare bestånd och en högre andel äldre, storvuxen fisk inom områdena är positivt även ur ett bevarandeperspektiv. Det fiskefria området kan då fungera som en buffert i de fall fiskförvaltningen misslyckas i kringliggande områden. Fiskefria områden kan potentiellt också motverka de negativa genetiska effekter som ett fiske riktat mot de stora individerna i ett bestånd kan ge upphov till, genom att bibehålla en naturlig storlekssammansättning och bidra med ägg och larver till genpoolen för beståndet.

Ovan har framförallt effekter som uppstår inom de fiskefria områdena diskuterats. En central fråga är naturligtvis vad som händer med bestånden som helhet, dvs. även den del av bestånden som finns utanför de fiskefria områdena. Denna aspekt är av särskilt intresse för fisket, eftersom effekter utanför områdena påverkar fångsterna. Om fiskefria områden kan öka mängden fisk i kringliggande områden genom så kallade spilleffekter, som uppstår dels genom utvandring av vuxen fisk och dels genom export av larver och yngel, så kan detta delvis eller helt kompensera för bortfallet av fiskemöjligheter som inrättandet av ett fiskefritt område ofta innebär.

I Kattegatt kan det ökande beståndet av torsk ses som ett spill från de stängda lekområdena, eftersom torsken efter lek fördelar sig över större delar av havsområdet. Det är även sannolikt att ägg och larver från det fiskefria området exporteras till andra delar av Kattegatt (Huwer m fl 2016). För övriga områden har inte spilleffekterna uppskattats på ett kvantitativt sätt. Däremot har vi uppgifter som visar att det kan finnas utvandring av vuxen fisk från de fiskefria områdena, t ex för gös vid Gålö och hummer vid Vinga. Det finns även studier som visar på export av larver från de fiskefria områdena till kringliggande havs- och kustområden för arter som har pelagiska larver. Detta gäller till exempel plattfisk vid Gotska Sandön (Florin m fl 2013) och hummer vid Kåvra (Öresland & Ulmestrand 2013). Även om de här undersökningarna inte kan användas för att uttala sig om omfattningen av spilleffekterna, så indikerar de att de fiskefria områdena kommer att ha en positiv påverkan på beståndstätheterna i kringliggande områden.

Det är viktigt att påpeka att även om fiskefria områden kan ge positiva beståndseffekter, så ska de inte ses som en ersättning för andra fiskförvaltningsåtgärder utan snarare som ett komplement. I många fall kan goda resultat uppnås med mindre drastiska åtgärder, exempelvis genom redskaps- eller fångstbegränsningar. Fiskefria områden kan dock vara viktiga för förvaltning i synnerhet av blandfisken och fisken på lokala bestånd, samt för att motverka negativa effekter på ekosystemet av fiske (Hilborn m fl 2004).

5.2 Effekter på ekosystem

Vid inrättande av fiskefria områden kan det uppstå förändringar även i andra delar av ekosystemet än på målarterna, om tidigare fiskeaktiviteter haft ekosystemeffekter. Exempelvis kan man få minskad påverkan på bottenmiljöer från fiskeredskap, där framförallt trålar kan ha stora effekter genom bland annat fysisk störning av bottenarna. Minskade bifångster av fisk och andra organismer kan ha påverkan på artnivå, men även på hela ekosystemet. Bestånden kan även påverkas indirekt genom att förhållandet mellan fisk och bytesdjur, till exempel bottenfauna eller småvuxna fiskarter, påverkas av att fiske upphör och fisken ökar i antal. Fler och större rovfiskar kan påverka födoväven i flera steg och därmed hela ekosystemet genom så kallade trofiska kaskader (se avsnitt 2.2). Effekten av dessa trofiska kaskader är att man får friskare livsmiljöer med mer habitatbildande arter, vilket i sin tur är positivt för fiskens reproduktion (Sundblad m fl 2014, Seitz m fl 2014, Östman m fl 2016).

Information om effekter på fisksamhällena som helhet finns från fem fiskefria områden. I alla dessa har effekter på samhällsnivå kunnat påvisas. Troligen beror förändringarna på en kombination av direkta effekter på målarter samt bifångstarter och indirekta effekter genom en ökad predation från rovfisk och hummer i områdena. Man kan förvänta sig att effekter på samhällsnivå i fiskefria områden etableras över längre tidsperioder (Micheli m fl 2004), och studier av samhällseffekter blir därför ett prioriterat område för fortsatta studier av de fiskefria områdena.

Effekter på bottenfaunan har undersökts i några områden, i de flesta fall genom att ta in data från andra provtagningsprogram utanför det aktuella regeringsuppdraget. I Kattegatt har effekter på ryggradslösa djur som lever på och i mjuka bottenar, dvs. bottenar som trålas, undersökts med bottenhugg i områden trålade med olika intensitet. Resultaten visar hur mjukbottenfaunasamhället struktureras av bottentrålningens intensitet. De flesta arter som visar en respons minskar i antal och biomassa vid trålning, medan ett mindre antal arter gynnas. Tätheten av individer och indikatorer för biologisk mångfald påverkas också negativt av trålning, liksom miljöindexet BQI som används för bedömning inom ramdirektivet för vatten. Av de arter

som minskar med ökande trålningsintensitet kan nämnas den rörbyggande märkräftan *Haploops tenuis* som är rödlistad i kategorin sårbar (VU) och den storvuxna islandsmusslan *Arctica islandica* som förekommer på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat. OSPAR listar också habitatet ”Sjöpennor och grävande megafauna” som hotat och minskande. Fjädersjöpennan *Pennatula phosphorea* visar också en negativ korrelation med ökad trålningsintensitet. Detta mönster styrks av resultat från de inventeringar som länsstyrelsen i Skåne län genomfört i sydöstra Kattegatt med observationer av höga tätheter av arten inom det fiskefria området jämfört med kringliggande områden. En analys av förändringar i bottenfaunan över tid i det fiskefria området visade dock inga statistiskt belagda förändringar i bottenfaunan i förhållande till trålade områden. En möjlig förklaring till att inga förändringar kunde detekteras kan vara att en eventuell återhämtning tar längre tid än de fem år som undersökts.

Utöver exemplet från Kattegatt gällande effekterna av trålning, visar resultaten från andra områden att de starkare bestånden av stor rovfisk i de fiskefria områdena kan ha en tydlig påverkan på bottenfaunan genom predation. Exempelvis ser man vid Vinga att ett flertal mindre kräftdjur, och även krabbtaska, minskar kraftigt när bestånden av hummer ökar. Även de högre tätheterna av torsk och glyskolja kan ha bidragit till denna minskning. Ett liknande mönster noterades i det fiskefria området i Licknevarpefjärden med predationseffekter från de starka bestånden av gädda och abborre som sträcker sig flera nivåer nedåt i näringskedjan. Denna trofiska kaskad minskar mängden spigg och ökar därmed förekomsten av märkräftor (Donadi m fl opubl). Eftersom märkräftorna i sin tur kan reglera förekomsten av trådalger, innebär detta att rovfisken indirekt kan motverka problem med makroalgsblomningar som orsakas av övergödning (Östman m fl 2016).

5.3 Effekter av omfördelning av fisket

Inrättandet av ett fiskefritt område innebär ofta att fisket flyttas till andra fiskeplatser. Detta för i så fall med sig att fiskeansträngningen ökar i omgivande havsmiljöer, vilket kan leda till större påverkan på havsbottnarna i dessa områden och kan göra att fiskeridödligheten på målarterna inte minskar och skyddet därmed uteblir..

I de fem fiskefria områden som utvärderats i denna rapport har fiskeansträngningen varit mycket varierande innan fredningen kom till stånd. Vid det fiskefria området kring Störjungfrun och Kalvhararna pågick ett fiske efter sik framför allt med nät, före det fiskefria området infördes. Detsamma gäller det stora lekfredningsområdet som infördes samtidigt. Data saknas för att bedöma geografiska förändringar av fisket. Fiskeansträngningen har dock minskat totalt sett i yrkesfisket, vilket indikerar att man snarare haft en minskad ansträngning än en rumslig omför-

delning. För det lilla fiskefria området vid Gålö finns inga indikationer på omfördelningar av fisket till närområdet. I Havstensfjord var fisket mycket litet före det fiskefria området infördes, och förbudet medförde därför knappast någon betydande förflyttning av fisket. För Vinga saknas data om fiske i de stängda områdena före förbudet, men deras begränsade storlek föranleder oss att tro att en förflyttning av fisket endast haft en marginell påverkan på fisketrycket i omgivande miljöer.

I Kattegatt var fisket inom det fiskefria området omfattande innan området inrättades år 2009. Det fiskefria området ledde som förväntat till att fisket förflyttades till andra områden. Framförallt ökade fiskeansträngningen i Buffertzonen Väst och i områden utanför de reglerade zonerna. Det fiskefria området har enligt modellberäkningar trots detta haft en tydligt positiv effekt på stor köns mogen torsk, över 40 cm, sett på Kattegattbeståndet som helhet. För liten torsk, under 24 cm, har det fiskefria området i stället medfört en ökad påverkan från fiske, bland annat eftersom de små torskindividerna förekommer i högre tätheter i havsområdet utanför de reglerade zonerna. Om man även tar hänsyn till införandet av selektiva redskap och en generellt minskad fiskeansträngning i Kattegatt så har även liten torsk gynnats sedan införandet av åtgärderna.

Situationen för torskbeståndet och förvaltningen i Kattegatt var vid införandet av det fiskefria området och buffertzonererna komplicerade. De tillåtna landningarna (TAC) på torsk i Kattegatt var redan mycket låga men fiskeridödligheten fortsatt hög och ICES rekommenderade ett fiskestopp på torsk. Oron och problemet för yrkesfisket och förvaltningen bestod huvudsakligen i att ett torskfiskestopp skulle innebära stora svårigheter att fiska andra arter, främst havskräfta och plattfisk, med de icke-selektiva bottentrålar som dominerade fisket i Kattegatt. Målsättningen med inrättandet av det fiskefria området och omgivande fiskereglerade zoner var därför att omfördela fisket till områden i Kattegatt där risken för att fånga lekmogen torsk var liten, samtidigt som möjligheter gavs att fortsätta fiska efter andra arter.

Rumsliga analyser av fisket i Kattegatt visade att svenskt fiske var litet inom det fiskefria området åren innan området stängdes. Det svenska fisket var istället koncentrerat till ett område norr om det fiskefria området. Efter inrättandet av det fiskefria området var det svenska fiskemönstret förhållandevis oförändrat och svenska fiskare övergick snabbt till att använda rist i trålarna inom Buffertzonen Nord, respektive Väst under första kvartalet. I motsats till Sverige hade Danmark en större aktivitet inom det fiskefria området innan stängningen. Området var betydelsefullt för fiske efter främst havskräfta och plattfisk. Efter stängningen år 2009 halverades antalet aktiva danska fiskefartyg i närheten av det fiskefria området. Genomsnittslandningarna för danska båtar i närområdet härrörande från Gilleleje var initialt lägre men år 2011 var landningarna tillbaka på samma nivå som år 2008 (Sköld m fl 2012). Yrkesfisket efter andra arter än torsk har kunnat fortsätta med ungefär samma nivåer på landningarna.

Sammantaget visade analyserna att det fiskefria området i Kattegatt kunde användas för att flytta ett oselektivt blandfiske till områden där risken att fånga skyddsvärda arter och livsstadier var lägre. Blandfiskena med bottentrål efter havskräfta och plattfisk som tidigare fångat lekmogen torsk har kunnat fortgå i buffertområdena efter lekperioden och utanför det fiskefria området. Med undantag för det selektiva fisket med rist efter havskräfta, fångar blandfisket i Kattegatt fortsatt torsk som bifångst, men nu i mindre utsträckning den mest skyddsvärda lekmogna torsken.

6 Fiskefria områden inom fisk- och havsmiljöförvaltningen

6.1 Inom fiskförvaltning

Studierna av de svenska fiskefria områdena, både de fem som ingått i den nu aktuella utvärderingen och de som undersökts i andra sammanhang, bekräftar sammantaget att denna fiskevårdsåtgärd kan ha en central roll i fiskförvaltningen. De fiskefria områdena kan bidra till återuppbyggnad av populationstäthet och en mer naturlig storleksstruktur, förutsatt att de placeras strategiskt och att ett högt fisketryck har bidragit till en nedgång i bestånden. Fiskefria områden kan verka på en lokal skala genom att bygga upp lokala bestånd i kustområden. Fiskefria områden fungerar även i utsjöområden för bestånd med stor rumslik utbredning, genom att förflytta fisket till områden där risken för att fånga känsliga arter och livsstadier är mindre än i det havsområde som stängts för fiske. Fiskefria områden har under 2000-talet förts fram som en lösning för en misslyckad fiskeriförvaltning som lett till att många kommersiella bestånd minskat alarmerande. Situationen ser annorlunda ut idag när fiskeriförvaltningen har förbättrats och många bestånd ökar igen, även utan fiskefria områden (se Cardinale 2011, 2013, Hilborn 2016). Fiskefria områden ska alltså inte ses som den enda lösningen för att förbättra fiskeriförvaltningen, utan som ett viktigt kompletterande verktyg, som tillsammans med fångst- och redskapsregleringar kan användas för att bygga upp fiskbestånd och skydda ekosystemen.

Fiskefria områden, liksom andra kraftfulla åtgärder som minskar fiskeridödligheten kan alltså ge en effekt på bestånd av fisk och kräftdjur genom att individerna blir både fler och större inom områdena, och därmed får en ökad reproduktionspotential. Responsen kan vara snabb och ge effekter redan efter 4-5 års uppehåll i fisket. För kraftigt decimerade eller kollapsade bestånd kan det dock krävas längre tid innan en respons är mätbar inom ett fiskefritt område. Samma sak gäller bestånd där andra faktorer än fisket har stark påverkan, exempelvis predation från säl eller skarv, eller i fall där lekområden eller andra viktiga habitat förstörts.

Det är viktigt att påpeka att längre tidsperioder, sannolikt årtionden, krävs om man ska få en grundläggande återuppbyggnad av bestånden (både vad avser antal och storleksstruktur) och för att ekosystemfunktioner skall återupprättas. Detta visas både av de långvariga svenska fiskefria områdena och av internationella studier (Babcock m fl 2010, White m fl 2013). För att öka förståelsen för dessa långsiktiga effekter är det således viktigt att fortsatt övervaka arter och livsmiljöer i och i anslutning till de fiskefria områdena.

De sammantagna effekterna på fisket är svåra att bedöma. Vissa positiva effekter på bestånden utanför områdena uppstår både genom export av larver och genom att vuxen fisk migrerar ut. I vilken mån de positiva beståndseffekterna kan kompensera för den faktiska förlusten av fiskemöjligheter som de fiskefria områdena medför är däremot svårt att uppskatta. Fiskefria områden innebär även en omfördelning av befintligt fiske, så att nya områden istället kan komma att påverkas av fiske. För att få positiva effekter är det därför centralt att de fiskefria områdena placeras så att de skyddar arterna under känsliga delar av livscykeln, och att hänsyn samtidigt tas till hur omförflyttning av fisket kan ge effekter på både målarter, andra fiskerier och andra komponenter i ekosystemet. I det avseendet är det viktigt att fiskefria områden används som ett av flera samordnade verktyg för fiskeri- och naturvårdsförvaltningen. Fiskefria områden kan utöver detta särskilt bidra till ett långsiktigt hållbart fiske, genom att fungera som en försäkring mot misstag i övrig fiskeriförvaltning och genom att motverka negativa effekter som kan fås av ett selektivt fiske på storvuxna individer.

Införande av fiskefria områden är ofta en kontroversiell åtgärd och kan sällan genomföras utan att konflikter med fiskeintressen uppstår. Därför är det ytterst betydelsefullt att de endast används när det är befogat, att de utformas på ett optimalt sätt utifrån förvaltningens målsättningar och att effekterna av dem följs upp. Inrättande av fiskefria områden kan påverka olika fiskare mycket olika. För vissa innebär det längre gångtider till fiskeplatser, exempelvis för en del av yrkesfiskarna i Kattegatt (denna rapport), och i vissa fall kan möjligheterna till fiske skilja sig radikalt, som i fallet med en del fiskerättsägare vid Gålö som förlorade möjligheterna till fiske på sina egna vatten medan andra fiskerättsägare inte påverkas alls. Attityderna gentemot de fiskefria områdena kan variera stort mellan olika intressentkategorier (Sjölander 2015). Exempelvis är sportfiskare ofta positivt inställda till fiskefria områden, eftersom de ser en vinst i ett längre tidsperspektiv med att få starkare bestånd och möjligheter att fänga fler och större fiskar. Tidsperspektivet är viktigt i sammanhanget. Även en kortsiktig förlust kan vara svår att hantera ekonomiskt, särskilt för yrkesfiskare, även om åtgärden på några års sikt sannolikt kan leda till positiva effekter även för denna kategori fiskare.

6.2 Inom havsmiljöförvaltning och naturvård

Fiskefria områden kan även ge positiva effekter på ekosystemens struktur och funktion, och bidrar därmed till att mål inom havsmiljöförvaltningen uppnås. Förbud mot bottentrålning kan möjliggöra återkolonisering av känsliga bottenlevande organismer och en återgång till mer ursprunglig sammansättning av bottenjursamhällen. Samtidigt innebär också starkare rovfiskbestånd, till följd av fiskefria områden, att ekosystemfunktioner återupprättas, och att exempelvis negativa effekter av övergödning motverkas. Dessa ekosystemeffekter visar att fiskefria områden inte bara kan vara ett fiskevårdande verktyg, utan även ett viktigt instrument för förvaltningen av havsmiljön och naturvården.

Så kallade marina reservat, dvs. områden med ett starkt skydd i lag där ingen exploatering får förekomma, utgör en central del i en ekosystembaserad förvaltning av haven i många länder. Fisket är i många fall den enskilt största mänskliga påverkansfaktorn i marina skyddade områden i Sverige. Samtidigt ser vi att lokala fiskeförbud kan ha goda effekter på bestånden. Det kan därför vara önskvärt att i en högre grad än i dag använda detta förvaltningsverktyg för att uppnå de bevarandemål som satts upp för naturskyddade områden.

De nya rönen om effekterna av fiskefria områden både på fiskbestånd och ekosystem pekar tydligt mot att utökad samordning mellan fisk-, havsmiljö- och naturvårdsfrågor är en naturlig utveckling mot en ekosystembaserad förvaltning av svenska kust- och havsområden. Genom att inrätta områden där man så långt som möjligt tar bort mänsklig påverkan kan man på sikt återfå en lokal naturlig artsammansättning och funktion. Det är av stor vikt för bevarandearbetet att man inrättar ett representativt nätverk av sådana helt skyddade områden i svenska kust- och havsområden, och att dessa områden omfattar de livsmiljöer som förekommer i de olika regionerna.

I sin handlingsplan för marint områdesskydd har Havs- och vattenmyndigheten fört fram detta behov (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Att inrätta ett sådant nätverk av helt skyddade områden i havet är viktigt och då inte bara för det uppenbara behovet att bevara den biologiska mångfalden. Eftersom det i dagsläget i stort sett inte finns några opåverkade områden i havet, är det av stor betydelse för miljöövervakning och forskning att det finns områden där mänsklig påverkan i så stor utsträckning som möjligt är borttagen. Dessa områden behövs som referensområden för forskning, särskilt för att öka förståelsen för hur opåverkade system fungerar och för att kunna sätta referensvärden inom miljöövervakning.

En svårighet med att långsiktigt upprätthålla fiskefria områden som inrättas med hjälp av svensk fiskerilagstiftning är att det kontinuerligt erfordras fiskevårdsskäl för att hålla dem stängda. När bestånden återhämtar sig i ett fiskefritt område efter

några år av fredning är det därför svårt att hävda att det föreligger fiskevårdsskäl för en så drastisk åtgärd som ett totalt fiskeförbud. Ett exempel på detta är det fiskefria området vid Gålö där den snabba återhämtningen hos målarterna var anledningen till att Havs- och vattenmyndigheten valde att häva det fullständiga fiskeförbudet efter fem års fredning. Nu återstår enbart en lektidsfredning i området. Ska fiskefria områden användas kombinerat med marint områdesskydd, som naturreservat eller Natura 2000-områden, kan man således behöva överväga möjligheten att inrätta fiskefria områden med stöd av miljöbalken i stället för fiskerilagstiftningen. Denna möjlighet finns i dagens lagstiftning (Havs- och vattenmyndigheten 2013), men hittills har huvudsakligen fiskelagen tillämpats för instiftande av fiskefria områden. Om fiskefria områden inrättas som en del i arbetet med marint områdesskydd kan detta även möjliggöra en ekonomisk ersättning till fiskerättsägare som förlorar sin fiskerätt till följd av fiskeförbudet, alternativt inlösen av fiskerätten.

7 Behov av fortsatt kunskapsuppbyggnad kring fiskefria områden

För att utveckla fiskefria områden som ett verktyg inom fiskförvaltningen behövs fortsatt kunskapsuppbyggnad inom följande områden:

- Långsiktiga effekter av fiskefria områden på fiskbestånd, fisksamhällen och ekosystemkomponenter: en återhämtning kan förväntas pågå under årtionden, eftersom målarterna ofta har lång generationstid.
- Omfattningen av spilleffekter: för att skatta i vilken mån effekter av fiskefria områden kan ge ökade fångster i kringliggande områden. Kräver mer detaljerad kunskap om målarternas vandringsmönster och samtliga fiskeriernas rumsliga utbredning.
- Socioekonomiska effekter av fiskefria områden: effekter på olika intressentgrupper på kort och lång sikt.
- Juridiska aspekter: fiskefria områden i relation till marint områdesskydd, fiskefria områden i relation till enskild fiskerätt
- Effektiviteten hos fiskefria områden i relation till andra fiskförvaltningsinstrument.
- Fiskets påverkan på ekosystemen i relation till naturliga dödlighetsfaktorer. Dessa kan särskiljas genom studier av fiskefria områden där påverkan från fisket tagits bort. Framför allt predation från marina däggdjur och fågel kan ge effekter som påminner om fiskets och behöver därför undersökas parallellt med effekter från fisket.
- Bättre data på fritidsfiskets uttag av fisk. Fritidsfisket står sannolikt för merparten av uttaget för många arter, framför allt i kustområden. Det behövs uppgifter om fritidsfisket med bättre geografisk upplösning än i dagsläget för att man ska kunna placera fiskefria områden där de gör störst nytta.
- Utformning av fiskefria områden och annat områdesskydd i relation till arternas/beståndens livshistoria och populationsstruktur. Hur stora områden

behövs och var de ska placeras? Optimering av designen av större nätverk av marina skyddsområden.

- Tidsbegränsade fiskefria områden som förvaltningsverktyg: effekter på bestånden när man öppnar områden för fiske igen.
- Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk: kunskap om utbredningen av viktiga livsmiljöer är en förutsättning för att fiskefria områden ska placeras på rätt platser och för att nätverk av områden ska bli effektiva. Även identifiering av de livsstadier som begränsar beståndens storlek.
- Utveckling av icke-dödande provtagningsmetoder för att följa upp beståndsutveckling utan att påverka denna. Detta blir särskilt viktigt i områden med kraftigt decimerade bestånd. Icke-dödande metoder är önskvärt att vidareutveckla också av djuretiska skäl.

Eftersom fiskefria områden kan komma att bli en mer integrerad del av havsmiljöförvaltningen framöver, behöver vi en bättre förståelse av följande aspekter:

- Långsiktiga effekter av fiskefria områden på andra arter än målarterna, på livsmiljöerna och på ekosystemens funktion. Opåverkade referensområden behövs för att vi ska kunna definiera god ekologisk status (havsmiljödirektivet) och gynnsam bevarandestatus (art- och habitatdirektivet), samt för att sätta upp mål för havsmiljöarbetet.
- Kunskap om hur sammanhängande och representativa nätverk av skyddade havsområden, inklusive fiskefria områden, kan byggas upp för att effektivt bidra till skydd och restaurering av havs- och kustmiljöer.
- Betydelsen av starka rovfiskbestånd för ekosystemens funktion: undersöka hur fiskefria områden kan bidra till att återställa födovävsfunktioner, och därmed till bevarandemål för naturvården. Exempelvis rovfiskens betydelse för ekosystemens förmåga att hantera övergödning.
- Fiskets påverkan i relation till andra påverkansfaktorer exempelvis övergödning, strandexploatering, fartygstrafik osv.

8 Erkännanden

Vi vill tacka alla som bidragit till den omfattande datainsamling som legat till grund för analyserna i denna rapport. Ett varmt tack även till Alfred Sandström, Erik Degerman, Ulrika Gunnartz, Mårten Åström och Lena Bergström för värdefulla kommentarer på rapporten. Utvärderingen har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten.

9 Referenser

- Abell R, Allan JD & Lehner B 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134: 48–63
- Babcock RC, Shears, N.T. Alcala, A.C. Barret, N.S. Edgar, G.J. Lafferty, K.D. McClanahan, T.R. och Russ, G.R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:18256–18261
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson C J & Åberg P 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series* 451: 61-73.
- Baskett ML, Levin SA, Gaines SD, Dushoff J 2005. Marine reserve design and the evolution of size at maturation in harvested fish. *Ecological Applications* 15: 882–901
- Baskett ML, Barnett LA 2015. The ecological and evolutionary consequences of marine reserves. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46: 49-73.
- Bergström U, Ask L, Degerman E, Svedäng H, Svenson A, och Ulmestrand M 2007. Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. *Finfo* 2007:2, Fiskeriverket.
- Bergström L, Bergström U, Olsson J, Carstensen J 2016. Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers – variability at temporal and different spatial scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, i tryck
- Birkeland C, Dayton PK 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 356-358.
- Conover DO, Munch SB 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science* 297: 94–96
- Casini M, Lövgren J, Hjelm J, Cardinale M, Molinero J C, & Kornilovs G 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 275(1644): 1793-1801
- Cardinale M 2011. Fishery reform: many stocks secure. *Nature* 476: 282. doi:10.1038/476282a
- Cardinale M, Dörner H, Abella A, Andersen J L, Casey J, Döring R, ... & Stransky C. 2013. Rebuilding EU fish stocks and fisheries, a process under way? *Marine Policy* 39: 43-52.
- Daskalov G M 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53-63
- Di Lorenzo M, Claudet J, & Guidetti P 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *Journal for Nature Conservation* 32: 62-66
- Edgren J 2005. Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike (*Esox lucius*). Examensarbete, Stockholms universitet.
- Eriksson BK, Sieben K, Eklöf J, Ljunggren L, Olsson J, Casini M, Bergström U 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasizes the need for cross-ecosystem management. *Ambio* 40:786-797

- Florin A-B, Bergström U, Ustups D, Lundström K, Nissling A, Jonsson P 2011. Uppföljning av fredningsområdet vid Gotska Sandön 2006-2010. FINFO 2011:8, Fiskeriverket
- Florin A-B, Bergström U, Ustups D, Lundström K, Jonsson P 2013. Effects of a large northern European no-take area on flatfish populations. *Journal of Fish Biology* 83: 939-962
- Frank K T, Petrie B, Choi J S, & Leggett W C 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623
- Gell FR, Roberts CM 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 148-155
- Gårdmark A, Jonzén N, Mangel M 2006. Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology* 43: 61-69
- Halpern BS 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13: S117-S137
- Halpern BS, Lester SE, McLeod KL 2010a. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 18312-18317
- Halpern BS, Lester SE, Kellner JB 2010b. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation* 36:268-276
- Havs- och vattenmyndigheten 2013. Vägledning - Reglering av fiske i marina skyddade områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:13.
- Havs- och vattenmyndigheten 2016. Handlingsplan för marint områdesskydd. Myllrande mångfald och unika naturvärden i ett ekologiskt nätverk under ytan. Slutredovisning av regeringsuppdrag M2015/771/Nm. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016
- Hilborn R, Stokes K, Maguire J-J, Smith T, Botsford LW, Mangel M, Orensanz J, Parma A, Rice J, Bell J, Cochrane KL, Garcia S, Hall SJ, Kirkwood GP, Sainsbury K, Stefansson G, Walters C 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management* 47: 197-205
- Hilborn R 2016. Marine biodiversity needs more than protection. *Nature* 535: 224-226
doi:10.1038/535224a
- Huserbråten MBO, Moland E, Knutsen H, Olsen EM, André C, Stenseth NC 2013. Conservation, spillover and gene flow within a network of Northern European marine protected areas. *PLOS one* 8: e73388.
- Huwer B, Hinrichsen HH, Hüsey K, Eero M 2016. Connectivity of larval cod in the transition area between North Sea and Baltic Sea and potential implications for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fsw043.
- Lester SE, et al. (2009) Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384:33-46
- Marteinsdottir, G. och Begg G. A. 2002. Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235: 235-256.
- Moland E, Ulmestrand M, Olsen EM, Stenseth NC 2013. Long-term decrease in sex-specific natural mortality of European lobster within a marine protected area. *Marine Ecology Progress Series* 491: 153-164
- Nilsson P, Mangi S, Austen M, Bergström U, Sørensen T, Vestergaard O 2009. Marine protected areas as a tool for conservation and fisheries management - A joint report from the EMPAFISH and PROTECT projects. Rapport till DG Mare
- Pelc RA, Warner RR, Gaines SD, Paris CB 2010. Detecting larval export from marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 18266-18271
- Roberts CM, Hawkins JP, Gelly FR 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. B*: 123-132

- Sandström A, Asp A, Axenrot T, Petersson E, Ragnarsson-Stabo H & Snickars M 2014. Teknisk rapport för projektet: "Utveckling av fredningsområden som förvaltningsinstrument i sötvatten". Pilotprojekt (Dnr: SLU: SLU.aqua.2013.5.1-447) inom ramen för Europeiska fiskerifonden. 71 s.
- Sale PF, Cowen RK, Danilowicz BS, Jones GP, Kritzer JP, Lindeman KC, Planes S, Polunin NVC, Ruse GR, Sadovy YJ and Steneck RS 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in ecology & evolution* 20: 74-80
- Sciberras M, Jenkins S R, Kaiser M J, Hawkins S J & Pullin A S 2013. Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence* 2(4): 1-31.
- Seitz R, Wennhage H, Bergström U, Lipcius R 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71: 648-665
- Sjöländer F. 2015. Social acceptability of marine protected areas- A case study of the Gålö no-fishing zone in Sweden. Examensarbete, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Sköld M, Bergström U, Andreasson J, Westerberg H, Bergström L, Högborg B, Rydgren M, Svedäng H och Piriz L 2008. Möjligheter till och konsekvenser av fiskefria områden. Delrapport till regeringen 2008-03-01. *Finfo* 2008:1, Fiskeriverket.
- Sköld M, Svedäng H, Valentinsson D, Jonsson P, Börjesson P, Lövgren J, Nilsson H, Svenson A, Hjelm J 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009: effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. *Finfo* 2011:6, Fiskeriverket.
- Sköld M, Vinther M, m fl. 2012. Evaluation of closed areas in Kattegat to promote the rebuilding of the cod stock. Report to Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, June 2012.
- Stewart,GB, Kaiser MJ, Côté IM, Halpern BS, Lester SE, Bayliss HR, Pullin AS 2009. Temperate marine reserves: global ecological effects and guidelines for future networks. *Conservation Letters* 2: 243-253.
- Sundblad G, Bergström U 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43: 1020-1028
- Sundblad G, Bergström U, Sandström A, Eklöv P 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* 71: 672-680.
- Svedäng H 2010. Long-term impact of different fishing methods on the ecosystem in the Kattegat and Öresund. Brussels: European Parliament, Policy Department B, Structural and Cohesion Policies.
- Sörensen T, Tullrot A, Nilsson P, Bergström U, Vestergaard O, Karås P 2009. PROTECT: Marine protected areas as a tool for Ecosystem Conservation and Fisheries Management. Synthesis report from EU FP6 project PROTECT, SSP8-CT-2004-513670.
- Thrush, SF, Dayton PK 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 449-473.
- Thrush, SF, Dayton PK 2010. What can ecology contribute to ecosystem-based management? *Annual Review of Marine Science* 2: 419-441
- Vandepierre F, m fl 2011. Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta-analytical approach. *Fish and Fisheries* 12, 412-426.
- Walsh MR, Munch SB, Chiba S, Conover DO 2006. Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. *Ecology Letters* 9: 142-148
- White JW, Botsford LW, Hastings A, Baskett ML, Kaplan DM, & Barnett LA 2013. Transient responses of fished populations to marine reserve establishment. *Conservation Letters* 6: 180-191.
- Øresland V, Ulmestrand M 2013. European lobster subpopulations from limited adult movements and larval retention. *ICES Journal of Marine Science* 70: 532-539

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson K, Moksnes P, Olsson J, Bergström U. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53: 1138–1147

10 Ett fiskefritt område för skydd av sik i Bottenhavet – Delrapport 1

Författare:

Ann-Britt Florin, Ronny Fredriksson, Karl Lundström, Ulf Bergström



Omslagsfoto: Ulf Bergström

Referera till denna rapport:

Florin A-B, Fredriksson R, Lundström K & Bergström U 2016. Ett fiskefritt område för skydd av sik i Bottenhavet. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

10	Ett fiskefritt område för skydd av sik i Bottenhavet – Delrapport 1.	45
10.1	Bakgrund	48
10.2	Metodik	51
10.3	Resultat	54
	10.3.1 Återhämtning hos bestånd av sik i Södra Bottenhavet	55
	Beståndstäthet	55
	Storleks- och åldersfördelning	57
	Mortalitet	58
	Rekrytering	59
	10.3.2 Övriga påverkansfaktorer	60
	Skador från skarv och säl vid provfiske	60
	Predation från skarv och säl	61
	10.3.3 Återfå ett attraktivt fiske på sik i södra Bottenhavet	62
	10.3.4 Förskjutning av fiskets insats	63
	10.3.5 Effekter på andra fiskarter	63
10.4	Diskussion	64
10.5	Referenser	65

Sammanfattning

År 2011 infördes ett 147 km² stort fiskefritt område vid Storsjöfrun/Kalvhärarna i Söderhamns yttre skärgård och samtidigt infördes en lektidsfredning vid kusten för sik i hela Gävleborgs län och norra delarna av Uppsala län. Åtgärderna infördes med motivet att stärka sikbeståndet i Bottenhavet som enligt alla tillgängliga data minskat kraftigt sedan 1990-talet.

För utvärderingen av de biologiska effekterna av det fiskefria området definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier för bestånden av sik i området. För att följa upp utvecklingen av sik genomfördes dels ett årligt provfiske med nät under sikens lekperiod, d.v.s. oktober – november, dels fiske med yngelnot under senvår i möjliga uppväxtområden.

Det införda fiskefria området har med stor sannolikhet haft avsedd positiv effekt på siken. Uppföljningen visar att beståndet av vuxen sik har ökat signifikant i det fiskefria området och att utvecklingen i detta område skiljer sig från det fiskade referensområdet i Galtfjärden. Därmed har målet om en återhämtning hos havslekande sikbeståndet i Storsjöfrun-Kalvhärarna uppnåtts när det gäller antalet fiskar. Effekterna av enbart lekfredning är svårare att fastställa eftersom Gävlebukten inte visar samma tydliga positiva utveckling i provfisket under den relativt korta fredningsperioden. Yrkesfiskets fångster av sik (per ansträngning) visar samtidigt på en positiv utveckling i Bottenhavet efter fredningens införande. Det senare är sannolikt huvudsak en effekt av lekfredningen, men även en spilleffekt från det helt stängda området kan bidra i någon mån. Det går dock inte att utesluta att andra storskaliga miljöfaktorer som t.ex. isvintrar och varma vårar kan bidragit till den gynnsamma utvecklingen i Bottenhavet i stort. Den positiva utvecklingen som ses i Norrbyn i norra Bottenhavet kan sannolikt vara en effekt av det nätfiskeförbud som infördes 2006. Förbudet gäller innanför 3 m kurvan 1 april-10 juni och 1 oktober-31 december, och torde ha en effekt som motsvarar en lektidsfredning. Oavsett orsakssambanden så har även målen om återhämtning hos havslekande sikbeståndet i södra Bottenhavet och att återfå ett attraktivt fiske på sik i Bottenhavet nåtts när det gäller antalet fiskar.

Inga signifikanta effekter på ålder eller storlek kunde fastställas till följd av de låga fångsterna och korta tidsserierna. Däremot indikerar de ökande fångsterna av vuxen sik att man får effekter på storleksstrukturen. Ingen effekt på rekryteringen kunde ses, troligen till följd av att yngelrekryteringen tycks styras av annat än lekbiomassa.

Det fiskefria området syftade främst till att stärka den stationära havslekande siken men troligen har även vandrings-siken gynnats av lektidsfredningen. För en förbättrad förvaltning är det önskvärt att dessa former skiljs åt.

Sälens och skarvens inverkan på siken är enligt våra skattningar troligen av samma storleksordning som effekten av fisket. De indikerar att framför allt säl i Galtfjärden och skarv i Gävlebukten kan stå för ett betydande uttag av sik. Beräkningarna innehåller dock stora osäkerheter, framför allt när det gäller skattningen av mängden säl och skarv i de aktuella områdena.

Den valda metodiken med nätprovfisker har fungerat väl för att följa förändringar i bestånden, men redskapet är inte tillräckligt effektivt att fånga sik när tätheten är så låg som i dagsläget för att uppnå hög statistisk styrka i storleks- och åldersanalyser.

Eftersom det fiskefria området infördes 2011 gör de korta tidsserierna att möjligheterna att påvisa effekter av fredningen är ringa. Därför skulle fisket behöva ske under ett par år till för att verkligen kunna säga huruvida lekfredningen i sig haft någon effekt och huruvida ålders- eller storleksstrukturen har förändrats. Ur forsknings- och utredningssynpunkt vore det därför värdefullt om det fiskefria området kvarstod i ytterligare ett par år för att tydligare utvärdera effekterna och särskilja effekten av lekfredning från totalfredning.

10.1 Bakgrund

Sik är en av de viktigaste arterna för såväl yrkesfisket som husbehovsfisket i södra Bottenhavet. Siken beskrevs som den ekonomiskt sett tredje viktigaste arten efter strömming och lax längs hela Norrlandskusten under mitten på 1900-talet (Andersson 1964). Baserat på fångstvärdet 1999-2003 har områden med riksintresse för yrkesfisket pekats ut i svenska vatten (Thörnqvist 2006). I Bottenhavet finns nio sådana områden, som utgör bara 8 % av arealen men står för hela 64 % av det totala värdet av landad fisk i Bottenhavet, och i alla utom ett utgör sik en viktig art. Fyra områden utgör riksintressen för yrkesfisket i södra Bottenhavet där sik är en central art och dessa områden täcker i stort sett hela kusten från Hornslandet till Grisslehamn.

I Bottniska viken (Bottenhavet och Bottenviken) fiskas sik främst med bottensatta fällor och nät. I yrkesfisket tas den mesta siken under sommaren (43 % av siken som landades i yrkesfisket 1999-2010 togs under juni-juli) men fisket sker även under hösten (33% av siken som landades i yrkesfisket 1999-2010 togs under augusti-november). Fritidsfisket är uppskattningsvis tre gånger så stort som yrkesfisket. Det är till största delen ett husbehovsfiske, där fångsterna till 95 % görs med mängdfångande redskap och där fisket huvudsakligen sker som ett riktat lekfiske under senhösten (Havs- och vattenmyndigheten 2015, Karlsson m fl 2014, Thorensson 2011).

Yrkesfiskets landningar av sik har mer än halverats i Östersjön sedan mitten av 1990-talet (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Tydligast är denna minskning i Bottniska viken där merparten av sikfisket bedrivs. Sett ur ett längre tidsperspektiv är landningarna av sik de senaste åren de lägsta som noterats sedan statistik började föras 1914. Även i en intervjuundersökning med ett stort antal kustfiskare genomförd år 2003 (Gunnartz m fl 2011) fanns en tydlig uppfattning hos de intervjuade att siken minskat under de fem senaste åren i Bottniska viken.

I Östersjön förekommer två huvudsakliga former av sik: en älvlekande som vandrar upp i älvar för att leka och en havslekande som leker vid grunda havsstränder.

Båda formerna vandrar ut på djupare vatten under sommaren och den älvlekande siken uppvisar långa födosöksvandringar (< 300 km) medan den havslekande tycks mer stationär (< 20 km) (Saulamo & Neuman 2002). De två typerna är svåra att skilja åt och fångas troligen blandat av fisket. En otolitkemisk undersökning på tolv sikar fiskade under lektid i Söderhamns skärgård visade att fyra av dessa var avkomma till älvlekande sik (Heimbrand m fl 2011).

I det biologiska underlaget inför införandet av ett fiskefritt område (FFO) i Bottenhavet konstaterades: "Tillgängliga data från både yrkesfiske och provfiske visar att sikbestånden i Bottniska viken har minskat från mitten av 1990-talet och framåt. Även beståndsstruktur och individtillväxt har förändrats på vissa platser så att både medellålder och tillväxt har sjunkit över tiden. Orsaken till tillbakagången är inte fastslagen – förutom fisket så kan storskaliga miljöförändringar inte uteslutas liksom effekter av säl och skarv. Även om fisket inte ensamt har orsakat tillbakagången i Bottenhavet finns skäl att tro att fisket varit en bidragande orsak till den negativa utvecklingen." I samma remiss förordas en fredning av sik av biologiska skäl: "En fredning under lektid, d.v.s. oktober-november skulle troligen underlätta för den havslekande sikens reproduktion, genom att minska det omfattande fisket med nät under lekperioden. I områden med speciellt försvagade bestånd är en fredning året om önskvärd. Eftersom den havslekande siken är tämligen stationär kan ett fiskefritt område vara en bra metod för att förstärka beståndet. Tidigare erfarenheter från sådana områden har visat att de ger både mer och större fisk i det skyddade området och att det även kan ha en positiv effekt på fiskbeståndet i omkringliggande områden. Ett lämpligt fiskefritt område för att gynna den havslekande siken bör ha fungerande lek, vara tillräckligt stort och omfatta lämpliga miljöer för alla livsstadier av sik. Baserat på dessa kriterier föreslås ett fredningsområde runt Storsjungafrun, delar av Kalvharna samt hela Storgundet. Provfisken utförda av Fiskeriverket hösten 2010 vid Storsjungafrun och Kalvharna samt analys av tidigare undersökningar vid Storgundet leder till slutsatsen att beståndet av sik i området är svagt idag, men eftersom det finns uppgifter på att området har varit viktigt tidigare och fisketrycket varit hårt bedöms en total fredning kunna ha en god effekt på beståndet."

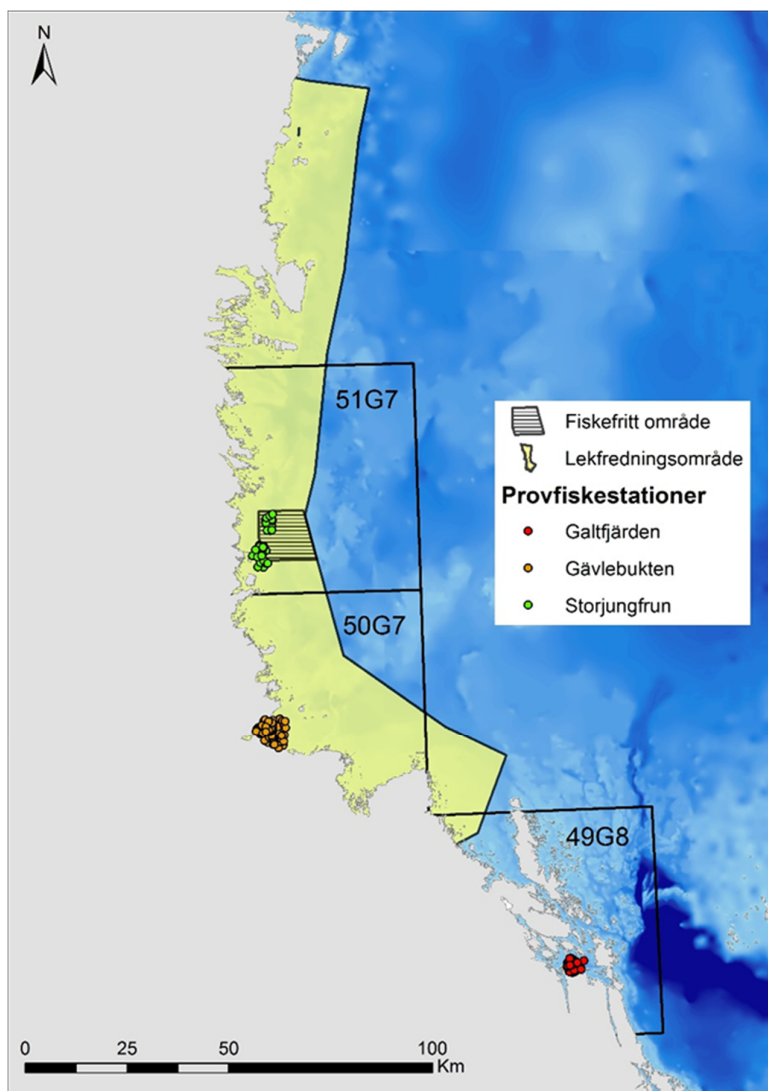
Inför arbetet med att inrätta ett fiskefritt område i södra Bottenhavet hölls en rad samrådsmöten med olika intressenter för att få underlag till förslaget och en bild av vilka konsekvenser regleringen kan få. Ett första samrådsmöte hölls i Gävle i september 2010 och ett andra samrådsmöte hölls i februari 2011 i Söderhamn. Deltagarna vid mötena var överens om att nedgången i sikbestånden var oroande samt att det fanns ett behov av att införa restriktioner i fisket för att skydda den havslekande siken. De flesta var positiva till en lektidsfredning, dock framfördes en oro över hur fisket efter andra arter skulle kunna påverkas av en sådan reglering. Många menade också att säl och skarv var en större orsak till sikens tillbakagång än fisket och att

en inskränkning av fisket inte skulle få en önskad positiv effekt på sikbestånden om inte också bestånden av säl och skarv regleras.

Uti från de provfisken som utfördes 2010 och de samrådsmöten som man haft med olika intressenter föreslog Fiskeriverket att inrätta ett fiskefritt område vid Störjunga-Kalvharna med följande motivering: ”Mot bakgrund av den havslekande sikens situation föreslås att det sjätte fiskefria området inrättas i södra Bottenhavet med syfte att stärka beståndet av havslekande sik. Förslaget utgörs av två delar, dels ett skydd för den havslekande siken under dess lektid, dels ett helt fiskefritt kärnområde där områden för den havslekande sikens olika livsstadier skyddas. Genom att freda siken och begränsa fisket med mängdfångande redskap, framförallt fisket med nät, under den havslekande sikens lekperiod i oktober-november underlättas fiskens reproduktion. Fiskeriverket föreslår därför att siken fredas fr.o.m. den 15 oktober t.o.m. den 30 november samt att ett förbud för fiske med mängdfångande redskap införs under samma tidsperiod längs med kuststräckan Gävleborgs län och kommunerna Tierp och Älvkarleby i Upplands län ut till 4 nautiska mil från baslinjen (se karta, Fig. 1). Det innebär att fiske med handredskap efter andra arter än sik tillåts, dock ska oavsiktlig fångst av sik omedelbart återutsättas. Vidare föreslås att länsstyrelsen, om det kan tillåtas från fiskevårdssynpunkt, kan medge dispens för det fiske som sker i yrkesmässig omfattning med mängdfångande redskap efter andra arter än sik.”

Det fiskefria området och lektidsfredningen trädde i kraft 15 oktober 2011, med tillägg att fiske med handredskap från land tillåts under perioden 1 juni till 31 augusti i det annars totalfredade området. Lekfredningen på hösten (15 oktober till 30 november) är inskriven tills vidare medan det helt fiskefria området Störjunga-Kalvharna upphör den 14:e oktober 2016. Det helt fiskefria området har en storlek av 147 km² medan det lektidsfredade området täcker 3982 km².

Den här studien syftar till att utvärdera de biologiska effekterna av det införda fiskefria området och lektidsfredningen i södra Bottenhavet.



Figur 1. Det fiskefria området vid Storjungfrun-Kalvharna, lekfredningsområdet i södra Bottenhavet samt referensområdet i Galtfjärden. Nätfiskestationer som ingått i provfiskena är markerade i kartan liksom de ICES rektanglar som används till uträkning av yrkesfiskets uttag per ytenhet.

10.2 Metodik

För utvärderingen av de biologiska effekterna av det fiskefria området definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier (Goals, Objectives, Indicators, Success criteria) för bestånden av sik i området (tabell 2). För att följa upp utvecklingen av sik genomfördes dels ett årligt provfiske med nät under sikens lekperiod d.v.s. oktober – november, dels fiske med yngelnot under sen vår i möjliga uppväxtområden.

Nätprovfisket följde den undersökningsmetodik som används för övervakning av kustfisk med Nordiska nät inom den marina miljöövervakningen (Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Version 1:1, 2015-07-08). Fisket skedde dels inom det fiskefria området Storjungfrun-Kalvharna och dels i ett område i Gävlebukten – Limön-Orarna där enbart lekfredning rådde (Fig. 1). Som ett referensområde till både det fiskefria området och lekfredningsområdet valdes Galtfjärden i Uppland där ett fiske med samma metodik och under samma period på året som i denna studie pågått sedan 2007 (Fig. 1).

Inom varje område slumpades 40 stationer ut: 5 stationer i djupintervallet 10-20 meter och resterande 35 stationer i de grundare områdena (inom intervallen 0-3, 3-6 och 6-10 meter). Varje station fiskades en natt med ett Nordiskt kustöversiktsnät bestående av 9 stycken 5 m långa sektioner med maskstorlekarna: 30, 15, 38, 10, 48, 12, 24, 60 och 19 mm stolpe. Djup, temperatur och salthalt noterades vid varje provfiskestation. Hela fångsten artbestämdes och längdmättes.

Yngelnotningen gjordes i två områden: det fiskefria området vid Storjungfrun-Kalvharna och det lekfredade området Limön-Orarna. Notningen gjordes enligt fastställd metodik vid Kustlaboratoriet (SLU ID: SLU.aqua.2016.5.4-4). Fisket utfördes med en not med två stycken 6 m långa armar med 5 mm maskstorlek och en fångststrut med 2 mm. Noten lades ut på max 2 m djup och drogs sedan vinkelrätt in till stranden. Fisket skedde vid två tillfällen med några veckors mellanrum under våren. Samtlig fångst artbestämdes och längdmättes.

Vid analyserna har endast ostörda (t.ex. störningar från säl förekom ibland) fisken använts och antalet ostörda stationer per år redovisas i tabellen nedan. Syftet med nätprovfisket var att följa beståndstatus för sik över tid, men även övriga arter i fiskesamhället, samt att samla in alla individer av sik för åldersanalyser. För att analysera utvecklingen över tiden i undersökta variabler användes linjär regression av logaritmerade värden med signifikansnivån satt till $p < 0.05$. Analyserna gjordes i IBM SPSS Statistics 22 och Microsoft Excel 2013. För att statistiskt testa eventuella skillnader i utveckling i nätprovfisket mellan det fiskefria, lekfredade och referensområdet användes en ANCOVA-analys, där modellen bestod av område som faktor, år som kovariat och en interaktion mellan område och år. En signifikant interaktion mellan område och år indikerar att utvecklingen skiljt sig åt mellan FFO och referensområde. Förutom för målarten sik testades även fångstutvecklingen av strömming i nätprovfisket med hjälp av ANCOVA. Mortalitetsanalyser utfördes genom en så kallad fångstkurveanalys (catch curve analysis, Quinn & Deriso 1999). Analysen utfördes i R med hjälp av analyspaketen FSA och NCStats. För öring gjordes en linjär regression för att undersöka fångstutvecklingen. Eftersom fångsterna låg nära noll i referensområdet fungerade det inte att göra en ANCOVA. Hela fångsten åldersbestämdes vid provfisket och den provtagningen kunde således anses representera hela det fångstbara beståndet.

För att uppskatta storleken av effekten på sikbeståndet anpassades en linjär funktion till logaritmerade värden av fångst per ansträngning i provfisken och den relativa utvecklingen för de fem år fredningen funnits i de olika områdena jämfördes med varandra. För att göra en bedömning av påverkan från säl och skarv på sikbestånden beräknades de två predatorernas uttag av fisk i det fiskefria området, lekfredningsområdet och referensområdet. Utifrån regionala inventeringar av skarv i mellersta och södra Bottenhavet år 2014 (Ageheim & Lindqvist 2015, Hjertstrand 2015, Alf Sevastik opublicerade data) togs interpolerade kartor över skarvens konsumtion fram. Vid interpoleringen antogs att skarven i huvudsak födosökte inom ett område med radien 20 kilometer från boplatsen med avtagande intensitet längre bort från kolonin. Vid beräkningen av konsumtion användes en konstant som antar att varje häckande individ äter 0,993kg per dygn under häckningstid (Gremillet et al. 1995). Genom att använda kernel density-funktionen i ArcGIS togs interpolerade kartor över skarvens konsumtion fram utgående från räkningar av häckande skarv i kolonierna.

För att göra en skattning av gråsälens eventuella påverkan på sikbestånden i området kombinerades sälräkningsdata med dietdata och uppgifter om gråsälens födosöksbeteende. Uppgifter på räknade sälar vid kolonierna i Bottenhavet i maj-juni 2010-2015 erhöles från Naturhistoriska riksmuseet, som ansvarar för den nationella miljöövervakningen av gråsäl. För att få en skattning av ungefärliga antalet sälar i det fiskefria området, provfiskeområdet i Gävlebukten (lekfredningsområde) och referensområdet i Galtfjärden gjordes sedan en interpolationsanalys med kernel density-funktionen i ArcGIS, på samma sätt som för skarven. Maximiavståndet i denna analys sattes till 60 km, vilket motsvarar gråsälens normala födosöksavstånd (Ok-sanen m.fl. 2015a; Sjöberg & Ball 2000). Kartorna över sältätheten kombinerades sedan med en konstant som antar att varje individ äter 4,75 kg per dygn (Hammond and Grellier, 2006, Hammond and Harris, 2006) för att få fram kartor över totalkonsumtionen från gråsäl. Vid beräkningen av konsumtion antogs att sälen inte kunde födosöka inom studieområdet under 120 dagar på grund av isutbredningen.

Tabell 1. Antal ostörda stationer som fiskats med nät respektive yngelnot i det fiskefria området i Storsjön-Kalvharna, i det lekfredade Gävlebukten samt i referensområdet i Galtfjärden.

	Nätfiske			Yngelnot	
År	FFO	Gävlebukten	Galtfjärden	FFO	Gävlebukten
2007			30		
2008			27		
2009			29		
2010	28		30		
2011	41	41	30	26	

2012	40	40	30	26	27
2013	34	38	27	26	25
2014	40	38	30	25	25
2015	38	37	30	25	25

10.3 Resultat

Tabell 2. En sammanfattning av resultaten i relation till de mål som satts upp för det fiskefria området vid Störjungfrun-Kalvhararna. Tabellen innehåller även referenser till figurer och tabeller där resultaten redovisas. CPUE= Catch Per Unit Effort, fångst per ansträngning, Z=Dödlighet, FFO = Fiskefritt område

Mål	Delmål	Indikatorer	Målkriterier	Mätmetod	Resultat	Referens
Återhämtning hos havslekande sikbeståndet i södra Bottenhavet	Ökad täthet	CPUE, abundans	CPUE ökar över tid	Provfiske nät, loggbok garn plus push-up	Både provfisken och yrkesfiskedata visar att den minskning som tidigare sågs i Bottenhavet har brutits. Denna förändring har troligen till stor del orsakats av lekfredningen och inte FFO men storskaliga miljöförändringar kan heller inte uteslutas.	Fig. 2,3,7
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid eller Z är generellt lågt	Provfiske nät	För lite data för att göra tidsmässig analys. Rumslig jämförelse visar att mortaliteten är låg i FFO men hög i lekfredade området.	Avsnitt 10.3.1
	Ökad rekrytering	Yngelproduktion	Ökande tätheter sikyngel, ökat antal platser med lek	Yngelprovfiske	Varken ökade tätheter eller fler platser över tid. Yngelrekryteringen tycks styras av annat än lekbiomassa.	Fig. 5

Tabell 2 forts:

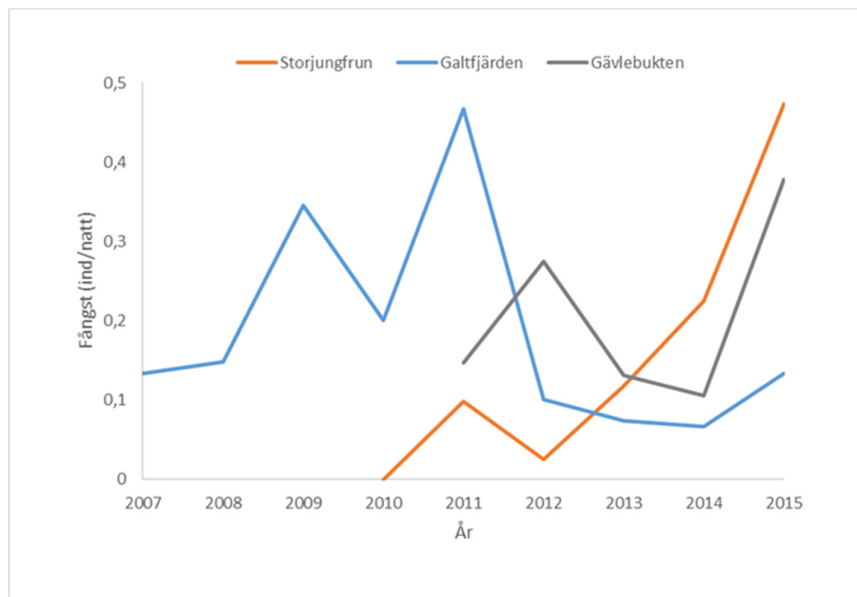
Mål	Delmål	Indikatorer	Målkriterier	Mätmetod	Resultat	Referens
Återhämtning hos havslekande sikbeståndet i Storsjön och Kalvhararna	Minskad fiskemortalitet	CPUE, abundans	CPUE ökar över tid	Provfiske nät	Ökning i fångst av stor sik i provfisket över tid.	Fig. 2
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid	Provfiske nät	För lite data för analys av förändring över tid.	Avsnitt 10.3.1
	Diversifierad storleksfördelning	Storlekssstruktur	Andel stora individer ökar över tid	Provfiske nät	Positiv tendens men för lite data för statistisk analys.	Avsnitt 10.3.1
	Diversifierad åldersfördelning	Åldersstruktur	Ökande andel gamla individer	Provfiske nät	Positiv tendens men för lite data för statistisk analys.	Fig. 4
	Ökad rekrytering	Yngelproduktion	Ökande tätheter sikyngel, ökat antal platser med lek	Yngelprovfiske	Varken ökade tätheter eller fler platser över tid. Yngelrekryteringen tycks styras av annat än lekbiomassa.	Fig. 5
Återfå ett attraktivt fiske på sik i södra Bottenhavet	Ökade fångster utanför lektid	CPUE	CPUE ökar över tid	Fiskets loggböcker	Data från yrkesfisket visar att den negativa trenden har vänts till en positiv utveckling.	Fig. 7
		Medelstorlek	Medelstorlek ökar över tid	Provfiske nät	Inga trender ses i provfisken.	Avsnitt 10.3.1

10.3.1 Återhämtning hos bestånd av sik i Södra Bottenhavet

Beståndstäthet

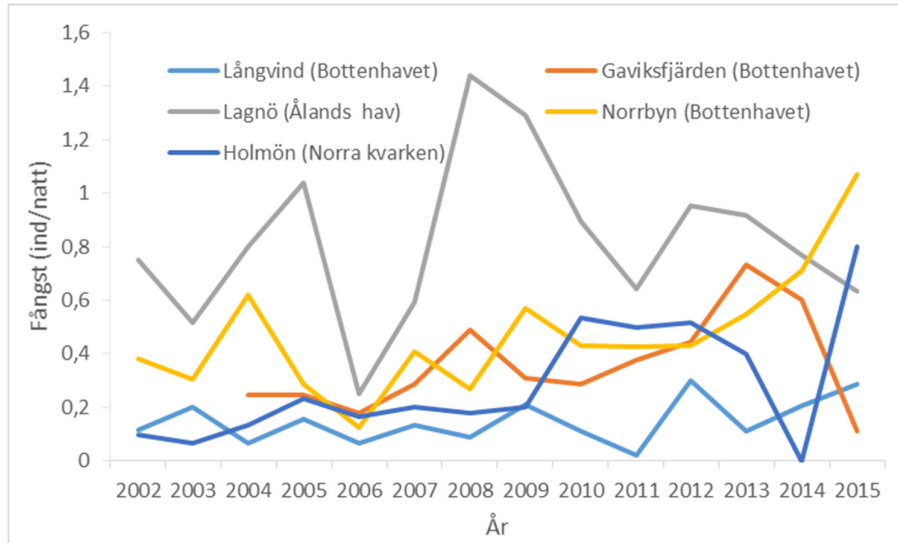
Figur 2 visar fångstutvecklingen av sik i provfisken med nät under lekperioden. I analysen har enbart individer över 30 cm tagits med eftersom detta motsvarar köns mogen fisk och även motsvarar minimistorleken på den sik som är kommersiellt gångbar. Sett över hela tidsperioden ses en signifikant ökning av sikbeståndet i FFO (linjär regression av logaritmerad CPUE, $r = 0.82$, $p < 0.05$), men ingen statistiskt säkerställd trend i de övriga områdena. Under perioden efter FFO och lektidsfredningens införande, 2011-2015, förelåg en signifikant skillnad i fångstutvecklingen mellan det fiskefria området och referensområdet i Galtfjärden med ökande fångster

i FFO (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=5,8$, $p=0.05$), medan utvecklingen i lekfredningsområdet i Gävlebukten inte statistiskt skilde sig från referensområdet (Interaktion Område*År, $F=1.66$, $p=0.24$). Det innebär att sik i det fiskefria området ökade med en faktor 27 jämfört med om det följt samma utveckling som i referensområdet och med en faktor 4,7 jämfört med om det följt utvecklingen i det lekfredade området.



Figur 2. Fångst (individer per station och natt) av sik (> 30 cm) i nätprovfiske under lekperioden i oktober och november.

Beståndsutvecklingen i andra områden i Bottenhavet där nätprovfisken utförts med Nordiska nät i augusti från och med 2002, som en del av den regionala miljöövervakningen, visade inga trender varken över hela tidsserien eller från FFO och lekfredningens införande 2011 med undantag av Norrbyn där beståndsutvecklingen varit positiv sedan 2006 ($r=0,83$, $p<0,01$) och en signifikant ökning fanns också efter införandet ($r=0,96$, $p<0,05$; Fig. 3).



Figur 3. Fångst (individer per nät och natt) av sik (> 30 cm) vid nätprovfiske. Fisket utfördes i augusti med Nordiska kustöversiktsnät.

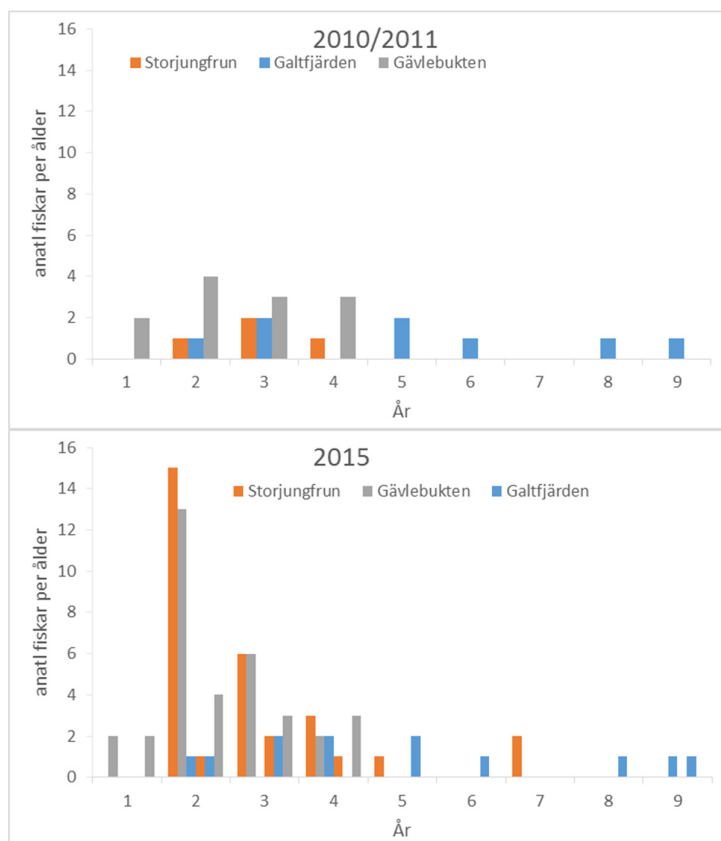
Storleks- och åldersfördelning

Ingen signifikant skillnad i sikfångstens utveckling mellan områden kunde ses i andel stora (> 35 cm) eller andel gamla (>4 år) individer. För att komma bort från att rekrytering av unga, mindre individer påverkar måttet så gjordes även en analys av medianstorlek och medianålder av sik över 30 cm längd. Inte heller här kunde några signifikanta skillnader i utveckling mellan områden påvisas.

Viktigt att påpeka är dock att antalet sikar var mycket lågt i början av perioden i både det fiskefria området och i Gävlebukten, medan antalet fiskar var mycket lågt i Galtfjärden under slutet av perioden. Detta gör det svårt att upptäcka statistiskt signifikanta skillnader även om sådana fanns.

Om man jämför områdena vid tidpunkten för FFO och lektidsfredningens införande saknar såväl det fiskefria som det lektidsfredade området äldre individer i jämförelse med referensområdet Galtfjärden. Jämförs data från 2015 så tycks åldersfördelningen vid Storjungfrun blivit mer lik den i referensområdet medan det i lektidsfredade Gävlebukten fortfarande var få äldre individer (Fig. 4).

Avseende medelstorleken hos sik i provfisken i områden i Bottenhavet (samma områden som i Fig. 3) fanns inga trender varken över hela tidsserien (2002-2015) eller från FFO och lektidsfredningens införande (2011-2015).



Figur 4. Antal sikar per ålder i provfiske före (2010/2011) och efter (2015) FFO och lektidsfredningens införande i det fiskefria området vid Storjungfrun, lektidsfredade området i Gävlebukten och referensområdet vid Galtfjärden.

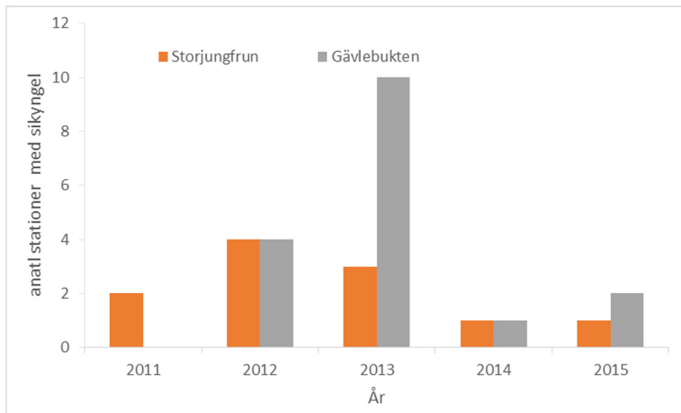
Mortalitet

Eftersom det totala antalet sikar som fångades och därmed kunde åldersbestämmas var lågt så gick det inte att göra jämförelser av förändringar i mortalitet över tiden. Istället slogs data från åren 2011-2015 ihop och den totala dödligheten jämfördes mellan områden. För det fiskefria området och Gävlebukten användes sik av åldrarna 2-5 år medan för Galtfjärden användes sik i åldrarna 3-8 år. Skillnaden i valt intervall beror på att ingen sik äldre än 5 år fångades i det fiskefria området medan ingen sik yngre än 3 år fångades i Galtfjärden. Mortaliteten i det fiskefria området skattades till 0,5; något högre än i Galtfjärden som låg på 0,3. I Gävlebukten skattades däremot mortaliteten till det dubbla, 0,9. Alla dessa värden är behäftade med stor osäkerhet eftersom antalet individer de baseras på är ytterst få men de visar ändå att mortaliteten för sik i Gävlebukten var relativt hög. En mortalitet på 0,3 motsvarar att en fjärdedel av fiskbeståndet dör varje år medan ett värde på 0,9 motsvarar att

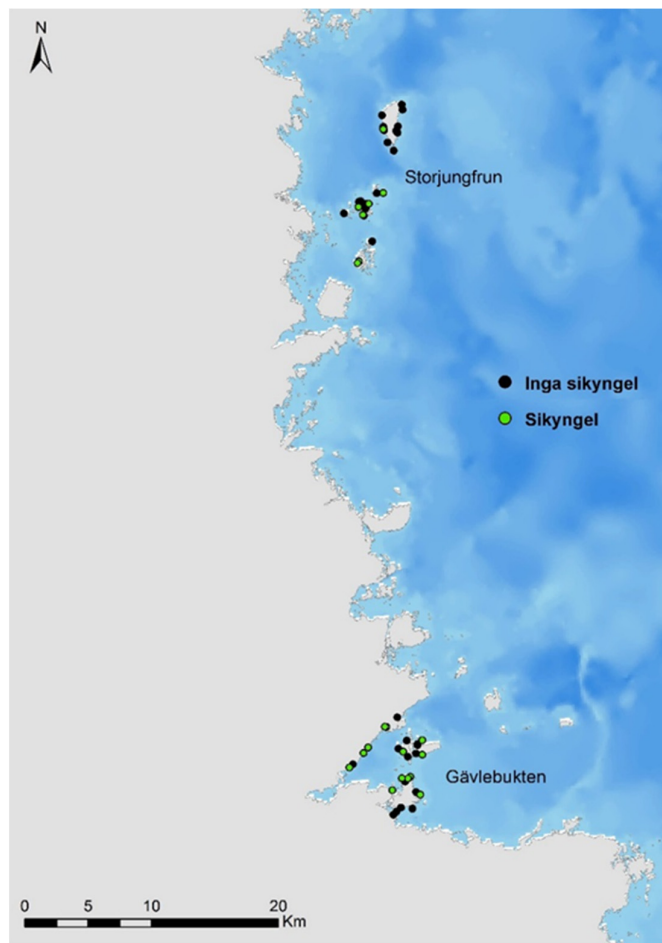
nästan två tredjedelar av beståndet dör varje år. Eftersom vi inte kan göra en jämförelse före och efter FFO och lektidsfredningens införande vet vi inte om dessa regleringar haft en mätbar effekt på mortaliteten.

Rekrytering

Provtagning av yngel med yngelnotning under april-maj visade att den havslekande formen av sik uppehåller sig i området och att fungerande lek- och uppväxtområden finns i såväl det fiskefria området som i det lekfredade området. Någon ökning över tid i antal platser med lek kan dock inte ses i någotdera området vilket tyder på att varken det fiskefria området eller lektidsfredningen påverkat föryngringen.



Figur 5. Förekomst av sikyngel vid notning i det fiskefria området vid Storjungfrun och i referensområdet i Gävlebukten, obs Gävlebukten fiskades med start 2012. Totalt antal fiskade stationer framgår av tabell 1.



Figur 6. Förekomst av sikyngel i provfiske med not. Gröna punkter indikerar platser där yngel påträffats minst en gång i provfisken 2011-2015.

10.3.2 Övriga påverkansfaktorer

Skador från skarv och säl vid provfiske

Totalt sett var antalet stationer med konstaterade störningar få och det är ingen markant skillnad mellan det fiskefria området och lekfredningsområdet (Tabell 3) Däremot var antalet konstaterade störningar lägre i Galtfjärden.

Tabell 3. Antal fiskestationer störda av säl.

	FFO	GÄVLEBUKTEN	GALTFJÄRDEN
2007			0
2008			1
2009			1
2010	0		0
2011	0	0	0
2012	1	0	0
2013	2	1	0
2014	1	1	0
2015	1	3	0

Predation från skarv och säl

Gråsälens medelkonsumtion i det fiskefria området vid Storjungfrun, provfiskeområdet i Gävlebukten i lekfredningsområdet samt referensområdet i Galtfjärden beräknades med hjälp av de interpolerade kartorna över sälens konsumtion. Analysen resulterade i en totalkonsumtion från gråsäl på 0,8 samt 0,2 kg per hektar och år i det fiskefria området respektive Gävlebukten. I Galtfjärden var det skattade uttaget högre, 2,6 kg per hektar och år. Dietdata från skjutna sälar, som främst samlats in från mellersta Bottenhavet, mellan 2001 och 2012 (n=151) visade att dieten dominerades av strömming (viktandel: 69 %, 63-75 %, 95 % KI) medan viktandelen av sik utgjorde 11 % (7-15 %, 95 % KI). Genom att kombinera totalkonsumtionen med dietdata kunde uttaget av sik i det fiskefria området beräknas till 0,1 kg per hektar och år. Motsvarande siffra för Gävlebukten respektive Galtfjärden var 0,03 respektive 0,3 kg per hektar och år.

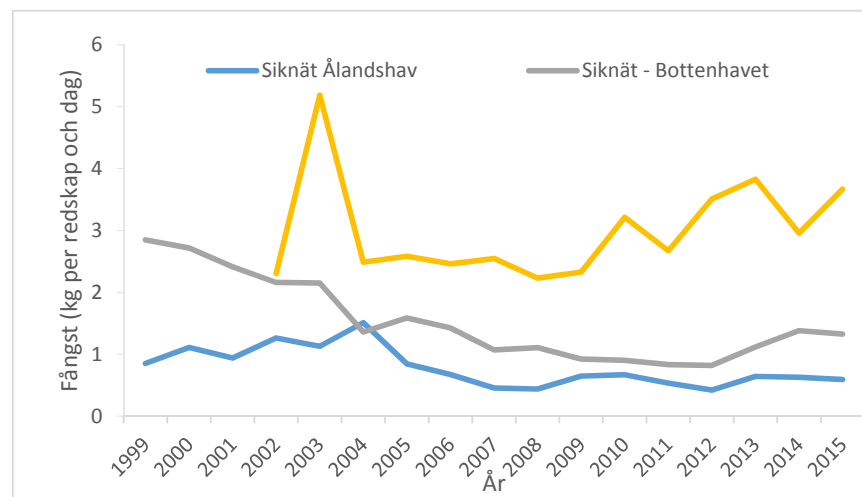
Skarvens medelkonsumtion i det fiskefria området vid Storjungfrun, provfiskeområdet i Gävlebukten i lekfredningsområdet samt referensområdet i Galtfjärden beräknades med hjälp av de interpolerade kartorna över skarvens konsumtion. Analysen resulterade i en totalkonsumtion från skarv på 9 samt 6 kg per hektar och år i Gävlebukten respektive Galtfjärden. Interpolationen visade inget uttag från skarv inom det fiskefria området. För att uppskatta skarvarnas uttag av sik i anslutning till kolonierna kombinerades data på totalkonsumtion från de interpolerade rasterkartorna med befintliga dietdata. För kolonierna längst söderut, som kan tänkas födosöka i Galtfjärden, användes dietdata från Skälgrundskallen insamlade under häckningsperioden 2013-2014 (SLU opublicerade data, viktandel av sik = 0 %) medan dietdata från före och under häckningsperioden från Lövstabukten och Gävlebukten användes för övriga kolonier (Boström m.fl. 2012, SLU opublicerade data, viktandel av sik = 1,5-2 %). För Gävlebukten ger detta ett uttag av sik på mellan 0,1-0,2 kg per hektar och år medan skarvarnas uttag av sik i Galtfjärden beräknades till noll.

För att kunna jämföra sälens och skarvens uttag med fiskets fångster beräknades yrkesfiskes genomsnittliga årliga uttag av sik per EU ruta (Fig. 1) för åren 2011-2015. Då fritidsfisket antas ta cirka 3 gånger mer sik än yrkesfisket blir fiskets totala uttag, grovt skattat, 0,1 kg sik per hektar och år i EU rutan 51G7 som bl.a. omfattar det fiskefria området och 0,3 kg sik per hektar och år i de EU rutor (50G7 och 49G8) som innefattar det lekfredade området respektive referensområdet. Med andra ord var påverkan av säl och skarv enligt dessa beräkningar liten i lekfredningsområdet jämfört med fisket men i referensområdet Galtfjärden liksom i det helt fiskefria området är sälens uttag troligen jämförbar med fiskets.

Fiskets, sälens och skarvens totala uttag av sik per år och hektar var av samma magnitud i Galtfjärden och Gävlebukten (0,5 kg per ha och år), men lägre i norra delen av södra Bottenhavet där det fiskefria området är beläget (0,2 kg per ha och år).

10.3.3 Återfå ett attraktivt fiske på sik i södra Bottenhavet

Fångstdata från yrkesfisket för perioden 1999–2015 visar att mängden fångad sik (i kg) per siknät och natt minskade signifikant i Bottenhavet och Ålands hav fram till 2010 ($r=-0,98$, $p<0,001$; $r=-0,65$, $p<0,05$). Analyseras data efter 2011 var dock utvecklingen signifikant positiv i nätfisket i Bottenhavet ($r=0,92$, $p<0,005$). Det betyder att den negativa utvecklingen i Bottenhavet och Ålands hav har vänt till en positiv trend. Studerar man kg sik per dag inom laxfisket med ”Push-Up” fällor, där även sik fångas, fanns dock inte någon trend i Bottenhavet varken före eller efter FFO och lekfredningens införande.



Figur 7. Fångst av sik i Östersjön per redskapsdag 1999-2015, uppdelat på huvudsakliga fångstområden. Data gäller yrkesfiskare som fiskar med siknät eller laxfälla av ”Push-Up” typ under perioden maj till september.

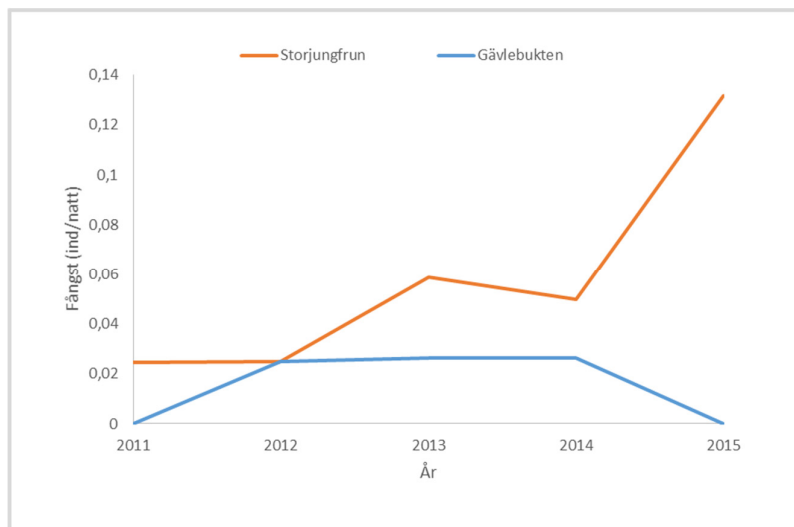
10.3.4 Förskjutning av fiskets insats

Samma redskap, siknät och laxfälla av Push-Up-typ, dominerar det yrkesmässiga fisket i Bottenhavet både före och efter FFO och lekfredningens införande och tidpunkten för fisket är densamma (ca 50 % av fångsten tas med siknät under maj-oktober och ca 25 % i laxfällor i juni och juli). Jämförs åren före regleringen (2006-2010) med åren efter regleringen (2011-2015) så minskade den årliga fiskeinsatsen i Bottenhavet mätt som antal redskap gånger antal dagar i Kustfiskejournaler med 25-35 % för de två redskapen. Eftersom det mesta fisket (>90 %) sker med mindre båtar som redovisar sina fångster sammanlagt per månad så finns inte tillräckligt högupplösta data för att kunna studera om fiskeinsatsen har förskjutits geografiskt till följd av fredningen.

10.3.5 Effekter på andra fiskarter

Även beståndsutvecklingen för arterna öring och strömming analyserades från fångsterna vid nätprovfisket. Figur 8 visar fångstutvecklingen för öring under perioden 2011 till 2015. Sett över denna tidsperiod ses en signifikant ökning av fångsterna av öring i det fiskefria området (linjär regression CPUE, $r^2 = 0.85$, $p < 0.05$), medan ingen statistiskt säkerställd trend kunde påvisas i de övriga områdena.

Under perioden efter införandet av det fiskefria området och lektidsfredningsområdet, 2011-2015, förelåg ingen statistiskt signifikant skillnad i fångstutvecklingen för strömming, varken när man jämförde FFO med referensområdet (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=2.0$, $p=0.20$) eller lekfredningsområdet med referensområdet (Interaktion Område*År, $F=5.0$, $p=0.07$).



Figur 8. Fångst av öring (individer per station och natt) vid nätprovfiske. För referensområdet Galtfjärden fanns inga fångster av öring.

10.4 Diskussion

Det införda fiskefria området har med stor sannolikhet haft avsedd positiv effekt på siken. Uppföljningen visar att beståndet av sik har ökat signifikant i det fiskefria området och att utvecklingen i detta område skiljer sig från det fiskade referensområdet i Galtfjärden. Därmed har målet om en återhämtning hos havslekande sikbeståndet i Storsjöfrun-Kalvharna uppnåtts när det gäller antalet fiskar. Effekterna av enbart lekfredning är svårare att se eftersom Gävlebukten inte visar samma tydliga positiva utveckling i provfisket under den relativt korta fredningsperioden. Yrkesfiskets fångster av sik (per ansträngning) visar samtidigt på en positiv utveckling i Bottenhavet efter fredningens införande. Det senare är sannolikt huvudsak en effekt av lekfredningen, men även en spilleffekt från det helt stängda området kan bidra i någon mån. Det går dock inte att utesluta att andra storskaliga miljöfaktorer som t.ex. isvintrar och varma vårar kan orsakat den gynnsamma utvecklingen i Bottenhavet i stort. Den positiva utvecklingen som ses i Norrbyn i norra Bottenhavet kan sannolikt vara en effekt av det nätfiskeförbud som infördes 2006. Förbudet gäller innanför 3-meterskurvan 1 april-10 juni och 1 oktober-31 december, och torde ha en effekt som motsvarar en lektidsfredning. Oavsett orsakssambanden så har även målen om återhämtning hos havslekande sikbeståndet i södra Bottenhavet och att återfå ett attraktivt fiske på sik i Bottenhavet nåtts när det gäller antalet fiskar. Analyserna visar även att öringen ökat i det fiskefria området. Däremot kan ingen effekt av det lekfredade området påvisas vilket sannolikt indikerar att fisketrycket på öring är högt andra delar på året än den tidsperiod då lekfredningen för sik gäller.

Inga signifikanta effekter på ålder eller storlek kunde observeras till följd av de låga fångsterna, men det fanns dock en tendens att siken i det fiskefria området nu har en mer naturlig åldersfördelning, med fler äldre individer jämfört med före fredningens införande. På det stora taget har dock inte delmålen om diversifierad storleks- och åldersfördelning nåtts varken i det fiskefria området eller Bottenhavet i stort. Inte heller kunde någon effekt på rekryteringen ses, troligen till följd av att yngelrekryteringen tycks styras av annat än lekbiomassa som t.ex. tillgången på bra yngeluppväxtområden eller gynnsamma isvintrar (Veneranta et al 2013).

Det fiskefria området syftade främst mot att stärka den havslekande siken men troligen har även vandrings-siken gynnats av lektidsfredningen. Då vi inte vet proportionerna mellan dessa former vare sig i fisket eller i området så är det svårt att veta vilken av formerna som står för ökningen, kanske båda. För en förbättrad förvaltning är det önskvärt att dessa former skiljs åt.

Sälens och skarvens inverkan på siken är enligt våra skattningar troligen lägre än effekten av fisket. De indikerar att framför allt säl i Galtfjärden och skarv i Gävlebukten kan stå för ett betydande uttag av sik. Beräkningarna innehåller dock stora osäkerheter, framför allt när det gäller skattningen av mängden säl och skarv i de aktuella områdena. Den valda metodiken med nätprovfisken har fungerat väl för att

följa förändringar i bestånden men redskapet är inte tillräckligt effektivt att fånga sik när tätheten är så pass låg som i dagsläget för att uppnå hög styrka i storleks- och åldersanalyser och någon mortalitetsanalys över tid kunde därför inte utföras.

Eftersom det fiskefria området infördes 2011 gör de korta tidsserierna att möjligheterna att påvisa effekter av fredningen är låga. Därför skulle fisket behöva ske under ett par år till för att verkligen kunna säga huruvida lekfredningen i sig haft någon effekt och huruvida ålders- eller storleksstrukturen har förändrats.

Ur forsknings- och utredningssynpunkt vore det därför värdefullt om det fiskefria området kvarstod i ytterligare ett par år för att tydligare utvärdera effekterna och särskilja effekten av lekfredning från totalfredning.

10.5 Referenser

- Ageheim, S. & Lindqvist, S. 2015. Förvaltningsplan för skarv i Gävleborgs län. Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2015:8. 30 pp.
- Bergström U, Olsson J, Casini M, Eriksson BK, Fredriksson R, Wennhage H & Appelberg M. 2015. Stickleback increase in the Baltic Sea - a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 163: 134-142.
- Boström, M. K., Lunneryd, S.-G., Hanssen, H., Karlsson, L. & Ragnarsson, B. 2012. Diet of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) at two areas in the Bay Lövsbukten, South Bothnian Sea, Sweden, based on otolith size-correction factors. *Ornis Fennica*, 89, 157-169.
- Fiskeriverket. 2011. Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön; Ett fiskefritt område i södra Bottenhavet för att stärka bestånden av havslekande sik. Dnr 13-2144-11.
- Gremillet, D., Schmid, D. & Culik, B. 1995. Energy-requirements of breeding great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Marine Ecology Progress Series*, 121, 1-9.
- Gunnartz U, Lif M, Lindberg P, Ljunggren L, Sandström A & Sundblad G 2011. Kartläggning av lek-områden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten. FINFO 2011:3. Fiskeriverket, Öregrund, 42 s.
- Hammond, P. S. & Grellier, K. 2006. Grey seal diet composition and prey consumption in the North sea. Final report to Department for Environment Food and Rural Affairs on project MF0319. 54 pp.
- Hammond, P. S. & Harris, R. N. 2006. Grey seal diet composition and prey consumption off western Scotland and Shetland. Final report to Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department and Scottish Natural Heritage, 41 pp.
- Havs- och vattenmyndigheten 2015. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2015. Resursöversikt.
- Heimbrand, Y., Odelström, A., Elfman, M. & Florin, A.-B 2011. Visions of the Sea, Stockholm, Sweden, 2011. "Using otoliths to characterize sea spawning from river spawning whitefish".
- Hiby, L., Lundberg, T., Karlsson, O., Watkins, J., Jussi, M., Jussi, I. & H, B. 2007. Estimates of the size of the Baltic grey seal population based on photo-identification data. NAMMCO Scientific Publications, 6, 163-175.
- Hjertstrand, G. 2015. Skarv i Stockholms Skärgård 1994-2014. I Levande skärgårdsnatur 2015 med rapporter från 2014. Skärgårdsstiftelsen i Stockholms län. 18-19.

- Karlsson, Martin, Henrik Ragnarsson Stabo, Erik Petersson, Håkan Carlstrand & Stig Thörnqvist. (2014). Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen. Aqua reports 2014:12. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 71 s.
- Oksanen, S. M., Ahola, M. P., Lehtonen, E. & Kunnasranta, M. 2014. Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation. Marine Ecology Progress Series, 507, 297-308.
- Oksanen, S. M., Niemi, M., Ahola, M. P. & Kunnasranta, M. 2015. Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. Mov Ecol, 3, 33.
- Sjöberg, M. & Ball, J. P. 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? Canadian Journal of Zoology, 78, 1661-1667.
- Saulamo, K. & Neuman, E. 2002. Local management of Baltic fish stocks and the significance of migrations. Finfo 2:9.
- Thoresson, G. 2011. Fritidsfiske vid Upplandskusten - Undersökning i tio fiskevårdsområden vid Upplandskusten år 2002. Finfo 2011:4.
- Veneranta, L., R. Hudd & J. Vanhatalo, Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters. Marine Ecology Progress Series, 2013. 477: p. 231-250.
- Quinn, T.J. II. & Deriso, R.B. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press.

11 Ett fiskefritt område för skydd av gös, gädda och abborre i Stockholms skärgård - Delrapport 2

Författare:

Ulf Bergström, Ronny Fredriksson, Maria Boström, Ann-Britt Florin, Karl Lundström, Henrik C Andersson



Omslagsfoto: Emilia Bergström

Referera till denna rapport:

Bergström U, Fredriksson R, Boström M, Florin A-B, Lundström K, & Andersson H C 2016. Ett fiskefritt område för skydd av sik i Bottenhavet. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

11	Ett fiskefritt område för skydd av gös, gädda och abborre i Stockholms skärgård - Delrapport 2.	67
11.1	Bakgrund	71
11.2	Metodik	74
11.3	Resultat	77
	11.3.1 Återhämtning hos bestånd av gös, gädda och abborre kring Gålö	78
	Beståndstäthet	78
	Storleks- och åldersfördelning	79
	Mortalitet	80
	Rekrytering	81
	11.3.2 Återgång till ett rovfiskdominerat system i Lännäkersviken	81
	Ökad andel rovfisk	81
	11.3.3 Övriga påverkansfaktorer	83
	Skador från skarv och gråsäl vid provfiske	83
	Predation från skarv och gråsäl	83
	11.3.4 Återfå ett attraktivt fritidsfiske på gös kring Gålö	85
	11.3.5 Övriga analyser	87
	Miljöförhållanden i provfiskeområdena	87
	Märkningsstudier	88
11.4	Diskussion	89
11.5	Referenser	92

Sammanfattning

I Stockholms skärgård infördes år 2010 ett fiskefritt område i Lännåkersviken och Blista fjärd vid Gålö, i syfte att skydda framför allt det lokala beståndet av gös, men även av gädda och abborre. Det fiskefria området var 1,7 km² stort, med en lika stor utanförliggande buffertzon med fredning enbart under lektid. Området utgör det viktigaste lek- och uppväxtområdet för arterna i det aktuella skärgårdsområdet. Ett omfattande fritidsfiske efter arterna har tidigare pågått i området, men inget yrkesmässigt fiske.

För utvärderingen av de biologiska effekterna av det fiskefria området definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier för bestånden av gös, gädda och abborre. För att följa upp utvecklingen av bestånden genomfördes årliga provfisken med flytgarn, en typ av stor fiskfälla, under lekperioden samt med översiktsnät under sensommaren. Fiskena har utförts dels i det fiskefria området och dels i ett närliggande jämförelseområde.

Resultaten visar att det fiskefria området haft en positiv effekt på lekbestånden av gös och gädda under den femåriga uppföljningsperioden, genom att fångsterna av vuxen fisk ökade markant över tid i förhållande till jämförelseområdet. För gös har fångsterna av vuxen fisk i provfiskena under den femåriga studieperioden ökat med en faktor 5-11 när man jämför med utvecklingen i Askviken, där fisket fortgått som tidigare. För gädda har fångsterna av vuxen fisk, om man undantar vårfisket 2015 då fisket var kraftigt stört av gråsäl, ökat med en faktor 4-6 jämfört med referensområdet. För gös sågs även en tendens till en ökad täthet ungfisk, vilket i sin tur gjorde att storleks- och åldersstrukturen inte förändrades trots ökningen i vuxen fisk. För gädda var fångsterna låga och variabla och eventuella effekter på storleksstrukturen svåra att utvärdera.

För abborre har det fiskefria området inte gett upphov till några positiva effekter på beståndstäthet eller storleksstruktur, trots ett tidigare betydande fritidsfiske på arten. Sannolikt kan frånvaron av effekt här förklaras med att beståndet av abborre i det fiskefria området påverkats starkt av predation från skarv. Det beräknade uttaget av abborre från skarv, baserat på fågelräkningar och dietdata, var högt i det fiskefria området. I referensområdet var uttaget från skarv betydligt lägre, eventuellt till följd av den högre störningen från båttrafik i det området.

Artsammansättningen i de två områdena blir mer olika över tid, delvis beroende på att det blir mer gös i det fiskefria området. Effekterna på samhällsnivå är dock inte så tydliga, vilket sannolikt kan förklaras med att det behövs längre tid för att de ökade rovfiskbestånden och den åtföljande ökningen i predation på andra arter ska ge upphov till förändringar i hela fiskesamhällets struktur.

Sammantaget visar studien att ett fiskefritt område av en mycket begränsad storlek kan ge positiva effekter på de lokala bestånden av gös och gädda redan efter några år. De goda effekterna kan förklaras av att gös och gädda tidigare varit utsatta för ett högt fisketryck i området, i kombination med att dessa arter är relativt stationära samtidigt som det aktuella området utgör det viktigaste lekområdet för bestånden i denna del av Stockholms skärgård.

Man kan på goda grunder anta att begränsade fiskefria områden kan utgöra ett viktigt förvaltningsinstrument för gös och gädda även i andra kustområden. Sannolikt gäller detta även för abborre, i de fall där predationen från sälar och fåglar inte är så stark att den begränsar beståndsutvecklingen.

Eftersom bestånden av gös och gädda bedömdes ha stärkts betydligt hävdes det totala fiskeförbudet i området 2015, och enbart en lektidsfredning återstår idag. Det är av vikt att beståndsutvecklingen följs framöver, för att ytterligare beståndsstärkande åtgärder vid behov ska kunna sätta in.

11.1 Bakgrund

Vattenområdet runt Gålö i Haninge kommun har varit välkänt för sitt goda fiske på gös, gädda och abborre. Framför allt Lännåkersviken och Blista fjärd utgör ett mycket viktigt lekområde för samtliga tre arter. För gösens del utgör det ett av de viktigaste lekområdena i Stockholms södra skärgård (Gunnartz m fl 2011, Bergström m fl 2013). Området har under många årtionden varit ett av de mest frekventerade bland fritidsfiskare i skärgården. Bland annat har Stockholms sportfiskeklubb haft ett rätt omfattande fiske i området sedan 1930-talet (SLU Aqua, opublicerade data). Området har även nyttjats av fiskeguider samt många andra sportfiskare. Målarterna för fisket har främst varit gös, gädda och abborre. Fiskerättsägare har bedrivit nätfiske i området riktat mot framför allt gös och abborre. Inget yrkesfiske har förekommit i området. Det saknas specifika fångstuppgifter för det aktuella området, men en sammanställning av fångster för ett större skärgårdsområde som inkluderar Gålö indikerar dock att fisketrycket på rovfisk varit relativt högt redan på 1990-talet (Svedäng m fl 1998).

Under slutet av 2000-talet inkom dock rapporter från fritidsfiskare om allt sämre fångster av framför allt gös och gädda. För gös förefaller flertalet kustbestånd i norra Östersjön vara försvagade (Mustamäki m fl 2013, SLU Aqua 2015). För gädda varierar beståndsstatusen, men längs öppna kuststräckor är bestånden generellt svaga (SLU Aqua 2015). Nedgången i bestånden kring Gålö bedömdes sannolikt bero på ett för högt fisketryck i kombination med svag rekrytering, eventuellt även på ökande bestånd av skarv och gråsäl. Nätprovfisken och yngelstudier 2009 utförda av Kustlaboratoriet vid dåvarande Fiskeriverket, numera SLU, stödde tidigare påståenden att Lännåkersviken och Blista fjärd vid Gålö utgör både ett viktigt lek- och uppväxtområde för abborre, gädda och gös, och ett kärnområde för vuxen gös. Medan beståndet av abborre var stabilt i området var bestandsstrukturen hos gös och gädda mer skev, med betydligt mindre andel vuxen fisk än vad som kan förväntas hos välmående bestånd. Rekryteringen fungerade väl i området, och ansågs inte vara orsak till den skeva storleksstrukturen. Förekomsten av ung fisk var god, och bestånden bedömdes därför ha goda förutsättningar att återhämta sig under ett femårigt fiskeförbud. Närliggande Askviken på östra sidan om Gålö provfiskades också 2009 och fanns ha en likartad miljö som Lännåkersviken-Blista fjärd, och området föreslogs därför fungera som ett referensområde till det kommande fredningsområdet (Figur 1).

Området ansågs också lämpligt för att det representerar en typisk situation för svenska östersjökusten – ett innerskärgårdsområde med enskilda fiskevatten där det huvudsakliga fisket bedrivs med handredskap. Gös och gädda hör till de allra viktigaste arterna för detta kustfiske. Båda arterna är stationära under hela sin livscykel. Gäddan rör sig sällan mer än 5 km och gösen sällan mer än 15 km (Saulamo och Neuman 2002). Därmed är bestånden av båda arterna lokala, vilket innebär att även

små fiskefria områden kan ge positiva beståndseffekter (Laikre m fl 2005, Bergström m fl 2007, Dannewitz m fl 2010). Samtidigt innebär det stationära beteendet hos fisken att enskilda fredningsområden inte heller kan förväntas ge effekter inom större kustområden, utan enbart på den lokala skala som utgör beståndens utbredning.

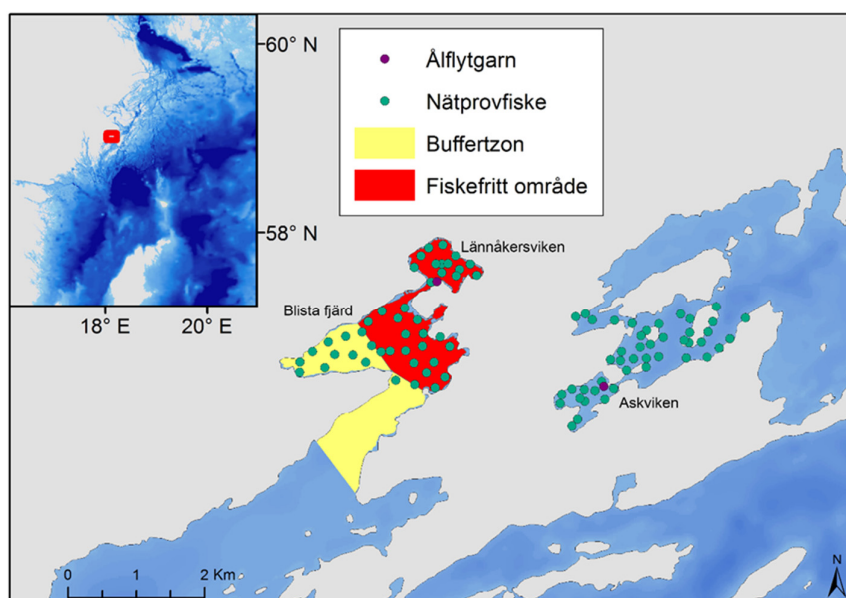
Inför arbetet med att inrätta ett fiskefritt område vid Gålö hölls en rad samrådsmöten med olika intressenter för att få en bild av vilka konsekvenser regleringen skulle innebära. Under slutet av 2009 anordnades samrådsmöten av Fiskeriverket och Länsstyrelsen i Stockholms län med följande organisationer: Stockholm läns fiskevattenägarförbund, Stockholms läns fiskareförbund, Sportfiskarna, Sveriges organiserade fiskeguider, Stockholms stad, Skärgårdsstiftelsen samt Skärgårdsrådet. Responsen på förslaget att inrätta ett fiskefritt område i området var överlag positivt från dessa organisationer, även om fiskareförbundet framförde att de generellt var emot helt fiskefria områden. Förutom samråd med ovanstående organisationer hölls ett öppet samrådsmöte där ett 40-tal intressenter, framför allt fiskevattenägare och handredskapsfiskare, deltog. Deltagarna vid mötet var överens om att nedgången i bestånden av gös och gädda i området var oroande. Man framförde även en oro för vilka effekter fiskätande skarv i området har på bestånden. Få invändningar framfördes mot förslaget att införa ett femårigt fiskeförbud i området, dock kände många en oro kring vad som skulle hända efter femårsperiodens slut, till exempel att regleringen ska bli permanent.

På basis av de provfisken och dataanalyser som utfördes 2009 och de samrådsmöten som man haft med olika intressenter beslutade Fiskeriverket att inrätta ett fiskefritt område vid Gålö med följande motivering: "Det föreslagna fiskefria området är ett mycket begränsat skärgårdsavsnitt som utgör kärnområde som lek- och uppväxtområde för det lokala gösbeståndet. Den goda tillgången på gös under minimimått, dvs. icke köns mogna individer, i området gör att förutsättningarna för en snabb återhämtning av beståndet är mycket goda. Andra förvaltningsåtgärder, som ökat minimimått, redskapsbegränsningar etc. bedöms inte vara tillräckliga i kärnområdet, med hänsyn till nuvarande beståndssituation med låg nivå av köns mogna individer. Det fiske som pågår i området utförs väsentligen med redskap där gös eller gädda kan fås som bifångst. Utgångspunkten är att inget fiske ska undantas från regleringen. En beståndsåterhämtning av gös och gädda bedöms påverka ett större område, då det lokala beståndet förväntas bli större och sprida sig samt då kärnområdet fungerar som lekområde för fisken i ett större område. Regleringen kommer också att bidra till viktiga ökade kunskaper om förvaltning genom fiskefria områden. Fiskeriverket har bemyndigande att begränsa fisket på enskild fiskerätt på samma sätt som på allmänt vatten under förutsättning att det finns fiskevårdsskäl. Fiskeriverket bedömer att det finns fiskevårdsskäl för regleringen och att det inte finns grund för ersättning till fiskerättsägare för den inskränkning som åtgärderna innebär. Ur ett

samhällsekoniskt perspektiv är det största värdet av förslaget att det kan bidra till att återuppbygga gösbeståndet samt bidra till att förbättra den biologiska mångfalden i området. Det samhällsekoniska värdet av fritidsfisket generellt är stort och en återuppbyggnad av bestånden har potential att generera stora samhällsekoniska värden i området.”

Fredningen trädde i kraft 1 februari 2010. Lännåkersviken och delar av Blista fjärd, ett område på 1,7 km², har varit helt fredade under perioden 2010-2015. Övriga delar av Blista fjärd, även det ett område på 1,7 km² har utgjort en buffertzon där det har rått fiskeförbud under lekperioden, 1 april till 30 juni. I och med att det föreslagna området bestod av enskilt fiskevatten med oklara ägarförhållanden krävdes en lantmäteriförrättning för att utreda fiskerätten samt omfattande dialog med berörda fiskerättsägare gällande den föreslagna regleringen och för att få tillstånd för den vetenskapliga uppföljningen (eftersom denna innebär fiske på vatten med enskild fiskerätt). Trots att det var fråga om ett litet vattenområde berördes över 150 fastigheter, vilket illustrerar den komplexa juridiska situationen när det gäller fiske-reglering och vetenskapliga uppföljningar längs kusten mellan Uppsala och Blekinge län.

I och med beslut från Havs- och vattenmyndigheten har fredningen i Lännåkersviken från och med den 1 juli 2015 övergått från en totalfredning till en lekfredning, där fiskeförbud råder enbart under 1 april till 15 juni (HaV, Dnr 3826-14). Lektidsfredningen gäller alltså både det tidigare helt fiskefria området plus buffert-zonen, dvs. området som även tidigare var fredat enbart under lektid. Det fiskefria området hävdades eftersom återhämtningen hos målarterna i området varit god, och det därför inte ansågs föreligga fiskevårdsskäl längre för att upprätthålla ett fullständigt förbud.



Figur 1. Det fiskefria området vid Lännåkersviken och Blista fjärd väst om Gålö samt referensområdet Askviken på den östra sidan. Nät- och ålflytgarnsfiskestationer som ingått i provfiskena är markerade i kartan.

11.2 Metodik

I samband med att det fiskefria området inrättades definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier (GOIS - Goals, Objectives, Indicators, Success criteria) för bestånden av gös, gädda och abborre i området. Med detta som utgångspunkt konstruerades ett uppföljningsprogram som skulle kunna svara på om målen uppnåts.

Två typer av provfiskeredskap, ålflytgarn och nordiska kustöversiktsnät, användes vid den årliga uppföljningen av beståndsutvecklingen i Lännåkersviken och referensområdet Askviken. Figur 1 visar var provfiskestationerna för båda redskapen lokaliserats. Fisket med ålflytgarn har utförts i april-juni under åren 2010-2015. Redskapet är en slags fiskfälla som påminner mycket om ålbottengarn, med 45 m längd på huvudarmen, 10 m längd på sidoarmarna, och ett armdjup på 4 m. Fiskhuset har en maska med 18 mm stolpe. Syftet med fisket var att skatta utvecklingen av lekbeståndet av målarterna över tid. Ryssjan vittjades med 2-3 dagars mellanrum och all fisk som fångades artbestämdes, räknades och längdmättes före den återut-sattes. Fiskeperioden varierade mellan år bland annat beroende på datum för islossning. För att få så jämförbara data mellan år som möjligt valde vi att enbart ta med data från maj-juni i den statistiska utvärderingen av fångstens utveckling över tid.

I tillägg till ovanstående gjordes även en märkningsstudie för gös och gädda utgående från fisket med ålflytgarn. Samtliga individer av gös och gädda som fångats

vid vårfisket 2010-2015, 2013 undantaget, märktes med t-tags vid ryggfenan (bakre för gös). Inrapporterade återfångster har innehållit uppgifter om återfångsttid, plats, längd och eventuella skador. Syftet med märkningarna var att få in uppgifter dels på hur fisket på arterna bedrivs och dels på arternas spridningsmönster och beståndens utbredning, genom inrapportering av märkta fiskar som fångats i fritidsfiske utanför de fiskefria områdena. Ytterligare ett syfte var att skatta beståndens storlek, utgående från de återfångster som gjordes i ålflytgarnsfiskena.

Nätfiske har utförts med Nordiska kustöversiktsnät i augusti mellan 2010-2015 enligt gällande undersökningstyp (Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Version 1:1, 2015-07-08). Näten är 45 m långa och består av 9 stycken 5 m långa sektioner med maskstorlekar från 10 till 60 mm stolpe. I varje område fiskades 36 stationer på djup ner till 10 m. Varje provfiskestation fiskades med ett nät under en natt. Hela fångsten artbestämdes och längdmättes. Vid analyserna har endast ostörda fisken använts och antalet ostörda stationer per år redovisas i tabellen nedan. Störning förekommer i enstaka fall i form av t ex sålskadad fångst vid nätfisket eller redskap eller nät som satts igen av kringdrivande vegetation. I praktiken var det högst en station per fiske som räknades bort till följd av störning, eftersom störningsfrekvensen var låg i nätfiskena som utfördes i augusti. Skadad fångst vid ålflytgarnsfisket under våren räknades inte som en störning av fisket i sig. Syftet med nätprovfisket var att följa beståndstatus för målarterna gös, gädda och abborre över tid, men även övriga i fisksamhället ingående arter, samt att samla in individer för individprovtagning. Individprovtagning av gös utfördes samtliga år, medan abborre provtagits 2009 och 2013. Vid individprovtagning samlas uppgifter in på bland annat kön, könsstatus och ålder. Gädda provtogs inte på grund av de låga fångsterna.

Vid båda fiskena har vattentemperatur och siktdjup noterats alla fiskedagar. I tillägg till detta har säsongstemperaturen övervakats med en temperaturlogger i varje område. Dessa har legat ute merparten av den isfria perioden under 2009-2014. Både siktdjup och temperatur är viktiga påverkansfaktorer för fisksamhället, och uppgifterna används för att undersöka om det förekommer skillnader i dessa miljövariabler mellan områdena och om det skett förändringar över tid inom studieområdena.

För att statistiskt testa eventuella skillnader i utveckling mellan det fiskefria området och referensområdet användes en ANCOVA-analys, där modellen bestod av område som faktor, år som kovariat och en interaktion mellan område och år. I analysen är det interaktionen mellan område och år som är av intresse. En signifikant interaktion indikerar att utvecklingen skiljt sig åt mellan det fiskefria området och referensområdet, och därmed att man haft en effekt av fiskeförbudet. Mortalitetssanalyser utfördes genom en så kallad fångstkurveanalys (catch curve analysis). Analysen utfördes i R med hjälp av analyspaketen FSA och NCStats. För gös åldersbestämdes hela fångsten vid provfisket och den provtagningen kunde således anses

representera beståndet. För abborre åldersbestämdes inte alla individer utan endast ett delprov. För att kunna utföra mortalitetsanalysen på hela fångsten skalades provet upp med hjälp av en nyckel där det åldersbestämda provet relaterades till provfiskets totalfångst med hjälp av längdfördelningen.

Skillnader i artsammansättning analyserades med ett likhetsindex (Bray-Curtis similaritetsindex) och utvärderades med hjälp av multivariat analys (Principal Coordinates Ordination analysis, PCO). Syftet var att identifiera hur stora skillnaderna var i artsammansättning mellan områden och år och vilka arter som framför allt bidragit till dessa skillnader. Analysen utfördes i programmet PRIMER 6.0.

Tabell 1. Antal fiskedagar för fiske med ålflytgarn (under maj-juni) respektive antal stationer som fiskats med nät (under augusti) i det fiskefria området i Lännåkersviken-Blista fjärd respektive i referensområdet Askviken.

År	Ålflytgarn		Nätfiske	
	Lännåkersviken	Askviken	Lännåkersviken	Askviken
2010	42	43	37	30
2011	35	36	36	37
2012	32	32	36	37
2013	45	46	36	36
2014	47	45	35	35
2015	45	46	36	36

Det var känt att skarv och gråsäl förekom i det aktuella skärgårdsområdet, ibland i höga tätheter. För att göra en bedömning av skarvens och gråsälens potentiella påverkan på målarterna gjordes en skattning av de två predatorernas uttag av fisk i det fiskefria området och referensområdet. Dessa skattningar baserades på en kombination av räkningsdata (från nationella övervakningen av säl, samt från räkning av skarv i studieområdena i samband med provfiskena) och beräkningar av uttaget av fisk per säl respektive skarv. För detta ändamål samlades material in från det aktuella området för att skatta artsammansättningen i dieten för de två predatorerna. Genom att kombinera räknings- och dietdata med uppgifter på arternas födosöksbeteende och deras behov av fisk baserat på bioenergetiska modeller erhöles skattningar av total konsumtion per fiskart i de två undersökta områdena.

11.3 Resultat

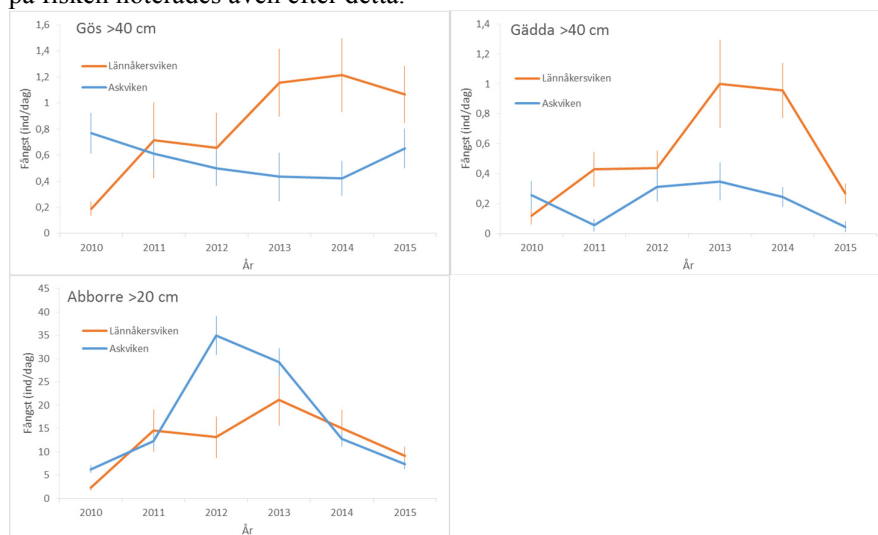
Tabell 2. En sammanfattning av resultaten i relation till de mål som satts upp för fredningsområdet vid Gälö. Tabellen innehåller även referenser till figurer och tabeller där resultaten redovisas.

Mål	Delmål	Indikator	Målkriterier	Mätmetod	Resultat	Referens
Återhämtning hos gösbeståndet kring Gälö	Starkare lekbestånd i FFO	CPUE lekfisk	CPUE lekfisk ökar över tid	Provfske ålflytgarn	Ökande lekbestånd för gös i FFO jämfört med referens	Fig 2
	Starkare bestånd i FFO	CPUE, abundans	CPUE ökar över tid	Provfske nät	Tendens till ökande tätheter av liten och stor gös i FFO jämfört med referens, dock ej statistiskt signifikant. Vid analys av biomassa har fångsten av stor gös ökat i FFO jämfört med referens	Fig 3
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid	Provfske nät	Få äldre individer av gös i Askviken medger ingen jämförelse mellan områden. Ingen förändring i mortalitet över tid inom FFO, dock för låga fångster av gamla individer för säkra analyser	Kap 11.3.1
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över tid	Provfske nät	Tendens till ökande andel stor gös i FFO jämfört med referens, men ej statistiskt signifikant till följd av att även liten gös uppvisar ökande tendens	Kap 11.3.1
	Diversifierad åldersfördelning	Åldersstruktur	Ökande andel gamla individer	Provfske nät	Tendens till ökande andel äldre gös i FFO jämfört med referens, dock för låga fångster av gamla individer för säkra analyser	Kap 11.3.1
	Ökad rekrytering	Yngelproduktion	Ökande tätheter gösyngel	Yngelprovfske	Inga tecken på reproduktionsstörning i området. Yngelproduktion ej följd över tid	Kap 11.3.1
Återhämtning hos gädda i Gälöområdet	Starkare lekbestånd i FFO	CPUE lekfisk	CPUE lekfisk ökar över tid	Provfske ålflytgarn	Ökande lekbestånd för gädda inom FFO jämfört med referens t o m 2014. 2015 nedgång i fångsten pga sälstörning	Fig 2.
	Starkare bestånd i FFO	CPUE, abundans	CPUE ökar över tid	Provfske nät	Tendens till ökande täthet stor gädda i FFO jämfört med referens, på gränsen till statistiskt signifikant	Fig 3
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid	Provfske nät	Ej utvärderat pga avsaknad av åldersdata	
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över	Provfske nät	Ingen förändring i andel stor gädda i FFO eller referens	Kap 11.3.1
	Diversifierad åldersfördelning	Åldersstruktur	Ökande andel gamla individer	Provfske nät och ålflytgarn	Ej utvärderat pga avsaknad av data	
	Ökad rekrytering	Yngelproduktion	Ökande tätheter abborr- och gäddyngel	Yngelprovfske	Inga tecken på reproduktionsstörning i området. Yngelproduktion ej följd över tid	Kap 11.3.1
Återhämtning hos abborre i Gälöområdet	Starkare lekbestånd i FFO	Lekbiomassa	Lekbiomassa ökar över tid	Provfske ålflytgarn	Ingen skillnad i utveckling av lekbestånd för abborre mellan FFO och referens	Fig 2
	Starkare bestånd i FFO	CPUE, abundans	CPUE ökar över tid	Provfske nät	Ingen skillnad i utveckling av täthet liten eller stor abborre mellan FFO och referens	
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid	Provfske nät	Ingen förändring i mortalitet mellan år i FFO	Kap 11.3.1
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över	Provfske nät	Ökande andel stor abborre i referens jämfört med FFO	Kap 11.3.1
	Diversifierad åldersfördelning	Åldersstruktur	Ökande andel gamla individer	Provfske nät och ålflytgarn	Ej utvärderat pga avsaknad av data	
	Ökad rekrytering	Yngelproduktion	Ökande tätheter abborr- och gäddyngel	Yngelprovfske	Inga tecken på reproduktionsstörning i området. Yngelproduktion ej följd över tid	Kap 11.3.1
Återgång till ett rovfiskdominerat system i Lännäkersviken	Ökad andel rovfisk	Trofisk nivå, medel	Ökande medeltrofinivå	Provfske nät	Ingen skillnad i utveckling av medeltrofinivå mellan FFO och referens över tid	Kap 11.3.2
	Ökad andel rovfisk	Biomassa rovfisk/ biomassa totalt	Ökande andel rovfisk i fisksamhället	Provfske nät	Ingen skillnad i utveckling av andel rovfisk mellan FFO och referens över tid	Kap 11.3.2
	Ökad andel rovfisk	Multivariat analys av fisksamhällets sammansättning	Förändring i sammansättning i FFO beroende på rovfisk	Provfske nät	Ökande skillnad i artsammansättning mellan FFO och referens över tid delvis driven av gös	Kap 11.3.2
Återfå ett attraktivt fritidsfiske på gös kring Gälö	Ökade fångster av gös och gädda	CPUE vuxen gös och gädda	CPUE av stor gös och gädda ökar jämfört med referens	Provfske nät och ålflytgarn	CPUE av gös i FFO ökar med faktor 5-11 och av gädda med faktor 4-6 jämfört med referens	Kap 11.3.4
	Tätare bestånd av gös jämfört med andra områden	CPUE vuxen gös	CPUE gös högre än jämförbara kustområden	Provfske nät	CPUE av gös över minimimåttet i FFO i medeltal 4 ggr högre än i andra kustgösbestånd	Kap 11.3.4

11.3.1 Återhämtning hos bestånd av gös, gädda och abborre kring Gålö

Beståndstäthet

Figur 2 visar fångstutvecklingen i vårfisket med ålflytgarn då man fiskar på hela lekbeståndet, dvs. även individer som leker i området men tillbringar övrig tid på året utanför det fiskefria området. I analysen har enbart individer över 40 cm för gös och gädda och över 20 cm för abborre tagits med. Indelningen motsvarar i stort sett storleken för könsmognad för de tre arterna, och för gädda och gös är 40 cm även minimimått för fångst. Data kommer från maj-juni under perioden 2010-2015, dvs. de år när området varit stängt för fiske. För gös kunde en signifikant skillnad (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=13.06$, $p<0,01$) i utvecklingen mellan områdena påvisas, medan utvecklingen inte skiljde sig åt mellan områdena för gädda och abborre. På grund av den kraftiga nedgången av gäddfångsterna under 2015 testades även årsintervallet 2010-2014 statistiskt. När 2015 uteslöts från analysen kunde även en signifikant skillnad mellan områdena påvisas för gädda (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=10.43$, $p<0,05$). Sannolikt var en bidragande orsak till nedgången i gäddfångster under 2015 sälstörning vid fiskeredskapet (se figur 6 i kapitel 3.3.1). Bland annat bifångades en gråsäl under fisket, men fortsatta skador från säl på fisken noterades även efter detta.



Figur 2. Fångst (individer per dag) av vuxen gös, gädda och abborre vid fiske med ålflytgarn. Fisket utfördes under maj och juni 2010-2015 och inriktades på lekande fisk.

Nätprovfisket ger en god bild av fiskesamhällets sammansättning samt abundans och storleksfördelning hos målarterna under sommarperioden. En del av de vuxna fiskarna har då migrerat ut utanför det fiskefria området, och man har en högre andel ungfisk i fångsterna än i vårfisket med ålflytgarn. Figur 3 visar fångstutvecklingen

vid nätfiske utförd i augusti 2010-2015, där fångsten delats upp i mindre och större individer av abborre (gräns 20 cm), gädda (gräns 40 cm) och gös (gräns 40 cm). Resultaten indikerar att fångsterna av mindre och större gös samt större gädda har ökat över tid i Lännåkersviken i förhållande till referensområdet, men skillnaden i utveckling var inte statistiskt säkerställd (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=5,22$ och $p=0,052$ för större gädda, $F=2,12$ och $p=0,18$ för mindre gös, $F=2,89$ och $p=0,13$ för större gös). När man analyserade fångsterna med avseende på biomassa var skillnaden mellan områdena signifikant för större gös (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=8,25$, $p=0,021$).

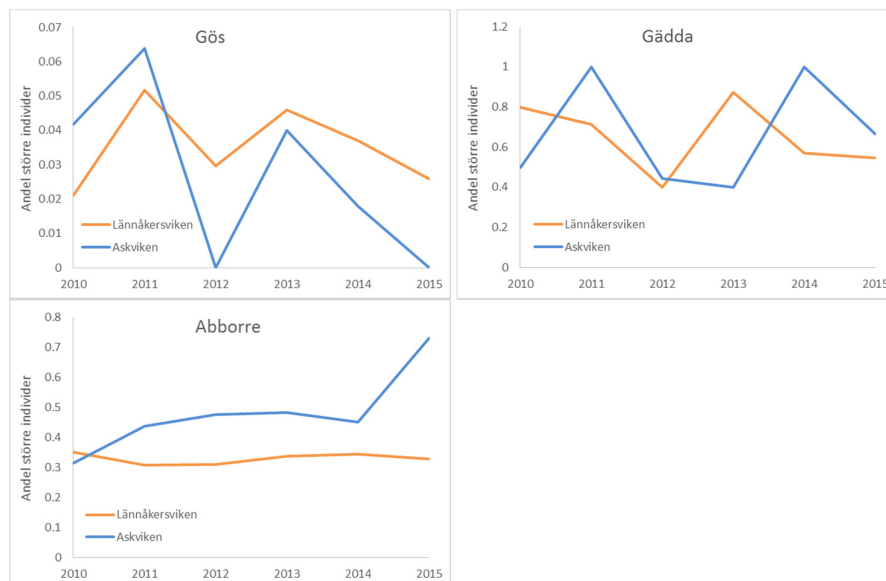


Figur 3. Fångst (individer per natt) vid nätfiske. Fisket utfördes i augusti, 2010-2015. Fångsten har delats upp i mindre och större individer. För gös och gädda användes en gräns på 40 cm och för abborre en gräns på 20 cm.

Storleks- och åldersfördelning

Förhållandet mellan Lännåkersviken och Askviken med avseende på förändringen över tid av den procentuella andelen större individer (>20 cm för abborre och >40 cm för gädda och gös) testades med en ANCOVA för nätfiske i augusti. Analysen visade på en signifikant skillnad i utvecklingen mellan områdena för abborre

(ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=8,90$, $p=0,018$), dock så att andelen större individer ökade i referensområdet (figur 4). För gös och gädda kunde inga signifikanta skillnader påvisas (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=1,97$, $p=0,20$ för gös och $F=0,47$, $p=0,51$ för gädda.)



Figur 4. Andelen större individer (>40 cm för gädda och gös, >20 cm för abborre) vid nätprovfiske. Fisket utfördes i augusti 2010-2015.

För ålderslästa individer av gös analyserades även skillnaden mellan områdena med avseende på procentuell andel individer äldre än 4 år. Tendensen är att utvecklingen går åt olika håll i de båda områdena, med en ökning av äldre individer i Lännåkersviken och en dalande trend i Askviken. Ingen signifikant skillnad kunde dock påvisas i utvecklingen mellan områdena vid ANCOVA-test (Interaktion Område*År, $F=0,76$, $p=0,41$). För abborre fanns inte tillräckligt med data för att göra motsvarande analys.

Att inte andelen vuxen gös och gädda ökade över tid i det fiskefria området i relation till jämförelseområdet kan sannolikt delvis förklaras med att fångsterna av större/äldre fisk i provfiskena var låga, vilket gör de statistiska analyserna svaga. Samtidigt har vi haft en ökning inte bara av mängden vuxen fisk utan även av ung-fisk av arterna i det fiskefria området (Figur 3), och därmed har andelen större (och därmed relativt sett äldre) fisk hållits relativt konstant.

Mortalitet

Vid analysen av mortaliteten testades årsintervallen 2010-2012 mot 2013-2015 för gös och år 2009 mot 2013 för abborre. Eftersom det inte fanns tillräckligt med data

för att göra analyser på kohorter eller för att jämföra mortaliteten före respektive efter fredningen var denna indelning i två perioder ett försök att undersöka om det förelåg skillnader under en tidig respektive sen period av fredningen. Analysen visade mycket små skillnader mellan de två perioderna, både för gös och abborre, och därmed kunde ingen effekt av det fiskefria området påvisas på mortaliteten. För gösen låg den skattade mortaliteten på 0.63 respektive 0.62 för perioden 2010-2012 och 2013-2015 när åldersintervallet 4-8 år analyserades. När även den yngre fisken inkluderas och analysen utfördes på 1-8 åringar blev motsvarande siffror 0,95 och 0,89. För Askviken kunde inte motsvarande beräkningar göras till följd av de låga fångsterna av äldre gös. Fiskefria områden ökar generellt överlevnaden hos äldre fisk genom att fiskets uttag minskar, så även i Lännåkersviken där provfiskena visar på ökade tätheter vuxen gös. Att vi trots detta inte såg någon skillnad i mortalitet mellan perioderna i Lännåkersviken kan sannolikt förklaras av att fångsterna av vuxen gös var låga, samtidigt som de två perioderna i jämförelsen ligger nära varandra i tid. Det behövs mer data och en längre studieperiod för att kunna dra slutsatser om effekter på mortaliteten.

För abborre inom åldersintervallet 4-8 år i Lännåkersviken var den skattade mortaliteten 0,32 för både 2009 och 2013. Motsvarande siffror för Askviken var 0,65 respektive 0,35 för 2009 respektive 2013, vilket indikerar en minskad mortalitet på abborre.

Rekrytering

Provtagning av yngel med undervattensdetonationer utfördes i området 2009 inför inrättandet av det fiskefria området. Resultatet från undersökningen visade inga indikationer på att det skulle föreligga någon rekryteringsstörning för målarterna i området (Fredriksson m fl, 2010). Även 2012 gjordes en undersökning av fiskreproduktionen i området. Denna gav likartade resultat som den tidigare undersökningen, med normal reproduktion hos gädda, gös och abborre. Detta ligger i linje med andra studier, som visar att rekryteringen i inre skärgårdsområden, likt det fiskefria området, är god. Däremot har rekryteringsframgången hos rovfisk varit låg längs Östersjöns öppna kuststräckor, sannolikt beroende på ökande bestånd av storspigg som äter upp rovfiskens ägg och larver (Ljunggren m fl 2010, Bergström m fl 2015, Byström m fl 2015).

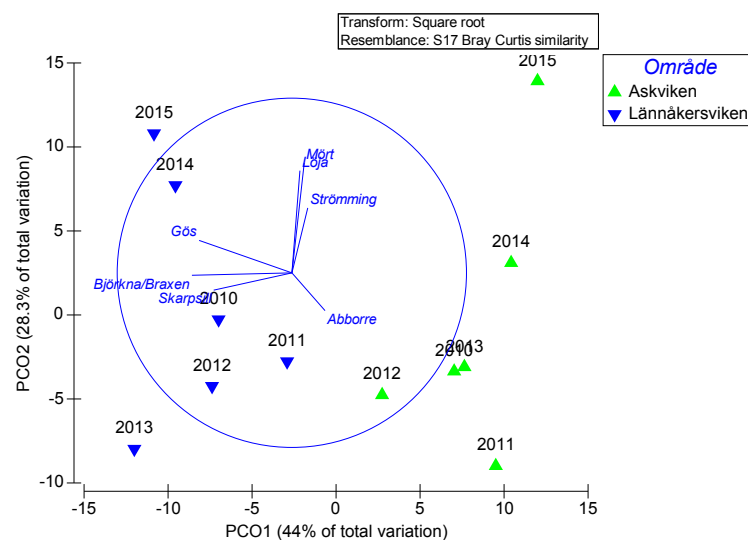
11.3.2 Återgång till ett rovfiskdominerat system i Lännåkersviken

Ökad andel rovfisk

Eftersom fisket framför allt inriktats på rovfisk i Lännåkersviken kan en fredning förväntas leda till en ökande andel rovfisk i fisksamhället. Skillnaden i utvecklingen av andelen rovfisk mellan Lännåkersviken och Askviken, baserat på både antal och

biomassa, testades med ANCOVA på nätprovfiskedatat. Analyserna visade att det inte förelåg någon skillnad mellan områdena. Även medeltrofinivån undersöktes. Medeltrofinivån beräknades som ett viktat medelvärde utifrån uppgifter om olika arters trofinivå och det viktas på basen av abundansen inom varje trofinivå (se Helcom 2012). Uppgift om trofinivå hämtades från Fishbase (www.fishbase.org, Froese and Pauly 2004). Den låg på i medeltal 3,9 i Askviken och 3,7 i Lännåkersviken, baserat på biomassa. Ingen skillnad i utvecklingen över tid förelåg mellan områdena.

De arter som ger upphov till skillnader i fisksamhällets sammansättning mellan områden och år analyserades med hjälp av en multivariat PCO-analys (Figur 5). Varje punkt representerar fisksamhällets sammansättning under ett år i respektive område. De blå artvektorer visar vilka arter som har högst påverkan på mönstret och i vilken riktning dessa verkar. Analysen visar att nätprovfiskefångsterna i de två områdena skilde sig åt tydligt, främst genom att det fanns mer björkna/braxen, skarpsill och gös i Lännåkersviken och mer abborre i Askviken. Under 2013-2015 ses en divergens mellan områdena. Denna ökande skillnad drivs delvis av att det blir mer gös i det fiskefria området, vilket visas av den artvektor för gös som pekar till vänster.

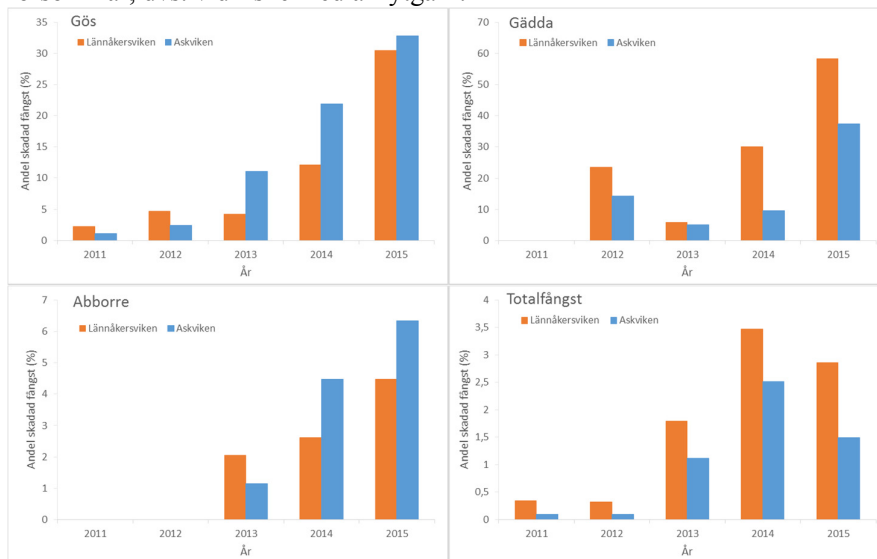


Figur 5. Utveckling av fisksamhällets sammansättning över tid i de två områdena analyserad med en multivariat PCO-analys. De blå vektorerna anger vilka arter som haft störst påverkan på de observerade förändringarna i samhället.

11.3.3 Övriga påverkansfaktorer

Skador från skarv och gråsäl vid provfiske

Figur 6 visar skarv- och sälskadade fiskar vid ålflytgarnsfiske sammanslagna per område och år. Observera att skalan skiljer sig mellan de olika figurerna. Trenden pekar mot ökad andel skador de senaste åren. Den relativt stora andelen skadad gös, abborre och gädda 2014-2015 kan vara en förklaring till de lägre fångsterna, eller avsaknad av ökning, de två sista åren (figur 2). Vid nätprovfiskena i augusti var antalet fiskar som inrapporterats som skadade av skarv eller säl få. De enda rapporterade skarvskadorna var en gös 2014 och en 2015 i Lännåkersviken vilket tyder på att problematiken kring skadad fångst vid provfiske främst föreligger under vår och försommar, dvs. vid fiske med ålflytgarn.



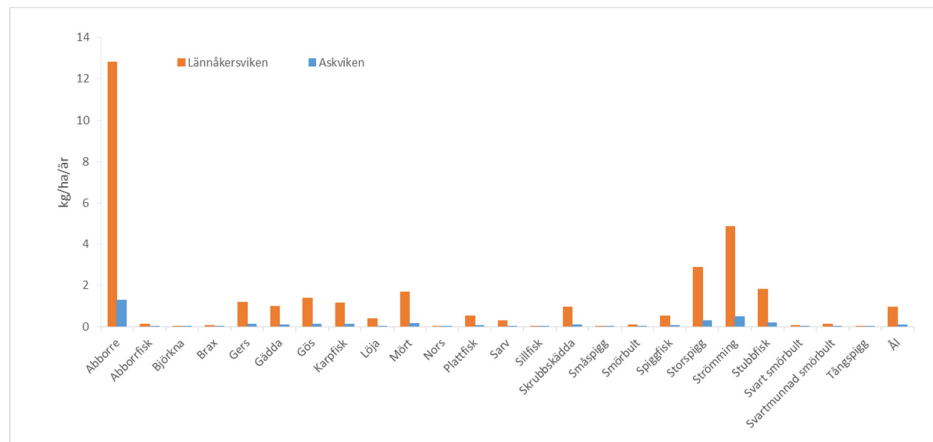
Figur 6. Andel av fångsten av gös, gädda, abborre och totalfångst där man sett skador av antingen skarv eller gråsäl i provfisket med ålflytgarn. Observera att skalan är olika för figurerna.

Predation från skarv och gråsäl

Predation från skarv och gråsäl. Skarvens konsumtion av fisk beräknades genom att kombinera fågelräkningar som utförts på plats i områdena i samband med ålflytgarnsfisket under april till juni 2015 med dietdata från 2012-2014. Dietdatat baseras på bytesrester som spyts upp och samlats in under häckningsperioden från de kolonier som ligger inom normalt födosöksavstånd, dvs. maximalt 20 km, från studieområdena. Konsumtionen beräknades genom att multiplicera antalet observerade skarvar med en konstant som antar att varje individ äter 0,993 kg per dygn under häckningstid. Konstanten är baserad på energiåtgång under häckning enligt bioenergetiska studier av Gremillet m fl (1995) och tar hänsyn till ungar och icke häckande

fåglar. Under provtagningsperioden 2015 observerades 3197 skarvar i Lännåkersviken, och 201 individer i Askviken. För hela perioden beräknades det totala uttaget i Lännåkersviken till 35.7 kg per hektar och år. Motsvarande siffra för Askviken var 3.6 kilo per hektar och år. Den stora skillnaden i förekomsten av skarv mellan områden gör att den potentiella påverkan på bestånden är betydligt högre i det fiskefria området än i referensområdet.

I figur 7 visas den artspecifika konsumtionen för den aktuella perioden under våren och försommaren, när skarvtätheterna är som högst i området. De aktuella siffrorna kan ses som en lägsta nivå av skarvens uttag i området per år. Resultaten indikerar att framförallt abborre i Lännåkersviken kan påverkas starkt av skarvpre-dation, vilket troligen kan förklara varför ingen positiv effekt av det fiskefria området kunde ses för arten. Även skarvens uttag av andra viktiga kommersiella arter med låg mobilitet och försvagade bestånd, framför allt gös, gädda, och ål, kan ha en negativ lokal påverkan som i en del fall kan ge effekter på beståndsnivå.



Figur 7. Beräkning av skarvens fiskkonsumtion per art, beräknat från skarvräkningar i områdena i april-juni 2015 och dietdata (uppspydda bytesrester insamlade under häckningsperioden) från 2012-2014.

För gråsäl erhöles uppgifter på antal räknade individer under pälsbytesperioden (maj-juni) vid kolonierna i Stockholms skärgård från Naturhistoriska riksmuseet, som ansvarar för miljöövervakningen av säl i Sverige. För att kompensera för att inte alla gråsäl ligger uppe på land samtidigt och kan räknas under inventeringen antogs att 70 % av totala populationen räknades årligen (Hiby m fl, 2007). Det ungefärliga antalet sälar i det fiskefria området och referensområdet skattades sedan med hjälp av en interpolationsanalys i ArcGIS med en så kallad kernel density-funktion. Maximiaavståndet i denna analys sattes till 60 km, vilket motsvarar gråsälens normala födosöksavstånd (Sjöberg och Ball 2000, Oksanen m fl 2014). Denna interpolationsmetod bygger på antagandet att det finns flest sälar närmast kolonierna

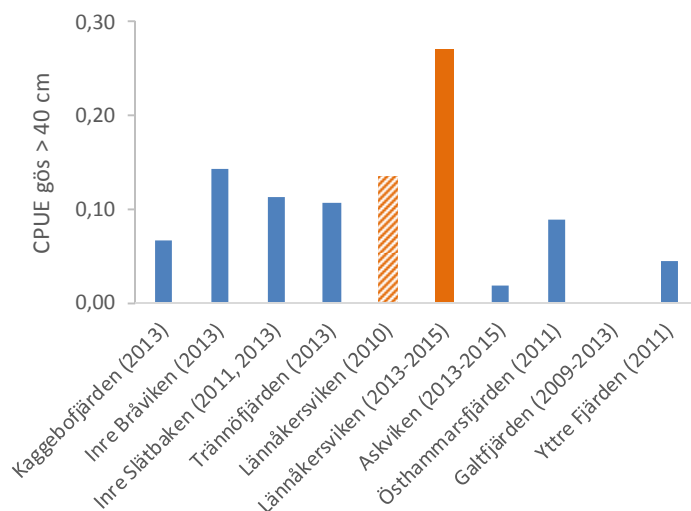
och att tätheterna sedan avtar med avstånd till kolonierna. Kartorna över sältätheten kombinerades därefter med en konstant som antar att varje individ äter 4.75 kg per dygn för att få fram kartor över totalkonsumtionen från säl (Hammond and Grellier, 2006, Hammond and Harris, 2006). Vid beräkningen av konsumtion antogs att sälar var förhindrade från att söka föda inom området på grund av isutbredning under 60 dagar. Analysen resulterade i en totalkonsumtion från gråsäl på 4,7 kg per hektar och år i både Lännåkersviken och Askviken, dvs. i samma storleksordning som skarvkonsumtionen i Askviken men betydligt lägre än i Lännåkersviken.

Uppskattning av gråsälarnas konsumtion av abborre, gädda och gös i Lännåkersviken och Askviken baserades på dietdata från spillningsprover insamlade i mellanskärgården. Tillgången på gråsäl från skyddsjakten i Stockholms skärgård är begränsad och majoriteten av djuren är skjutna i ytterskärgården och därför inte representativa för födovallet hos gråsäl längre in i skärgården. Resultaten visar på markanta skillnader i diet mellan olika delar av skärgården. I mellanskärgården dominerades dieten av abborre, cyprinider, gädda och sik medan strömming, skarpsill, torsk och tånglake var de viktigaste arterna i ytterskärgården. I proverna från mellanskärgården, som är de som bäst motsvarar miljön i provfiskeområdena, utgjorde abborre 50 % (95 % konfidensintervall: 41-59 %) och gädda 11 % (95 % konfidensintervall: 7-16 %) av den konsumerade vikten. Baserat på dessa intervall och den beräknade totalkonsumtionen skattas det årliga uttaget av abborre i Lännåkersviken till 2,0-2,8 kg per hektar och år i båda områdena. Uttaget av gädda från gråsäl beräknades till 0,3-0,8 kg per hektar och år i områdena. Data på gös i dieten är för litet för att en beräkning av uttaget i områdena ska kunna göras. Den låga förekomsten av gös speglar sannolikt att det inte varit möjligt att få in dietprover från innerskärgårdsområden där gösen i huvudsak förekommer.

11.3.4 Återfå ett attraktivt fritidsfiske på gös kring Gålö

Genom att anpassa linjära regressioner till provfiskedatat har skillnaden i utveckling mellan det fiskefria området och jämförelseområdet kunnat skattas. Jämförelsen visar att fångsterna av vuxen gös har haft en starkt positiv utveckling i det fiskefria området i förhållande till jämförelseområdet under perioden 2010-2015. När man tar hänsyn till beståndsutvecklingen både i fiskefria området och referensområdet, så ökade beståndet i det fiskefria området med en faktor 5 i vårfisket med ålflytgarn och med en faktor 11 i nätfisket i augusti jämfört med Askviken, där fisket varit fortsatt tillåtet och beståndet av gös har minskat. För gädda sågs en likartad utveckling. I ålflytgarnsfisket ökade gäddan med en faktor 4 och i nätfisket med en faktor 6 i det fiskefria området jämfört med det fiskade området. Även för gädda minskade beståndet i det fiskade området, samtidigt som det ökade i det fiskefria området. Sammantaget pekar provfiskedatat på att fiskeförbudet sannolikt lyckats vända på

en nedåtgående trend, dvs. den utveckling vi ser i jämförelseområdet, och att bestånden av gös och gädda i stället vuxit märkbart under den femåriga stängningen.



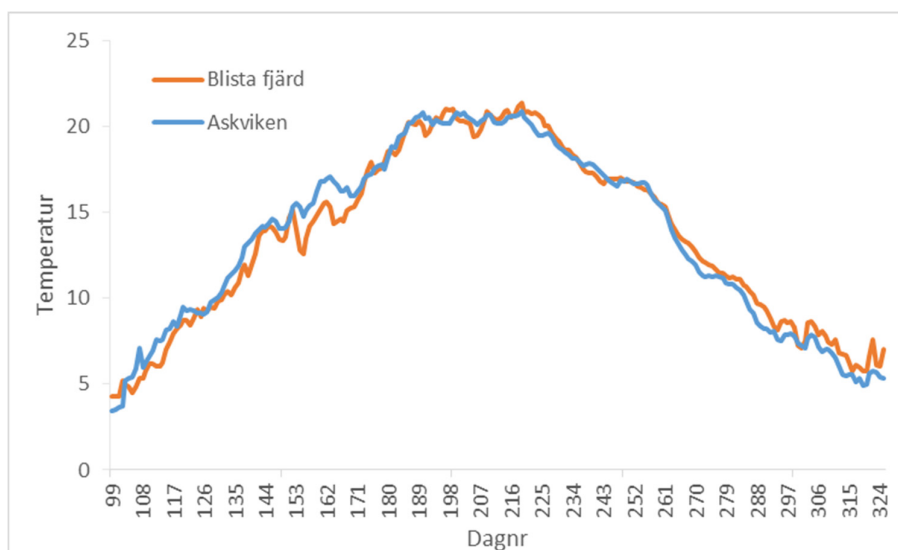
Figur 8. Fångsterna av vuxen gös (>40 cm) i nätprovfisken i det fiskefria området när fredningen inleddes (röd streckad stapel) och de senaste årens fredning (röd helfärgad stapel) jämfört med andra goda gösvatten längs svenska kusten. Övriga områden sträcker sig från Östergötlands till Gävleborgs län. Provfiskeår som ingår i beräkningarna anges inom parentes.

Vid en jämförelse med andra kustområden som håller goda bestånd av gös ser vi att det fiskefria området haft klart högre fångster än alla andra provfiskeområden under de tre senaste åren (Figur 8). Liksom den tidigare analysen indikerar denna jämförelse att åtgärden haft önskad effekt på den huvudsakliga målarten för fredningen. I och med att området numera är öppet för fiske förutom under lektid kan ökningen gynna fisket inom det tidigare fiskefria området. Det aktuella området utgör dessutom det klart viktigaste lekområdet för gös inom ett stort område i Stockholms skärgård. Eftersom gösen ofta sprider sig relativt långa sträckor i skärgårdsmiljö, upp till ca 15 km enligt återfångster gjorda av märkt gös i denna studie liksom även i tidigare studier (Saulamo & Neuman 2002), kan man förvänta sig att fisket efter gös gynnats även i kringliggande områden genom migrerande gös. Tillgången på lekplatser är en begränsande faktor för arter som gädda och gös i Östersjön (Sundblad m fl 2011, 2014). Under leken koncentreras dessa arter i begränsade områden och ett hårt fisketryck under lektiden kan därför ha en negativ påverkan på bestandsstorleken i stora skärgårdsområden. Därmed kan ett fiskeförbud i just dessa områden gynna beståndet som helhet, även utanför de aktuella fredningsområdena.

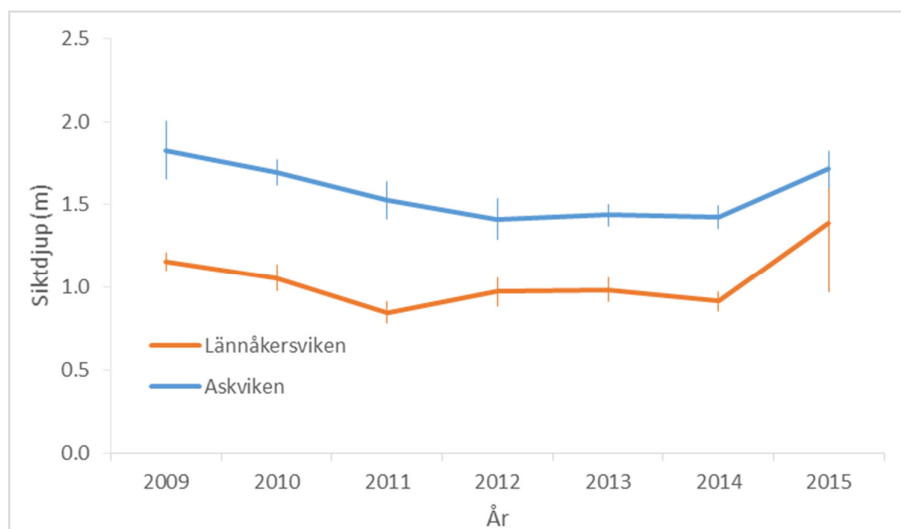
11.3.5 Övriga analyser

Miljöförhållanden i provfiskeområdena

Vattentemperatur och siktdjup har följts i de två provfiskeområdena över tid för att kunna bedöma i vilken mån skillnader i miljöförhållanden kan ha påverkat provfiskeresultatet. Temperaturförhållandena i de två vikarna var tämligen likartade och bör inte ha påverkat provfiskeresultatet i denna studie (figur 9). Siktdjupet skilde sig däremot åt mellan Lännåkersviken och Askviken (figur 10). Det grumligare vattnet i Lännåkersviken kan vara en indikation på större gödningspåverkan i det fiskefria området jämfört med referensområdet. Detta kan delvis förklara vissa skillnader i provfiskeresultat mellan vikarna, t.ex. högre fångster av björkna och braxen, likaså av gös, i Lännåkersviken som föll ut som en viktig variabel vid analysen av fiskesamhällets struktur i de båda vikarna. Inga trender i siktdjup förekom i områdena under undersökningsperioden. Därmed kan förändringar i vattenmiljön uteslutas som en möjlig orsak till de förändringar vi ser i fiskbestånden under studieperioden.



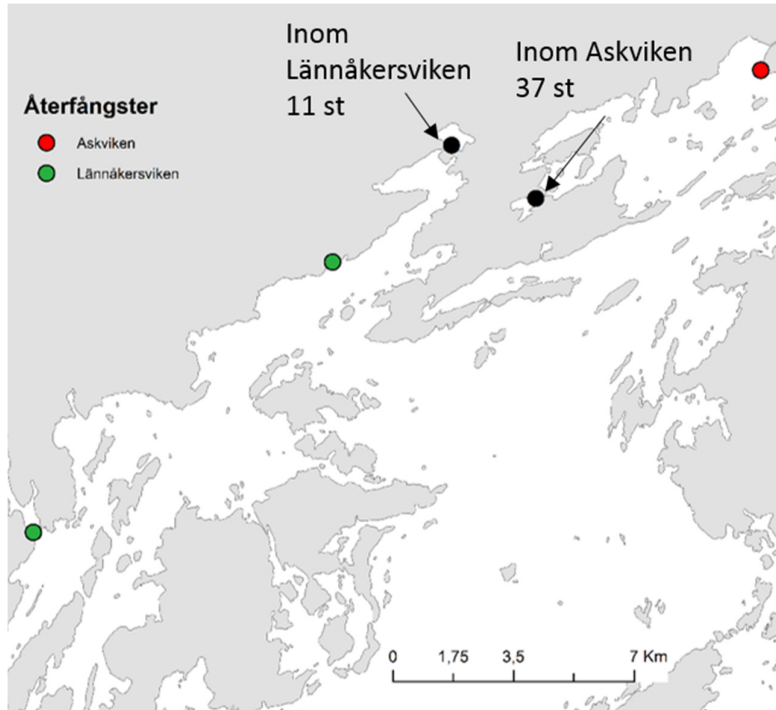
Figur 9. Medeltemperatur från mätningar med temperaturloggers i Blista fjärd och Askviken utförda under 2009-2014.



Figur 10. Medelsiktdjup ($\pm$ standardfel) per år under vårfisket med ålflytgarn.

Märkningsstudier

Under 2010-2015 märktes totalt 403 gösar och 105 gäddor i Lännåkersviken. Av dessa återfångades 11 gösar och 3 gäddor, eller ca 3 % för båda arterna, i ålflytgarnen alternativt genom inrapportering från fritidsfiskare. I Askviken märktes 240 gösar och 66 gäddor under motsvarande period. Av dessa återfångades 37 (15 %) gösar och 2 (3 %) gäddor. Av de återfångster som gjorts av märkt fisk i Lännåkersviken inrapporterades 3 individer av gös som återfångats utanför märkningsområdet (figur 11). Motsvarande siffra för Askviken var 1 individ. Avståndet (vattenvägen) från Askviken och den gös som återfångats utanför märkningsområdet var ca 5 kilometer. Motsvarande siffror för de tre individer som återfångats utanför Lännåkersviken var 4, 16 och 20 km, vilket ligger inom det avstånd som man tidigare sett att gös kan migrera i skärgårdsmiljö (Saulamo & Neuman, 2002). Inga av de återfångade gäddorna fångades utanför märkningsområdet.



Figur 11. Lokalisering av återfångade gösar som märkts i Länna respektive i Askviken. För Länna återfångades 3 individer utanför märkningsområdet i samband med fritidsfiske, och för Askviken återfångades 1 individ utanför området. Övriga individer har återfångats i ålflytgarnen som använts i samband med uppföljningen.

En årlig populationstäthetuppskattning gjordes för gös i Askviken och Länna på basen av fångst-återfångstdata från ålflytgarnsfisket genom en så kallad Schnabel beräkning, en metod som används då man har upprepade märkning- och återfångstprovtagningar under provtagningsperioden. Återfångsten av gädda var så låg i både Länna och Askviken att den uteslöts från denna analys. Enbart återfångster som gjorts med ålflytgarn under samma vår som märkningen gjorts räknades med i analysen, för att minimera påverkan från dödlighet mellan märkning och återfångst. Ett populationsvärde per område och år beräknades. I Länna skattades beståndet till 2477 ± 1559 individer (medelvärde $\pm$ SD för åren 2010-2014) och i Askviken till 239 ± 126 individer. Återfångsterna är låga, speciellt i Länna, vilket ger osäkra skattningar. Beräkningen visar ändå tydligt att lekbeståndet i Länna är klart större än i Askviken.

11.4 Diskussion

Det fiskefria området i Länna och Blista fjärd vid Gålö har starkt bestånden av målarterna gös och gädda. För gös har fångsterna av vuxen fisk i provfiskena

under den femåriga studieperioden ökat med en faktor 5-11 när man jämför med utvecklingen i Askviken, där fisket fortgått som tidigare. För gädda har fångsterna av vuxen fisk, om man undantar vårfisket 2015 då fisket var kraftigt stört av gråsäl, ökat med en faktor 4-6 jämfört med referensområdet. Alla enskilda trender var inte statistiskt signifikanta trots att förändringarna i medelvärden över tid kunde vara stora. Till följd av de korta tidsserierna var den statistiska styrkan i testerna låg. Eftersom mönstret i de båda fiskena stärker varandra samtidigt som effektstorleken, dvs. den procentuella förändringen av fångsterna i det fiskefria området i förhållande till referensområdet, är hög så bedömer vi att ovanstående slutsats är tillförlitlig även om enbart delar av testerna är statistiskt säkerställda.

Det fanns även tendenser till en ökande andel stor och gammal gös till följd av fredningen, men dessa trender var inte signifikanta. Enligt vår skattning av mortaliteten för gös minskade den inte i det fiskefria området. Den svaga effekten på storleks- och åldersstruktur samt mortaliteten kan antagligen förklaras med att mängden ungfisk ökat i nästan samma takt som den vuxna gösen i det fiskefria området. Att gösens rekrytering i området ökat i takt med att mängden lekfisk ökat kan indirekt vara en konsekvens av fiskeförbudet. Ett sådant mönster indikerar att man tidigare kan ha haft ett så kallat rekryteringsöverfiske, dvs. en så stark decimering av beståndet av gös att reproduktionen påverkats negativt. Även för gädda ses en liknande tendens till ökad täthet ungfisk i det fiskefria området, varför ingen effekt på storleksstrukturen kan förväntas under den korta tidsperiod som fredning varit i kraft.

För abborre har det fiskefria området inte gett upphov till några positiva effekter på beståndstäthet eller storleksstruktur. Sannolikt kan frånvaron av effekt här förklaras med att beståndet av abborre i det fiskefria området påverkas starkt av predation från skarv. Det beräknade uttaget av abborre från skarv, baserat på fågelräkningar och dietdata, är högt i det fiskefria området och avsevärt lägre i referensområdet. Predationstrycket verkar alltså i motsatt riktning jämfört med skillnaden i fisketryck och kan därför sannolikt maskera effekterna av ett minskat fisketryck. I Askviken förekommer mycket båttaktiviteter, vilket kan störa arter som gråsäl och skarv. I det fiskefria området är störningen från båtar däremot låg, eftersom fritidsfiskare inte besöker området samtidigt som det saknas större båthamnar. Den lägre mänskliga aktiviteten i fiskeförbudsområden kan alltså indirekt gynna fiskätande predatorer.

Analyserna av sälens och skarvens diet i området visar att framför allt abborre utgör en stor andel av dieten. För skarv i närområdet till Gålö utgör abborren 36 % av totala födointaget i vikt, medan abborren utgjorde 50 % av vikten i gråsälens diet i Stockholms mellanskärgård. Motsvarande siffror för gädda var 3 respektive 11 % och för gös 4 respektive 0 %. I kombination med skattningarna av skarvens och gråsälens totala uttag av fisk i de två områdena förefaller framför allt skarvens uttag av abborre kunna ha en betydande effekt på bestånden, medan predationseffekterna

på gädda och gös förefaller vara mer begränsade. Noteringarna av bitskador från säl och skarv indikerar dock att även gös och gädda kan utsättas för ett högt predationstryck och en tydlig störning för överlevande fisk. Under 2015 hade hälften av gäddorna och en tredjedel av gösen i provfisket med ålflytgarn bitskador. Även om vissa skador kan ha uppstått i redskapen så har merparten av dessa skador med all sannolikhet uppkommit före fisken fångades, eftersom fiskarna är svåra att komma åt inne i de stora fiskfällor som använts vid vårfisket. Detta är mycket högre siffror än medelvärdet för alla arter, vilket indikerar att gråsäl och skarv selektivt riktar in sig på dessa storvuxna arter i sitt födosök. Dessa resultat indikerar sammantaget att predationen från säl och skarv inne i kustfiskens lekområden kan ha negativ påverkan på rovfiskbestånden i Stockholms skärgård, som utgör den del av svenska kusten där vi har allra tätast bestånd av skarv och gråsäl. Undersökningarna visar att fredningsområden i viktiga lekområden kan vara en central del i fiskförvaltningen med syfte att upprätthålla eller återfå goda kustfiskbestånd och ett attraktivt skärgårdsfiske. För att nå denna målsättning kan dylika inskränkningar i fisket behöva kompletteras med lokal förvaltning av skarv och gråsäl som födosöker i dessa viktiga reproduktionsområden för fisken, t.ex. genom skyddsjakt eller andra metoder för att begränsa predatorernas uttag av fisk i området.

Även om det fiskefria området lett till att bestånden av målarterna gös och gädda stärkts betydligt, så har åtgärden under den femåriga perioden haft begränsade effekter på fisksamhället som helhet. Andelen rovfisk har inte ökat i fångsterna i nätprovfisket i förhållande till jämförelseområdet. Däremot ser man att artsammansättningen i de två områdena blir mer olika över tid, och att denna divergens delvis beror på att det blir mer gös i det fiskefria området. Att effekterna på samhällsnivå inte är så tydliga kan sannolikt förklaras med att det behövs längre tid för att de ökade rovfiskbestånden och den åtföljande ökningen i predation på andra arter ska ge upphov till förändringar i hela fisksamhällets struktur.

Målsättningen med att stärka bestånden av rovfisk i och kring Lännåkersviken och Blista fjärd och därmed återfå förutsättningar för ett attraktivt fritidsfiske i området bedöms ha uppnåtts för gös och gädda genom den femåriga fredningen. Beståndsutvecklingen har varit mångfaldigt starkare i det fiskefria området jämfört med referensområdet på andra sidan Gålö. Samtidigt ser vi att den nuvarande beståndstätheten för gös, som utgjorde den huvudsakliga målarten för förvaltningsåtgärden, är flera gånger högre än i andra kustbestånd. Detta kan ge förutsättningar för ett gott fritidsfiske i kringliggande skärgårdsområden som nyttjas av dessa bestånd, och efter att området öppnats för fiske igen 2015 även i det tidigare helt stängda området. Det finns dock en uppenbar risk att enbart den lektidsfredning som nu råder i området inte ger ett tillräckligt starkt skydd för rovfisken, i synnerhet som predationen från skarv och gråsäl sätter ytterligare press på bestånden i tillägg till

fiskets uttag. Det är därför viktigt att fortsätta övervakningen av fiskbestånden i området för att vid behov kunna sätta in ytterligare åtgärder för att minska fisketrycket och begränsa påverkan från de stora predatorerna.

Sammantaget visar studien att ett fiskefritt område av en mycket begränsad storlek, i detta fall 1.7 km² plus lika stor yta med enbart lektidsfredning, kan ge positiva effekter på de lokala bestånden av gös och gädda redan efter några år. De goda effekterna kan förklaras av att gös och gädda tidigare varit utsatta för ett högt fisketryck i området, i kombination med att dessa arter är relativt stationära samtidigt som det aktuella området utgör det viktigaste lekområdet för bestånden i denna del av Stockholms skärgård. Man kan på goda grunder anta att begränsade fiskefria områden kan utgöra ett viktigt förvaltningsinstrument för gös och gädda även i andra kustområden. Sannolikt gäller detta även för abborre, i de fall där predationen från sälar och fåglar inte är så stark att den begränsar beståndsutvecklingen.

11.5 Referenser

- Bergström U, Ask L, Degerman E, Svedäng H, Svenson A, och Ulmestrand M 2007. Effekter av fredningsområden på fisk och kräftdjur i svenska vatten. Finfo 2007:2, Fiskeriverket.
- Bergström U, Sundblad G, Downie A-L, Snickars M, Boström C, Lindegarth M 2013. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology* 50: 680–690
- Bergström U, Olsson J, Casini M, Eriksson BK, Fredriksson R, Wennhage H, Appelberg M. 2015. Stickleback increase in the Baltic Sea - a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 163: 134-142
- Byström P, Bergström U, Hjältén A, Ståhl S, Jonsson D, Olsson J 2015. Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea - where and when do sticklebacks matter? *Ambio* 44(3): 462-471.
- Dannewitz J, Prestegard T, Palm S 2010. Långsiktigt hållbar gösförvaltning. Genetiska data ger ny information om bestånd och effekter av utsättningar. Finfo 2010:3, Fiskeriverket.
- Fredriksson R, Bergström U, Sundblad G 2010. Fiskyngelinventering vid Gålö, Haninge kommun. Rapport, Fiskeriverkets kustlaboratorium. 22 pp.
- Froese R, Pauly D (Eds) 2004. World Wide Web electronic publication, www.fishbase.org version (06/2004).
- Gremillet D, Schmid D, and Culik B 1995. Energy requirements of breeding great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Marine Ecology Progress Series* 121: 1-9.
- Gunnart U, Lif M, Lindberg P, Ljunggren L, Sandström A, Sundblad G 2011. Kartläggning av lek-områden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten. FINFO 2011:3. Fiskeriverket, Öregrund, 42 s.
- Hammond PS & Grellier K 2006. Grey seal diet composition and prey consumption in the North sea. Final report to Department for Environment Food and Rural Affairs on project MF0319. 54 pp.
- Hammond PS & Harris RN 2006. Grey seal diet composition and prey consumption off western Scotland and Shetland. Final report to Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department and Scottish Natural Heritage, 41 pp.
- HELCOM 2012. Indicator-based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 131

- Hiby L, Lundberg T, Karlsson O, Watkins J, Jussi M, Jussi I, Helander B 2007. Estimates of the size of the Baltic grey seal population based on photo-identification data. NAMMCO Scientific Publications, 6: 163-175.
- Laikre L, Miller L M, Palme A, Palm S, Kapuscinski AR, Thoresson G, & Ryman N 2005. Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Molecular Ecology* 14: 1955-1964.
- Ljunggren L, Sandström A, Bergström U, Mattila J, Lappalainen A, Johansson G, Sundblad G, Casini M, Kaljuste O, Eriksson BK. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea is coincident with an offshore system shift. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1587-1595.
- Mustamäki N, Bergström U, Ådjers K, Sevastik A, Mattila J 2013. Pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in decline - high mortality of three populations in the northern Baltic Sea. *Ambio* 43:325-336.
- Oksanen SM, Ahola MP, Lehtonen E & Kunasranta M 2014. Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation. *Marine Ecology Progress Series*, 507, 297-308.
- Saulamo K and Neuman E 2002. Local management of Baltic fish stocks—significance of migrations. Fiskeriverket, Göteborg.
- Sjöberg M och Ball JP 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? *Canadian Journal of Zoology*, 78, 1661-1667.
- SLU, Institutionen för akvatiska resurser 2015. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2015. Resursöversikt. <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/fiskbestand-och-miljo-i-hav-och-sotvatten/>.
- Sundblad G, Bergström U, Sandström A. 2011. Ecological coherence of MPA networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48: 112-120.
- Sundblad G, Bergström U, Sandström A, Eklöv P 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* 71: 672-680.
- Svedäng H, Thoresson G, Thorfve S, Berglund A 1998. Undersökning av fritidsfisket vid Gålö-Ornö, Stockholms skärgård 1995-96. Fiskeriverket rapport 1998: 1.

12 Ett fiskefritt område för skydd av torsk i Kattegatt – Delrapport 3

Författare:

Andreas Wikström, Håkan Wennhage, Johan Lövgren, Filip Svensson, Patrik Börjesson och Mattias Sköld



Omslagsfoton: Magnus Andersson & Baldvin Thorvaldsson

Referera till denna rapport:

Wikström A, Wennhage H, Lövgren J, Svensson F, Börjesson P, & Sköld M 2016. Ett fiskefritt område för skydd av torsk i Kattegatt. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

12	Ett fiskefritt område för skydd av torsk i Kattegatt – Delrapport 3	95
12.1	Bakgrund	97
12.2	Metodik	101
	12.2.1 Använda fiskeredskap	101
	12.2.2 Modellering av fiskets påverkan på torsk	102
	12.2.3 Beståndsanalys torsk	103
	12.2.4 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta	103
	Utvalda arter	105
	Avgränsning för stora individer	105
12.3	Resultat	106
	12.3.1 Omfördelning av fiskeansträngning från Kattegattorskens lekområde	107
	Osäkerheter i uppskattningarna av fiskets påverkan	109
	12.3.2 Beståndsanalys torsk	111
	Återhämtning av torskbeståndet i Kattegatt	112
	Minskad fiskemortalitet	113
	Större lekbestånd i Kattegatt	113
	Diversifierad åldersfördelning	114
	12.3.3 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta	116
	Beståndstäthet av torsk i FFO	116
	Diversifierad storleksfördelning	117
	Spillover (juvenil och vuxen fisk)	118
	Beståndstäthet av havskräfta i FFO	119
	Diversifierad storleksfördelning	120
	Fisksamhällets utveckling	121
	Beståndstäthet för utvalda arter	123
	Diversifierad storleksfördelning för utvalda arter	125
12.4	Diskussion	126
	12.4.1 Havskräfta	130
	12.4.2 Fisksamhälle	131
	12.4.3 Övriga utvalda arter	131
12.5	Referenser	132

Sammanfattning

I Kattegatt infördes ett fiskefritt område år 2009, där ett kärnområde med omgivande buffertzoner har varit helt respektive delvis stängda för fiske sedan dess. Området består av ett 647 km² stort havsområde som är helt fiskefritt samt nästan 2500 km² buffertzoner och var när det inrättades norra Europas största i sitt slag. Syftet med inrättandet av fredningsområden var att skydda Kattegattbeståndets stora torskindivider som ansamlas för lek i områdena under första kvartalet. I rumsliga analyser av skillnader i beståndstäthet, storlekssammansättning och rekrytering av torsk i Kattegatt mellan det fiskefria området, buffertzon och referensområdet ses en generell ökning i beståndstäthet och förekomst av stora (äldre) individer. ICES beståndsuppskattningar som redovisas i rapporten indikerar också att torskbeståndet i Kattegatt genomgått återhämtning under perioden 2009 - 2015, både med avseende på beståndets storlek och åldersstruktur. Resultatet är således i enlighet med ICES beståndsuppskattningar men kan inte påvisa några rumsliga skillnader mellan de olika zonerna. Den huvudsakliga provtagningen av fisk i projektet (Fisherman survey) genomförs emellertid under fjärde kvartalet; en period på året när torsk kan förväntas vara mer utspridd i Kattegatt innan aggregering för lek sker. Sannolikt är detta en förklaring till att analyserna är bättre på att detektera den generella återhämtningen av beståndet jämfört med rumsliga skillnader mellan zonerna. Dynamiken i utbredning av olika storlekklasser av torsk över året indikerar även att man kan förvänta sig att se den största effekten på beståndsnivå snarare än på områdesnivå. Modellberäkningar baserade på rumslig fördelning av torsk och trålfiske indikerar emellertid att de stängda områdena signifikant bidragit till minskad fiskerimortalitet på stor (köns mogen) torsk och därmed till återhämtning av torskbeståndet.

Rumsliga skillnader mellan de olika zonerna noteras för havskräfta. Havskräfta är en art med ett mer stationärt leverne och förväntas inte ha omfattande lek- och födosöksvandringar under året på samma sätt som torsk. För havskräfta har en exkludering av fiske inneburit en god tillväxt som resulterat i större individer jämfört med omgivande havsbottnar där fiske bedrivs. Storleksökningen hos havskräfta inom det fiskefria området innebär dessutom en potentiell ökning av ägg- och larvproduktion per havskräftshona samt en återgång till mer naturlig storleksfördelning i beståndet av havskräfta.

Bestånd av piggvar och slätvar visade inga mätbara effekter av fredningen mellan zonerna. Även om det fiskefria områdets storlek ger förutsättningar för effekter på andra arter så har fredningen inte utformats med dessa båda arters behov och utbredning i fokus. Det är därför rimligt att de tar längre tid innan en eventuellt positiv respons av en fredning är mätbar.

12.1 Bakgrund

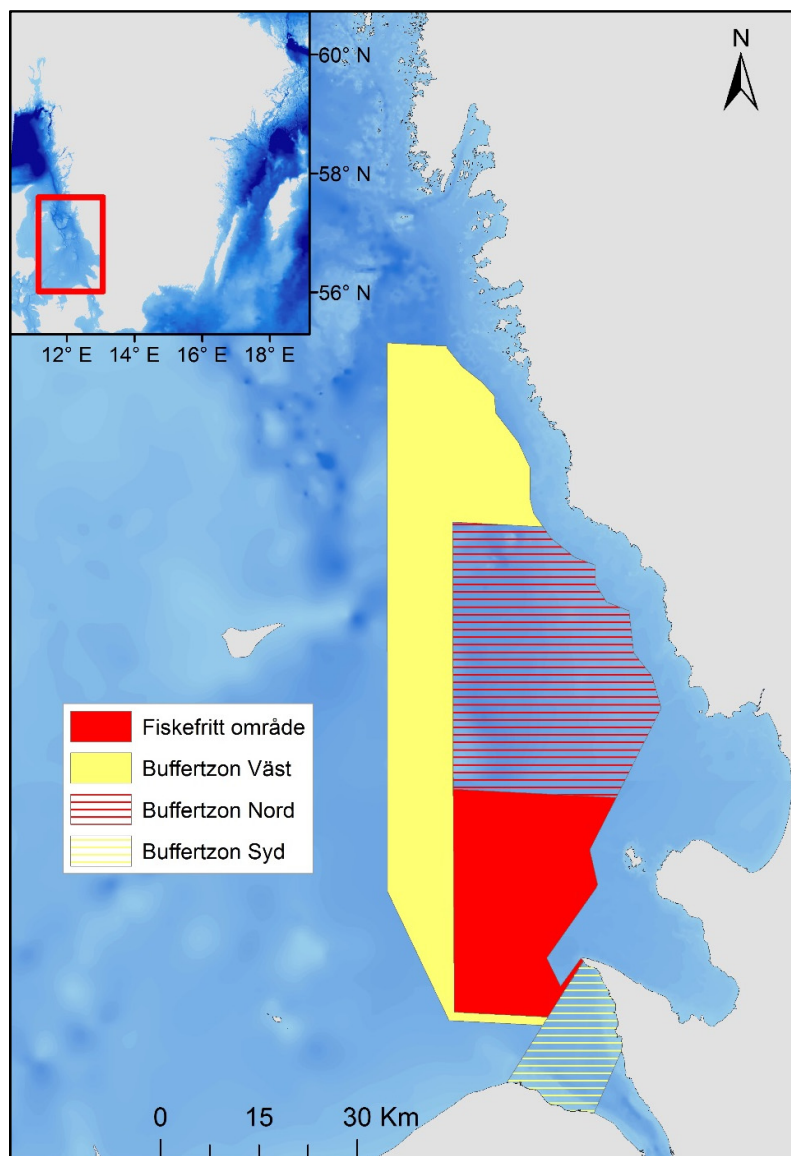
Beståndet av torsk i Kattegatt har under de senaste 25 åren uppvisat tydliga tecken på överfiske och lekbiomassan har varit alarmerande låg sedan början av 2000-talet. Det internationella havsforskningsrådet International Council for the Exploration of

the Seas (ICES) har, sedan år 2000, gjort bedömningen att beståndet av torsk i Kattegatt är under biologiskt säkra gränser och att fiskeridödligheten är allt för hög. Trots att torskkvoterna reducerades så var dödligheten för torsk fortfarande allt för stor och beståndet fortsatte minska. Anledningen till den fortsatt höga fiskeridödligheten var att torsk fångades såväl riktat som i bifångst i det omfattande blandfisket efter havskräfta. Den höga fiskeridödligheten på torsk i Kattegatt medförde att ICES gav råd, redan så tidigt som år 2002, om att fiskeridödligheten på torsk skall minimeras, i princip ett torskfiskeförbud innefattande även de fiskerier där torsk var bifångst. Trots ICES tydlighet i rådgivningen infördes inte tillräckliga begränsningar i fisket, istället fortsatte torskbeståndet att minska.

För att komplettera med mer verkningsfulla åtgärder med syfte att återuppbygga torskbeståndet föreslog svenska och danska forskare åtgärder om stängningar av lekområdena för torsk (Hjelm et al. 2008). Syftet med införandet av det fiskefria området (FFO) var att flytta fiskerier som fångade torsk som bifångst från områden där torsk i Kattegatt aggregerar för lek. Genom åtgärderna bedömdes fiskerier på andra arter som havskräfta och plattfisk kunna fortgå men på andra områden, och under perioder i buffertzoner då torsken inte är aggregerad för lek. De svenska och danska fiskeriministerna kom överens om åtgärder som baserades på forskarnas förslag och det fiskefria området i Kattegatt inrättades den 1:a januari år 2009. Det består av ett kärnområde med angränsande buffertzoner som omfattas av begränsningar i fiske både med avseende på tid och fiskeredskap (Figur 1). Det södra området (Fiskefritt område) råder fiskeförbud året runt. I det norra området (Buffertzon Nord) råder det fiskeförbud under första kvartalet (januari – mars), det vill säga perioden när torsk leker, och under resten av året tillåts fiske endast med selektiva redskap. I den tredje delen av det fiskefria området (Buffertzon Väst) så är fiske tillåtligt året om med restriktionen att selektiva redskap skall användas första kvartalet. I den fjärde området (Buffertzon Syd) råder samma premisser som i Buffertzon Väst. FFO, Buffertzon Nord samt Buffertzon Syd utgör viktiga områden för torsk i Kattegatt (Vitale et al. 2008).

Tankarna om ett lekområdesskydd i Kattegatt under kvartal ett, hade länge varit ett förslag som diskuterats framförallt mot bakgrund av kunskap om torskens utbredning i Kattegatt (Vitale et al. 2008; Hjelm et al. 2013). Historiskt bedrevs ett torskfiske på lekaggregationer i sydöstra Kattegatt under det första kvartalet. Under ett flertal år fångades stora delar (upp till 70 %) av den årliga svenska torskkvoten i Kattegatt i det riktade fisket efter torsk under första kvartalet på lekplatserna. Med sjunkande kvoter och ransoner så minskade det svenska riktade fisket på lekande torsk från och med år 2005. Torsk fångades trots detta fortfarande i stor omfattning som bifångst i blandfisket efter andra arter, främst havskräfta och plattfisk.

Det inrättade FFO i Kattegatt innebar indirekt även ett lokalt skydd för livsmiljöer i området, samt för andra bifångstarter och kommersiella arter. Föreliggande utvärdering av FFO i Kattegatt analyserar därför i tillägg till effekterna på torsk också effekterna på fisksamhället i sin helhet och utvalda arter som till exempel havskräfta i området. Havskräfta är en art med stor kommersiell betydelse för svenskt yrkesfiske i Kattegatt. I FFO har trålning helt eller delvis upphört vilket också möjliggör analyser av effekter av fysisk påverkan på havsbottnarna. Utvärderingen innefattar därför även mjukbottenfaunans utveckling i det stängda området, samt bottenfaunans sammansättning utefter en gradient i trålningsintensitet. Utvärderingen av mjukbottenfaunan i relation till FFO görs emellertid i en separat delrapport.



Figur 1. Kartbild över fredningsområdet i södra Kattegatt. Det röda området är fiskefritt område (FFO) med permanent fiskeförbud. Inom det röstreckade området som kallas Buffertzon Nord får endast selektiva redskap (svensk rist eller SELTRA 300-trål) användas med undantag av torskens lekperiod 1 jan – 31 mars då all trålning är förbjuden. Inom det gula området som kallas för Buffertzon Väst är fiske tillåtligt utan särskilda restriktioner, undantaget är torskens lekperiod då endast fiske med selektiva redskap som inte fångar torsk är tillåtna. I det gulstreckade området, notera att detta område tillhör Västra Östersjön, är fiske tillåtet utan särskilda bestämmelser med undantag av inskränkningar under torskens lekperiod 1 feb – 31 april då endast selektiva redskap (svensk rist eller SELTRA 300-trål) är tillåtna. För mer detaljerad information om regleringar av fiske i Kattegatt se rådande föreskrifter (HVMS 2016, tidigare FIFS 2004:36).

12.2 Metodik

I samband med att FFO inrättades i södra Kattegatt definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier (*Goals, Objectives, Indicators, Success criteria*) för torsk och havskräfta i området av Fiskeriverket, numera Havs- och Vattenmyndigheten (Tabell 1). Med de uppsatta målen som utgångspunkt har information från olika uppföljningsprogram använts för att svara på i vilken mån de uppnåtts. Eftersom det övergripande målet var att återskapa ett livskraftigt bestånd av torsk har även information från den av ICES årliga beståndsanalysen för torsk i Kattegatt sammanställts och inkluderats. För att utvärdera om inrättandet av de olika fredningsområdena haft en effekt på fiskeridödligheten för torsk har torskens rumsliga fördelning över året modellerats i relation till information om fiskets bedrivande och effekten av redskapsselektion.

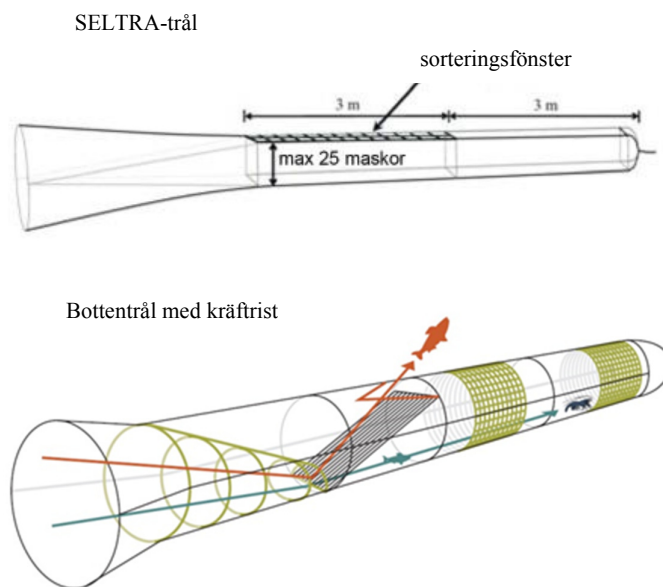
12.2.1 Använda fiskeredskap

Innan inrättning av FFO med buffertzoner i Kattegatt dominerade fångsten av torsk från bottentrålfiske (> 90 %). Det var därför, i huvudsak, inom detta flottsegment som olika redskapsbegränsningar införts. Det dominerande redskapet vid bottentrålning innan inrättandet av FFO år 2009 var bottentrål med 90 mm diagonalmaska i lyftet.

I samband med inrättandet av FFO beslutade svenska och danska myndigheter om att fiske med två olika fiskeredskap, den danska SELTRA-trålen (SElective TRAwl) försedd med extra stora maskor i takpanelen, och den svenska kräfttrålen med rist skulle tillåtas efter lekperioden i Buffertzon Nord samt under lekperioden i Buffertzon Väst respektive Syd (Figur 2). SELTRA trålen är i princip en bottentrål med stora maskor i taket på trålen genom vilka mindre torsk kan fly ut, och SELTRA trålen skall vara utformad i enlighet med rådande föreskrifter (HVMFS 2016, tidigare FIFS 2004:36).

Kräftrist introducerades i Sverige redan 2004 som ett artselektivt redskap. Kräftristen fungerar på så sätt att det bak i trålen har satts ett galler (rist) genom vilket stor fisk inte kommer igenom och fisken tillåts istället fly ut genom ett hål i taket på trålen. Vid fiske efter havskräfta får spaltavståndet i risten inte överstiga 35 mm och risten måste vara monterad snedställd i trålen, uppåt bakåt, med samtliga sidor fastsatta i trålen. I trålens överpanel ska det finnas ett oblockerat fiskutläpp i omedelbar anslutning till ristens överkant för att leda bort den utsorterade fisken från trålen. Mindre fisk som kan simma igenom gallret selekteras ut genom maskorna längre bak i trålen. Användning av rist möjliggör fångst av havskräftor med mycket små bifångster av liten torsk och 100 % utselektion av stor torsk. Kräftristen är ett av få redskap som i EU:s torskåterhåtningsplan (EC 1342/2008, undantag i enlighet

med artikel 11 2b¹⁾) på grund av sina dokumenterat små fångster av stor torsk inte är begränsat i antalet dagar som fiskaren får använda redskapet.



Figur 2. Selektiva redskapen som är tillåtna i buffertzonerna under delar av eller under hela året. SELTRA trålar (övre bild) med stora maskor i taket av trålen. Kräftfrist med galler (nedre bild) som sorterar ut stor fisk genom ett hål i taket på trålen mindre fisk som går igenom risten selekteras ut genom maskorna längre bak i trålen.

12.2.2 Modellering av fiskets påverkan på torsk

För att utvärdera den relativa påverkan från fiske på torsk i relation till det fiskefria området och andra tekniska regleringar användes en modell för att förutsäga torskens rumsliga fördelning över året i kombination med information om fiskets geografiska fördelning (VMS-data) och selektivitet. Analyserna baserar sig på en metod som utvecklats av Vinther och Eero (2013) och kan i korthet sammanfattas som:

- (i) Tillgängliga trålexpeditioner (se nedan avsnitt 2.2 Beståndsanalys torsk) används för att konstruera GAM-modeller (Generalised additive model) baserad på relativ täthet av torsk kvartalsvis i relation till position, djup, år och trålfiskeundersökning. Baserat på resultatet av dessa modeller förutsägs därefter den rumsliga fördelningen av olika storleksklasser av torsk (12-24, 25-39 och ≥ 40 cm total kroppslängd).

¹http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2008.348.01.0020.01.ENG&toc=OJ:L:2008:348:TOC

- (ii) Positionsdata (VMS) från bottentrålfiske, där fiske definierades som aktivitet i 2-4 knops fart, i kombination med information om fartygens motorstyrka (kW) används sedan för att skatta fiskeansträngningens (tråltid * kW) fördelning i Kattegatt under året perioden 2008-2015. Till denna rumsliga information om fisket kopplades redskapstyp från loggboken och selektivitetens storleksberoende för torsk i olika redskap.
- (iii) Genom att kombinera kartan över torskens fördelning (i) med kartan över fiskeansträngningen (ii) beräknas sedan påverkan från fiske som en approximation av fiskeridödligheten per kvartal. I modellen antas därvid att den lokala påverkan från fisket är proportionell mot fisketrycket och torskförekomsten.
- (iv) Påverkan från fisket summeras per område (FFO, buffertzoner och referens), och sätts i relation till fiskets påverkan år 2008, det vill säga året innan FFO och dess nya redskapsregleringar inrättades. Därigenom erhålls ett relativt mått på förändringen i fiskeridödlighet sedan inrättandet av FFO per område och för hela Kattegatt.

12.2.3 Beståndsanalys torsk

Årligen genomförs beståndsanalyser för flera av de större fiskbestånden inom ICES. I analyserna av torskbeståndet i Kattegatt används data från det kommersiella fiskets landningar och utkast (icke-önskad bifångst) av fisk tillsammans med data från vetenskapliga trålexpeditioner i Kattegatt. I utvärderingen av betydelsen av FFO för torskbeståndets återetablering i Kattegatt har information från de årliga beståndsanalyserna av torsk sammanställts. Nedan följer en lista av årliga vetenskapliga trålexpeditioner vars data utnyttjas i beståndsanalyserna:

- (i) IBTS (International Bottom trawl Survey), trålfiske utförs under både kvartal 1 och kvartal 3 i Kattegatt då 19 olika stationer provfiskas.
- (ii) BITS (Baltic International Trawl Survey), trålfiske utförs under både kvartal 1 och kvartal 3 i de Danska Bälten då 22 olika stationer provfiskas.
- (iii) *Fisherman survey*, trålfiske utförs under kvartal 4 i Kattegatt då 80 olika stationer provfiskas.

12.2.4 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta

I Kattegatt genomförs årligen ett flertal olika trålexpeditioner med fokus på att samla in information om fiskbeståndens status. I samband med att FFO inrättades i södra Kattegatt initierades en särskild trålundersökning, benämnd *Fisherman survey*, för torsk i Kattegatt. Undersökningen startade år 2008 och har sedan dess, med undantag av år 2012, utförts årligen under kvartal fyra. Intressant med denna trålundersökning är att den har utvecklats i samarbete med svenskt och danskt yrkesfiske,

vilket skapat större delaktighet och acceptans för resultaten. Provtagningarna genomförs med hjälp av fyra kommersiella fiskefartyg, två svenska och två danska, utrustade med en standardiserad undersökningstrål försedd med 70 mm maska. Totalt fiskas 80 provfiskestationer årligen och den stora mängden trålfiskestationer innebär att informationen ger en bra rumslig beskrivning av torskförekomsten. Fisherman survey ger därigenom bra förutsättningar att bedöma torskens status när beståndet är litet jämfört med information från andra trålexpeditioner i Kattegatt som har lägre rumslig upplösning. Vid insamling av information om små bestånd med låg geografisk täckning finns risk för att erhålla ett bristande dataunderlag som inte kan användas för beståndsanalys.

I de statistiska analyser som gjorts för att utvärdera effekten av FFO har data från Fisherman survey använts på grund av denna expeditions överlägsna rumsliga täckning av det fiskefria området och representerar en period av året då fisken har en utspridd distribution i Kattegatt. I analyserna har data grupperats efter platsen där det samlats in; FFO, Buffertzonen Nord samt Referens (Figur 1). FFO utgör det helt stängda området där fiske är förbjudet. Buffertzonen Nord är säsongsstängt för fiske under perioden januari – mars då torsken aggregeras för lek och under perioden april – december är fiske tillåtet men med selektiva trålar som inte fångar lika mycket torsk som konventionella trålar. Referensområdet har valts utifrån trålfiskestationer placerade (insamlade) utanför de stängda zonerna i Kattegatt, men med liknande miljöförhållanden som inom de stängda områdena.

För analyserna har ett urval av stickprov använts, då endast tråldrag inkluderats om hela den trålade sträckan legat innanför gränserna av det område som stickprovet ska representera. Totalt varierar antalet stickprov från 5 till 25 mellan område och år. Analys av data har utförts med ANCOVA (Analysis of Covariance) med faktorn Område och med År som kovariat. Hypotestestning av förändringar relaterat till inrättandet av det fiskefredade området bygger på att identifiera en interaktion mellan Område och År; det vill säga skillnader i utveckling över tid efter att FFO inrättats i områden med olika typer av fiskereglering. Storleksutveckling hos havskräfta studerades genom att analysera medianlängd (50:e percentilen av huvudsköldens längd) samt längden för de allra största havskräftorna (99:e percentilen av huvudsköldens längd) över tid. Percentilerna beräknades som ett värde för varje enskilt område och år, dessa resultat analyserades med Kendalls tau koefficient (Kendall rank korrelations koefficient), vilket är ett icke-parametriskt test som används för att studera om det finns en korrelation mellan två variabler. För varje område har en enskild analys gjorts och skillnader i utveckling över tid (år) mellan de olika områdena jämförs kvalitativt i de fall Kendalls korrelationer används.

Skillnader och förändringar i artsammansättningen hos fisksamhällen mellan områden och år har testats med en multivariat analys (PERMANOVA - Permutational

Analysis of Variance) med två faktorer, Område (FFO, Buffertzonen Nord och Referens) och År (2008-2015). Analysen gjordes med två typer av responsvariabler, fångsterna av olika fiskarter angivna antingen som antal individer eller – som biomassa (kg).

Utvalda arter

Syftet med FFO var att minska dödligheten på lekbestånd av torsk i Kattegatt. I utvärderingen har även andra arter beaktats, särskilt arter med relativt stationära levnadssätt vilka kan förväntas uppvisa tydliga effekter av FFO. En av dessa arter utgörs av havskräfta. Havskräfta är dels intressant då arten har ett begränsat rörelsemönster (Chapman 1980) och dels för att havskräfta utgjorde en viktig fångst för yrkesfisket i det område som FFO inrättades. Utöver havskräfta har även effekter av FFO studerats för arterna piggvar och slätvar. Piggvar och slätvar är två närbesläktade fiskarter med liknande ekologi (Hammen et al. 2013). Märkningsstudier i Kattegatt visar att arterna migrerar mellan djupa och grunda områden under olika säsonger på året. Under höst och vinter rör sig fiskarna generellt mot djupare vatten och under vår och sommar återvänder de till grundare områden (Bagge 1987). Studier i Östersjön har dessutom visat att piggvar påverkades positivt när ett havsområde (Gotska Sandön, 360 km²) fredades. Beståndstätheten ökade, det blev fler äldre individer och jämnare könskvot (hane/hona) efter att fredningen inrättades (Florin et al. 2013).

Avgränsning för stora individer

I utvärderingen studerades förekomst av stora (äldre) individer då ett helt eller delvis reducerat fisketryck förväntades medföra att mängden stora individer ökar i ett område, eftersom fiske vanligtvis är selektivt för stora individer. Definition av kategorin ”stora individer” varierade mellan arter. Gränsen för stor torsk i utvärderingen sattes till individer med en totallängd motsvarande ≥ 40 cm, vilket utgör gränsen för köns mogen fisk och är i enlighet med tidigare utvärderingar av torsk i Kattegatt (Hjelm et al. 2013). Det sammanfaller dessutom med gränsen för definition av stor fisk (LFI, Large fish indicator) enligt Engelhard et al. (2015). Minimimåttet för havskräfta var fram till och med år 2015 ≥ 40 mm carapaxlängd, det vill säga mätt från ögonhålans bakkant till huvudsköldens (carapax) bakkant. Sedan år 2016 har regleringen gällande minimimått för havskräfta förändrats och numera är minimimåttet ≥ 32 mm carapaxlängd eller 10,5 cm totallängd (HVMFS 2016, tidigare FIFS 2004:36). Eftersom utvärderingen av FFO i Kattegatt gäller för den period som regleringen varit verksam år 2009-2015 används det gamla minimimåttet för havskräfta eftersom fisket under denna period selekterat mot individer större än minimimåttet. För piggvar har gränsen för stora individer satts till ≥ 35 cm totallängd och för slätvar ≥ 32 cm totallängd; gränserna för dessa båda arter har satts utifrån storlek

då de är könsmogna (Hammen et al. 2013). Honorna är längre jämfört med hanarna när de uppnår könsmognad och därför har deras gräns för könsmognad använts i utvärderingen för piggvar och slätvar (Hammen et al. 2013).

12.3 Resultat

En sammanfattning av resultaten i relation till de mål som satts upp för fredningsområdet i Kattegatt ses i Tabell 1. Tabellen innehåller även referenser till figurer och tabeller där resultaten redovisas.

Tabell 1. GOIS (Goals, Objectives, Indicators och Success Criteria) tabell för FFO i södra Kattegatt med information om resultatet utifrån utvärderingen och hänvisning till referens för presentation av dataunderlag och analys.

Goals	Objectives	Indicators	Success Criteria	Mätmetod	Resultat	Referens
Återhämtning av torskbeståndet i Kattegatt	Omfördelning av fiskeansträngning (effort) bort från Kattegattorskens lekområde	Rumslig fördelning av effort	Effortförflyttning som leder till minskad fiskerimortalitet (F) för Kattegattbeståndet	Analys baserad på Loggbok och VMS-data samt modellerad rumslig utbredning av torsk	Effortförflyttningen har medfört att påverkan från fiske i FFO minskat till 2 % av 2008 års nivå vilket bidragit till minskat F på stor torsk i Kattegatt	Kap. 12.3.1 Tab. 2 Fig. 3a-c
	Minskad fiskemortalitet	Landningsstatistik och bifångstdata (discard) för att skatta fiskerimortalitet (F)	CPUE ökar över tid, abundans ökar över tid, $F < F_{pa}$	Provfiske botten-trålning, Akustik, Landningsstatistik	Relativ fiskerimortalitet har gått ned sedan år 2008 i Kattegatt. Absoluta nivåerna är okända, men trenden visar på en kraftig minskning	Kap. 12.3.2 Fig. 6
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet (Z)	Z minskar över tid	Provfiske	Relativ fiskerimortalitet har gått ned sedan år 2008 i Kattegatt. Absoluta nivåerna är okända, men trenden visar på en kraftig minskning	Kap. 12.3.2 Fig. 6
	Större lekbestånd i Kattegatt	Lekbiomassa från CPUE	Lekbiomassa ökar över tid, $SSB > Blim$	Provfisken med botten-trål	Relativ SSB har ökat från 2012 och är nu på nivåer jämförbara med nivåer i slutet av 1990 talet	Kap. 12.3.2 Fig. 7
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur (medellängd per fångst el survey)	Antal stora individer ökar över tid	Provfiske botten-trålning	Andelen stora individer av Torsk i Kattegatt visar på en positiv utveckling och har ökat sedan år 2014. Mängden stor torsk i Kattegatt år 2016 var den största sedan slutet av 90-talet	Kap. 12.3.3 Fig. 10
	Diversifierad åldersfördelning	Åldersstruktur	Ökande andel gamla individer	Åldersanalyser från provfiske och kommersiella fångster	Andelen äldre individer av Torsk i Kattegatt (4 år och äldre) har ökat sedan 2014 och andelen/mängden äldre torsk 2016 var den största sedan 1990 talets slut	Kap. 12.3.2 Fig. 8a-c
	Spillover dvs netto-migration av fisk, juvenila- respektive vuxna individer, från FFO till omkringliggande havsområde där fiske är tillåtet	CPUE per åldersgrupp	CPUE ökar över tid utanför FFO	Provfiske i referensområden (ryssjefisken och botten-trål), landningar	Sammantaget har FFO bidragit till den eftersträ-vade återetableringen av torsk i Kattegatt med en ökad lekbiomassa och på så vis medfört en ökad mängd fiskbar torsk.	Kap. 12.3.2

Effekter på havskraftbeståndets struktur	Ökande populationsstorlek	Beståndstäthet för havskrafta	Antal och kg havskrafta ökar över tid.	Provfiske botten-trälning, UW-TV	Data från UW-TV undersökning var inte representativ för områdena inom FFO i Kattegatt och därför utgick dessa ur utvärdering av fiskefria område i Kattegatt. Data från botten-trälning visade på en generell minskning av havskrafta, abundans och biomassa, över tid (år) men ingen effekt av FFO.	Kap. 12.3.3 Fig. 11a-b
	Minskad fiskemortalitet	Total mortalitet	Z minskar över tid	Provfiske	Har inte beräknats på grund av avsaknad av relevant dataunderlag för FFO	
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över tid	Provfiske	Data visar på en signifikant positiv ökning av medianstorlek (50:e percentilen) hos havskrafta, både inom FFO och i referensområde som representerar övriga Kattegatt. Inom FFO ökade medianen från 38 mm till 54 mm, en ökning som var 5 mm längre jämfört med referensområde. Vidare ökade även 99:e percentilen inom FFO med 15 mm, från 56 mm till 71 mm.	Kap. 12.3.3 Fig. 12 & 13a-b

12.3.1 Omfördelning av fiskeansträngning från Kattegattorskens lekområde

De fiskeridata (bottentrålfisket) som använts i modellen visar att fiskeansträngningen i Kattegatt fram till 2015 som helhet minskat till 75 % av 2008 års nivå (Tabell 2). Fisket ökade initialt i de fiskade och säsong reglerade buffertzonererna efter införandet av FFO, men hade till 2015 minskat till en nivå under den som rapporterades för 2008 som en del i den generellt vikande trenden i fiskeansträngning för Kattegatt. Buffertzonererna skiljer sig såtillvida att fiskeansträngningen ökat 2009-2014 i den västra delen, där selektiva redskap bara krävs första kvartalet, medan en måttlig minskning undantaget 2010 observerats i Buffertzon Nord där selektiva redskap krävs och där fiske är förbjudet första kvartalet (Tabell 2). Fiskeaktiviteten i FFO har sedan införandet varit låg (2-9 % jämfört med 2008 års nivå), med undantag av 2010 då en fiskeansträngning motsvarande 31 % av 2008 års nivåer konstaterades. Fiskets efterlevnad av fiskeregleringarna i FFO har således blivit bättre över tid. Ett visst fiske har emellertid även skett av tyska fiskefartyg som har tillträde till den del av FFO som ligger i den ekonomiska zonen, vilket inte redovisats här på grund av avsaknad av data. Förändringen av den totala fiskeansträngningen i Kattegatt är av potentiell betydelse för återhämtningen av torsk och utvecklingen av övriga arter med avseende på abundans, biomassa och storleksfördelning, även om fiskeansträngningen inte nödvändigtvis behöver vara direkt relaterat till införandet av det fiskefria området. Resultaten visar att förvaltningsåtgärderna

haft den avsedda effekten det vill säga att reducera fiskeansträngningen i FFO och flytta fiskeansträngningen från området där torsk från Kattegatt aggregerar för lek. Samtidigt har, som kan förväntas, fiskeansträngningen i omkringliggande områden initialt ökat. Denna ökning har dock motverkats av den generellt minskade fiskeansträngningen i Kattegatt.

Tabell 2. Förändring av fiskeansträngning per område och för hela Kattegatt under perioden med fiskefritt område i förhållande till år 2008 års värden.

År	Referens	Buffert V	Buffert N	FFO	Totalt
2008	1	1	1	1	1
2009	1,15	1,95	0,62	0,09	1,07
2010	0,99	1,91	1,76	0,31	1,13
2011	1,07	1,71	0,64	0,07	0,99
2012	1,04	1,62	0,92	0,03	1
2013	1	1,73	0,71	0,05	0,96
2014	0,84	1,39	0,49	0,02	0,78
2015	0,9	0,9	0,33	0,02	0,75

Införandet av mer selektiva redskap har enligt modellen haft en stor effekt på fiskets påverkan på alla tre storleksklasser av torsk (Figur 3a-c). Initialt syns en begränsad effekt i detta modellscenario då de selektiva redskapen endast tillämpades i buffertzonerna, men över tid ökade effekten när användningen av selektiva redskap ökar i Kattegatt som helhet till följd av regelverket (Figur 4). I det scenario som även tar hänsyn till det fiskefria området, genom att relatera fiskets utbredning till torskens rumsliga fördelning, skilde sig resultaten för de olika storleksklasserna av torsk. För stor torsk ses en ytterligare minskning i påverkan av fisket relaterat till införandet av det fiskefria området (Figur 3c), för mellanstorleken noterades en mindre motsvarande minskning medan effekten för de små torskarna istället var en något ökad påverkan från fisket. Sammantaget indikerade modellen att fiskeripåverkan på stor torsk 2015 minskat till 31 % av 2008 års nivåer vid beaktande av effekter från de selektiva redskapen, de fiskefria områdena och den generella minskningen i fiskeansträngningen. De fiskefria områdena har därmed bidragit till en minskad fiskeridödlighet på stor torsk; men eftersom effekter av de fiskefria områdena, den minskande fiskeansträngning totalt i Kattegatt och tekniska regleringar i form av selektiva redskap interagerar i att skapa senare års fiskemönster (VMS data) går det inte direkt att separera de olika faktorernas bidrag till den minskade påverkan av fisket. Även om detta är ett modellresultat och ska ställas i relation till den generella minsk-

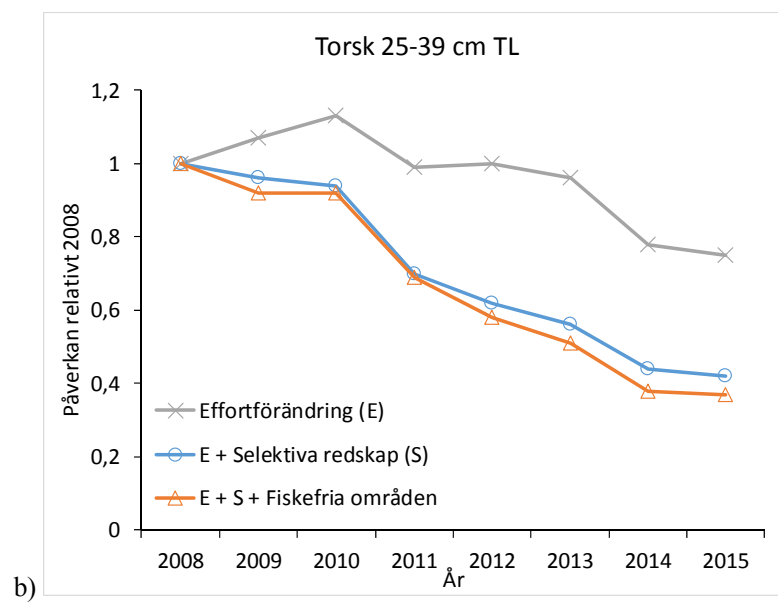
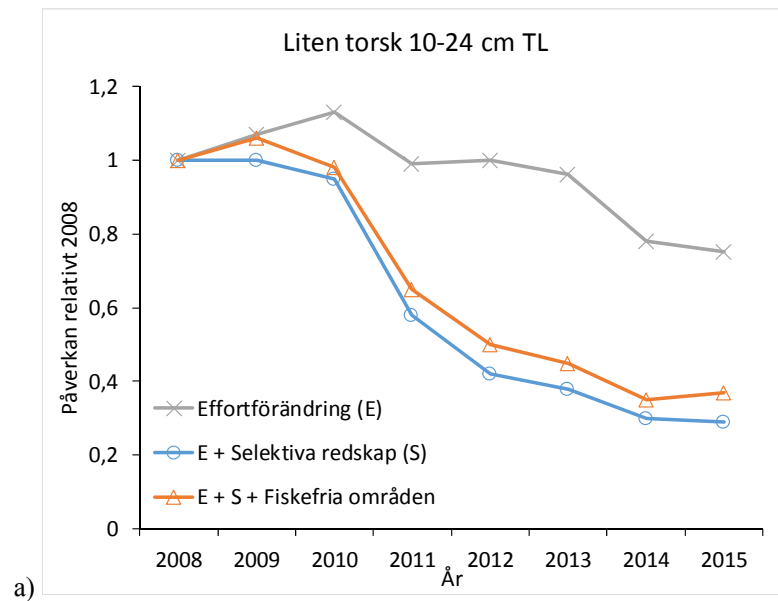
ningen i fiskeansträngning, som i sig gav en reducerad påverkan från fisket, så indikerade resultaten att både selektiva redskap och skyddade områden varit av signifikant betydelse för att minska påverkan från fisket på torskbeståndet i Kattegatt.

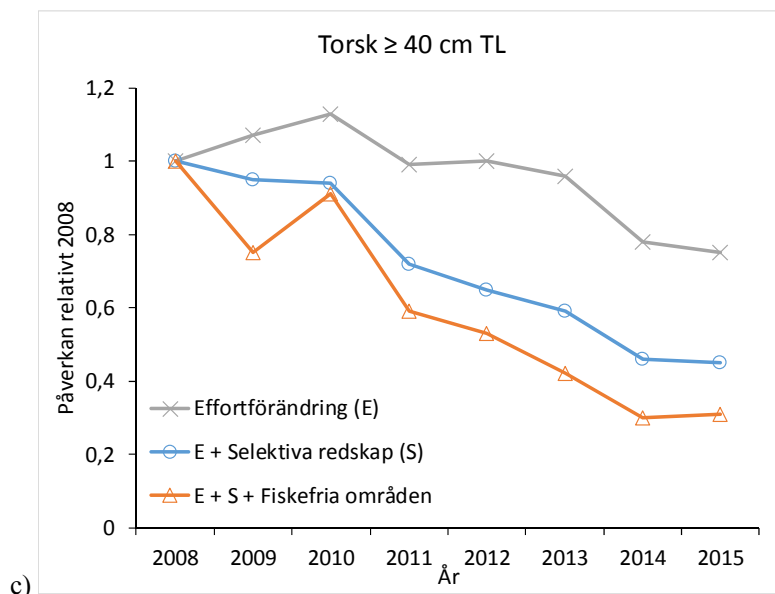
Osäkerheter i uppskattningarna av fiskets påverkan

Den relativa påverkan från fiske på torsk i relation till det fiskefria området och andra tekniska regleringar är beräknade uppskattningar utifrån en modell som förutsäger torskens rumsliga fördelning över året i kombination med information om fiskets geografiska fördelning och fångstkapacitet beroende på vilka redskap som används. Modellen är baserad på ett antal biologiska som tekniska antaganden vilka alla är förknippade med viss osäkerhet (se diskussion i Vinther och Eero 2013). De tekniska antagandena om fiskets bedrivande är dock av särskild betydelse då de direkt styr den relativa påverkan som modelleras och jämförs.

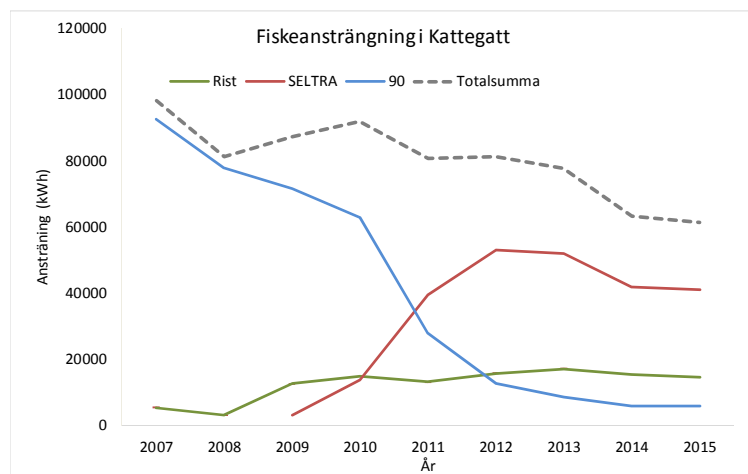
Gällande omfördelningen i fiskeansträngning till följd av FFO och buffertzonerna tas viss hänsyn till efterlevnad av regelverket genom att kontrollinformation i form av satellitspårningen (VMS) av fiskefartygen är grunden för modellberäkningarna. För mindre fartyg som saknar VMS (<15 m och efter 2012 <12 m) har antagits att dessa fartyg följer samma fiskemönster som de fartyg som har VMS, och fiskeansträngningen har räknats upp med denna del av fiskeflottan; men eventuella skillnader i efterlevnad tas alltså inte hänsyn till för mindre fartyg vilket följaktligen introducerar osäkerhet i beräkningarna. Omkring 40 % av fiskeansträngningen i Kattegatt fram till 2012 var från mindre fartyg (Sköld et al 2012, appendix 4). Med den sjunkande totala fiskeansträngningen och sedan gränsen för VMS ändrades till 12 m har dock andelen av fiskeflottan som saknar VMS dock sjunkit betydligt.

Gällande användning av selektiva redskap är antagandet att regelverket följs fullt ut då loggboksinformation är källan till beräkningarna. Havs- och vattenmyndigheten har under de senaste åren mottagit ett flertal anmälningar från Kustbevakningen om att fiskeredskap manipulerats för att minska selektionen i bottentrålar. Konsekvenserna av bristande efterlevnad med avseende på redskapen innebär ökad osäkerhet i beräkningarna av fiskets påverkan, samt generellt en överskattning av effekterna av åtgärderna på grund av minskad selektivitet.





Figur 3a-c. Modellerad påverkan av fiske på (a) torsk 10-24 cm, (b) torsk 25- 39 cm, och (c) torsk ≥ 40 cm TL (Totallängd) relativt påverkan 2008 innan FFO infördes. Den totala effortförändringen speglar utvecklingen i fiskeansträngningen över tid (grå). Till effekten av effortförändringen läggs effekten av selektiva redskap (blå) samt slutligen dessutom effekten av fiskefria områden (orange). Det bör noteras att effekterna inte är strikt additiva i modellen (se resultattext för information).



Figur 4. Ansträngning mätt som kilowattimmar (Kwh) per fiskeredskap (Bottentrål med kräftfrist, SELTRA-trål och bottentrål med 90 mm diagonalmaska) respektive den sammanlagda ansträngningen från år 2007 till år 2015 i Kattegatt.

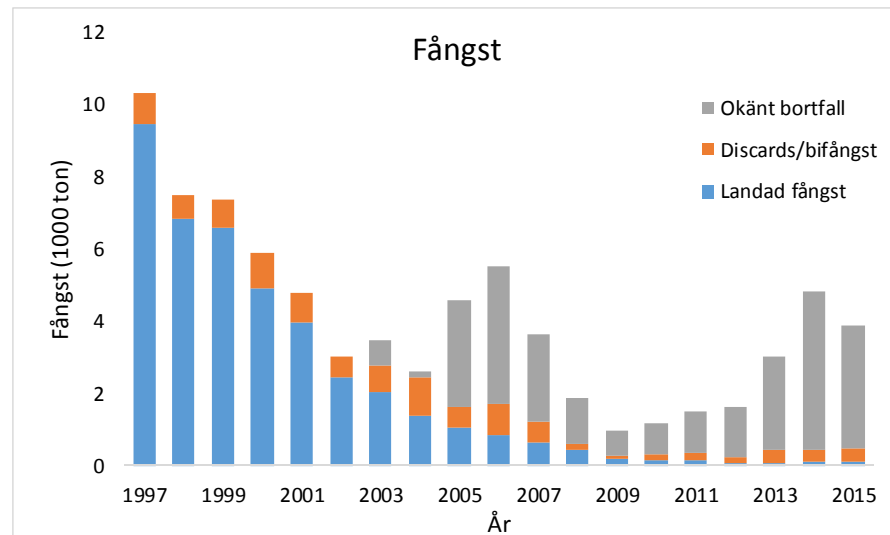
12.3.2 Beståndsanalys torsk

Syftet med FFO var att öka lekbiomassan genom reducerad fiskerimortalitet på grund av omförflyttad fiskeansträngning (se avsnitt 12.3.1; Figur 3c). På så vis

skapas bättre förutsättningar för återhämtning av torskbeståndet i Kattegatt. Nedan presenteras resultat för ICES senaste beståndsanalys av torsk i Kattegatt.

Återhämtning av torskbeståndet i Kattegatt

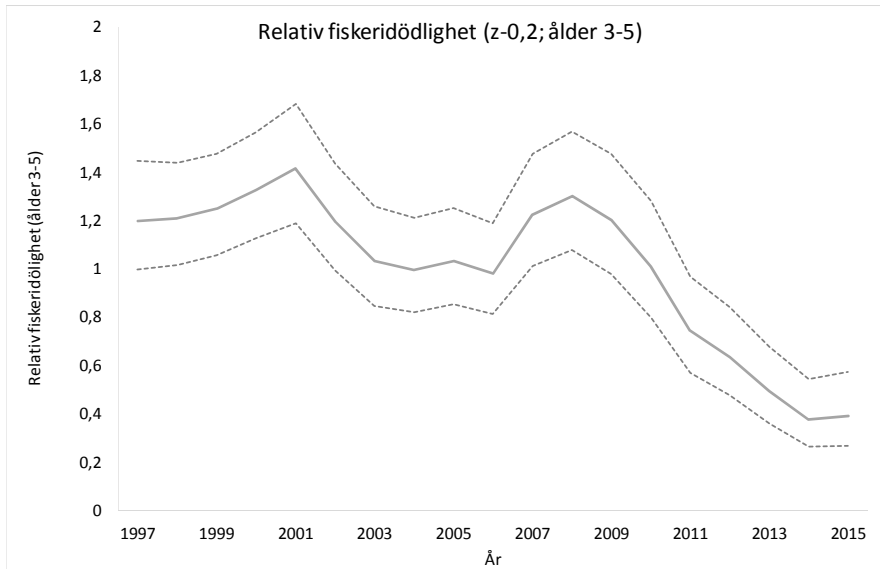
Beståndsanalysen av torsk i Kattegatt kategoriseras enligt ICES som ”Kategori 3” vilket innebär att underlaget för beståndsanalys är begränsat. I detta fall görs en full analytisk bedömning baserat på en populationsmodell, men det efterföljande biologiska rådet baserar sig endast på trender som kan utläsas ur analyserna. Detta med anledning av att de absoluta nivåerna av den beräknade fiskerimortaliteten (F) och biomassan av den del av populationen som reproducerar sig (SSB) anses vara osäkra och därför bör betraktas som relativa värden. Den huvudsakliga anledningen till osäkerheten var att mängden fisk som beräknas försvinna varje år i populationsmodellen är betydligt högre än vad som rapporteras som fångster tillsammans med vad som förväntas tillkomma i form av naturlig dödlighet (Figur 5, okänt bortfall). Den förmodade huvudorsaken till denna brist på överensstämmelse är att Nordsjötorsk använder Kattegatt som uppväxtområde för att sedan vandra tillbaka till Nordsjön som vuxna för att leka. Det har dock inte varit möjligt att skilja effekter av denna migration från brister i fiskets rapporter av fångster. Under 2017 kommer därför genetiska analyser att genomföras med syfte att kvantifiera proportionen av torsk i Kattegatt som tillhör Nordsjö- respektive Kattegattbeståndet. Information från de genetiska analyserna har förutsättningar att förbättra beståndsanalysen framöver.



Figur 5. Resultat hämtat från beståndsanalysen för torsk i Kattegatt år 2016. Landningar och utkast (discard) från fiskeridata samt differensen mellan fiskeridata och den fångst som modellen förutsäger (Okänt bortfall) ger den totala fångsten som redovisas. Källa: ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.2 Cod (*Gadus morhua*) in subdivision 3.a.21 (Kattegat).

Minskad fiskemortalitet

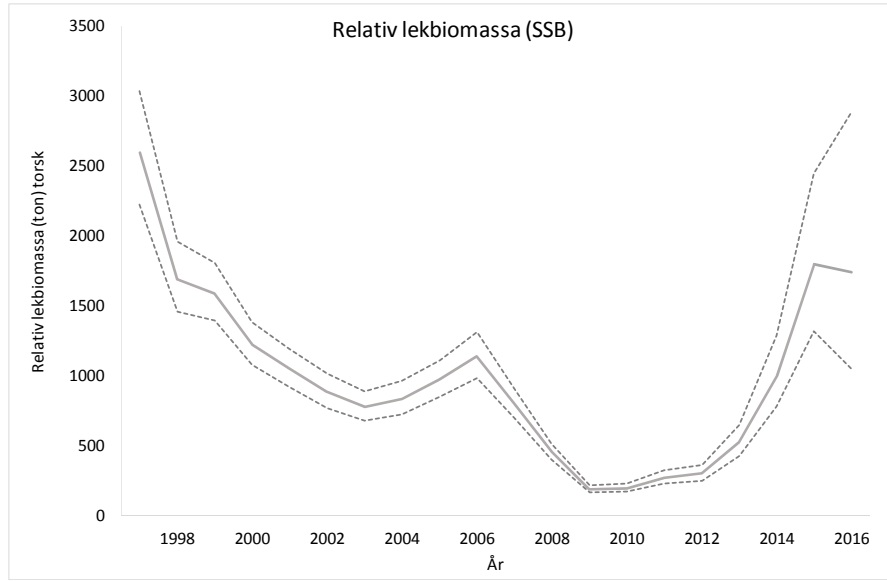
Sedan inrättandet av FFO år 2009 har relativ fiskerimortalitet i Kattegatt gått ned avsevärt, till de lägsta nivåerna under hela tidsserien, det vill säga från år 1997 till 2015 (Figur 6).



Figur 6. Resultat hämtat från beståndsanalysen för torsk i Kattegatt år 2016. Resultaten representerar relativ fiskeridödlighet för åldrarna 3-5 år i förhållande till medelvärdet för tidsserien. Helden linje utgör medelvärde och streckade linjer motsvarar 95 % konfidensintervall. Källa: ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.2 Cod (*Gadus morhua*) in subdivision 3.a.21 (Kattegat).

Större lekbestånd i Kattegatt

Lekbiomassan (SSB) av torsk i Kattegatt har uppvisat en kraftig nedgång från 1998 till och med 2010. Under åren 2009 och 2010 noterades historiskt låga nivåer av SSB och beståndet bedömdes vara utanför biologiskt säkra gränser. Efter år 2010 följde en återhämtning av SSB fram till och med år 2016 (Figur 7).



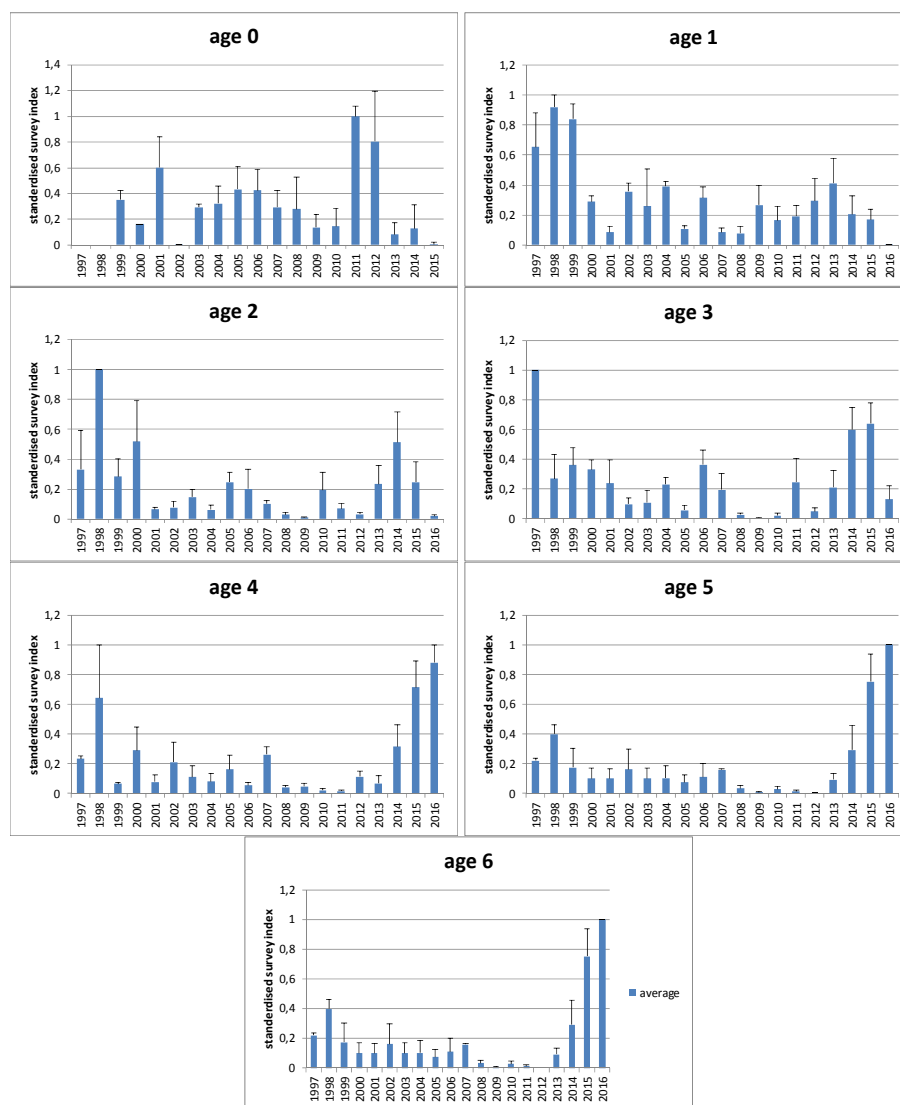
Figur 7. Resultat hämtat från beståndsanalysen för Kattegattorsk 2016. Figuren visar relativ lekbiomassa (SSB) av torsk i relation till ett medelvärde för tidsserien. Heldragen linje utgör medelvärde och streckade linjer motsvarar 95 % konfidensintervall. Källa: *ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.2 Cod (Gadus morhua) in subdivision 3.a.21 (Kattegat)*.

Diversifierad åldersfördelning

För att på ett överskådligt sätt illustrera åldersfördelningen av torsk baserat på flera olika övervakningsprogram har ett så kallat survey-index beräknats (Figur 8a-e). Indexet beräknas genom att standardisera data över tid per årsklass; detta genom att plocka ut det, för varje övervakningsprogram, högsta värdet under hela tidsserien (1997-2016) per årsklass (0-6 år) och därefter dividera övriga värden per åldersklass inom övervakningsprogrammet med detta värde. Därefter beräknas medelvärde och standard fel (SE) per årsklass och år baserat på de standardiserade värdena från de olika övervakningsprogrammen. Ett resultat med ett högt värde (1) och med en liten variation betyder att antalet torskar/individer av en specifik årsklass det året var stort och föll ut som en stark årsklass i samtliga övervakningsprogram. Ett resultat med ett högt värde (1) men samtidigt med hög variation betyder istället att antal torskar/individer från övervakningsprogrammen för den årsklassen ett specifikt år skiljde sig åt. På motsvarande sätt ger spridningen (SE) information om överensstämmelsen i identifieringen av svaga årsklasser mellan olika övervakningsprogram.

Mängden torsk i Kattegatt var väldigt låg, för alla åldrar, under perioden 2008-2010 (Figur 8a-e). År 2011 och 2012 ses däremot starka (stora) årsklasser (0-åringar), vilka senare syns som en ökande mängd äldre fiskar under 2014-2016. An-

märkningsvärt var att mängden 4- till 6-åringar aldrig har varit större under tidsserien (1997-2015) än under de två senaste åren 2015 och 2016. Bekymmersamt var emellertid att rekryteringen de senare åren 2015 och 2016 tillhörde de lägsta under tidsserien.



Figur 8a-e. Resultat hämtat från beståndsanalysen för Kattegatt torsk år 2016. Figuren visar hur ett standardiserat survey-index för årsklassstyrka (0-6 åringar) varierar över tid (år). Osäkerhetslinjer visar standard fel (+SE). Källa: ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.2 Cod (*Gadus morhua*) in subdivision 3.a.21 (Kattegat).

12.3.3 Analys av bottenlevande fiskar och havskräfta

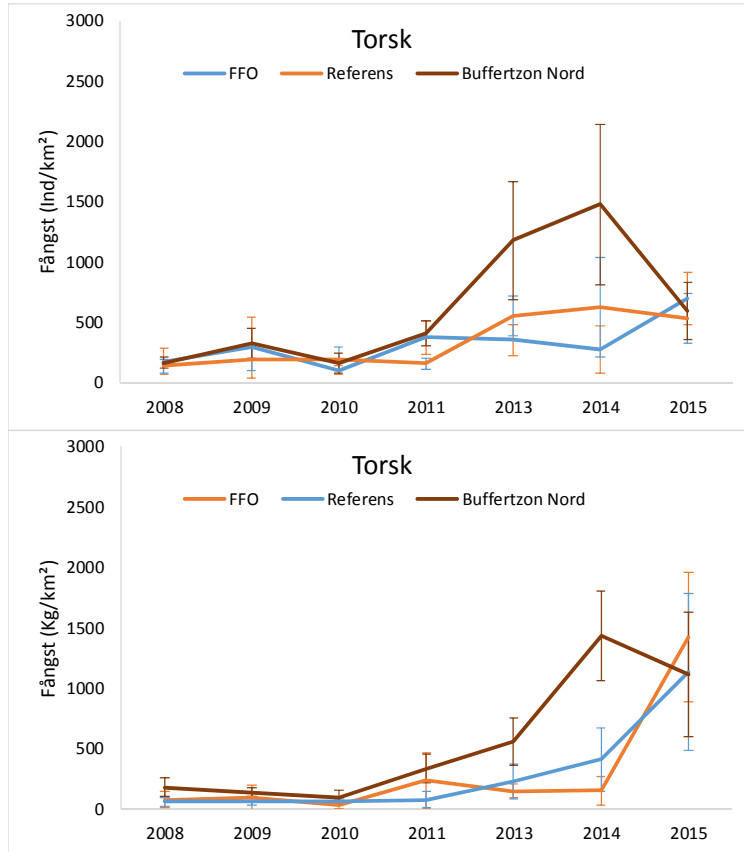
För att undersöka om etableringen av det stängda området påverkat enskilda arter och fisksamhällets struktur har utvecklingen över tid i det stängda området jämförts med utvecklingen i omkringliggande områden där fisket fortgått. Fångstinformation från de vetenskapliga provfiskena insamlade i och utanför FFO och Buffertzonen Nord under perioden 2008 – 2015 har använts. Data härstammar från trålexpeditionen *Fisherman survey* som tidigare beskrivits (se avsnitt 12.2.4 under Metodik).

Beståndstäthet av torsk i FFO

Resultatet från provfiske under kvartal fyra visade inte på någon skillnad i fångstutveckling av antal torskar mellan FFO och Referens över tid (ANCOVA; *Område*År*, $t = 0,034$, $p = 0,608$), inte heller mellan Buffertzonen Nord och Referens över tid (*Område*År*, $t = 1,186$, $p = 0,321$) (Figur 9a). Antal torskar var fler inom Buffertzonen Nord jämfört med Referens (*Område*, $t = 2,900$, $p = 0,029$). Det fanns också en generell positiv trend i antal torskar över tid inom samtliga studerade områden (*År*, $t = 2,288$, $p = 0,045$).

Analys av fångstutveckling för mängden (kg) torsk över tid visade ett liknande resultat som för antal torskar. Det fanns ingen skillnad i fångstutveckling av mängden torsk mellan FFO och Referens över tid (*Område*År*, $t = 0,760$; $p = 0,450$), inte heller mellan Buffertzonen Nord och Referens över tid (*Område*År*, $t = 0,923$, $p = 0,3979$) (Figur 9b). Mängden torsk var högre inom Buffertzonen Nord jämfört med både FFO (*Område*, $t = 3,155$, $p = 0,006$) och Referens (*Område*, $t = 4,389$, $p = 0,001$). Det fanns också en generell positiv utveckling av biomassa torsk över tid inom de studerade områdena (*År*, $t = 6,839$, $p < 0,001$).

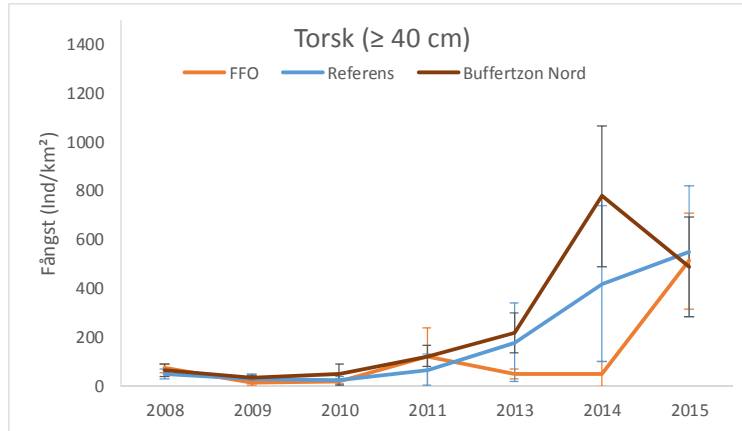
Sammanfattningsvis visade de statistiska analyserna att det fanns en generell positiv utveckling i antal och biomassa av torsk sedan inrättandet av FFO, men att utvecklingen i FFO jämfört med de fiskade områdena inte skiljde sig åt. Anmärkningsvärt var magnituden i ökningen. De genomsnittliga fångsterna av torsk var år 2008 mellan ca 60 och 180 kg/km² motsvarande fångster för år 2015 var mellan 1100 och 1400 kg/km², motsvarande en genomsnittlig ökning i fångst per ansträngning med 7 – 18 gånger.



Figur 9a-b. (a) Abundans (individer per km²) och (b) biomassa (kg per km²) i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetlinjer anger 95 % konfidensintervall.

Diversifierad storleksfördelning

Resultatet från trålfiske under kvartal fyra visade inte på någon skillnad i fångstutveckling över tid för stor torsk (≥ 40 cm) mellan FFO och Referens (ANCOVA; $Område \cdot \text{År}$, $t = 1,048$, $p = 0,367$), inte heller mellan Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,846$, $p = 0,419$) (Figur 10). Analysen visade att antalet stora torskar utvecklats positivt över tid i samtliga av de studerade områdena (År , $t = 5,863$, $p < 0,001$).



Figur 10. Abundans av stor torsk (individer per km²) i det fiskefria området, Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetlinjer anger 95 % konfidensintervall.

Spillover (juvenil och vuxen fisk)

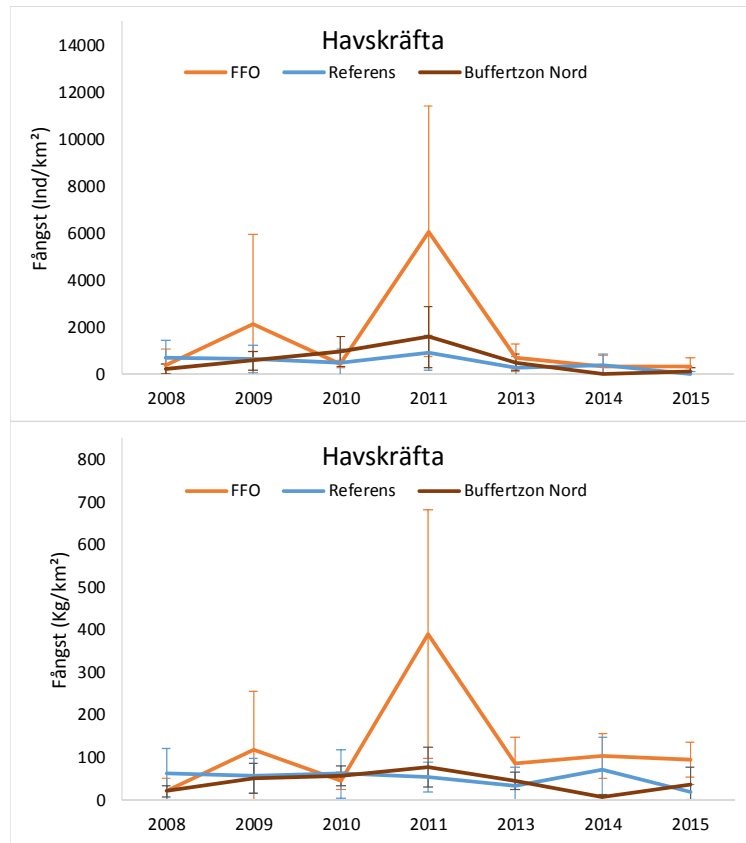
Torsk har generellt uppvisat en positiv utveckling i hela Kattegatt, sedan inrättningen av FFO och övriga fiskereglerade områden. Återhämtning ses bland annat genom ökad lekbiomassa (Figur 7), ökad beståndstäthet (Figur 9a-b) och ökad förekomst av stora (äldre) torskar (Figur 8). De rumsliga analyserna där skillnader mellan zonerna FFO, Buffertområde Nord och referens analyserats, visade emellertid inte på någon signifikant interaktion, det vill säga skillnader i utveckling över tid. Den exakta mängden så kallad ”spillover” av torsk och konsekvenserna på omkringliggande områden kan dock ofta vara svår att beräkna.

Syftet med FFO i Kattegatt var att minska fiskeridödligheten och på så vis ge förutsättningar för att lekbiomassan av det lokala beståndet på sikt skulle kunna öka, samt att rekrytering av torsk i Kattegatt därmed skulle ges förutsättningar för att förbättras. Härigenom skulle åtgärderna kunna minska risk för beståndskollaps. Således infördes FFO, redskapsregleringar och de periodvisa områdesskydden med fokus att skydda stor torsk under första kvartalet på dess lekplatser i södra Kattegatt eftersom det lokala beståndet då aggregeras i dessa områden. Sammantaget har FFO bidragit till den eftersträlvade återetableringen av torsk i Kattegatt med ökad lekbiomassa (Figur 7), ökad beståndstäthet (Figur 9a-b) och ökad förekomst av stora (äldre) torskindivider (Figur 8). FFO har alltså på så vis medfört en ökad mängd fiskbar torsk i de områden där fiske är tillåtet genom s.k. spillover eftersom torskens distribution varierar över året och den bara är aggregerad i FFO under lekperioden.

Beståndstäthet av havskräfta i FFO

Resultatet från trålfiske under kvartal fyra visade inte på någon skillnad i fångstutveckling av antal havskräftor mellan FFO och Referens över tid (ANCOVA; $Område \cdot \text{År}$, $t = 0,104$, $p = 0,629$), inte heller mellan Buffertzonen Nord och Referens över tid ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,740$, $p = 0,466$) (Figur 11a). Antal havskräftor var fler inom FFO jämfört med Referens ($Område$, $t = 2,968$, $p = 0,017$). Antal havskräftor varierade också över tid inom de studerade områdena (År , $t = 2,667$, $p = 0,025$).

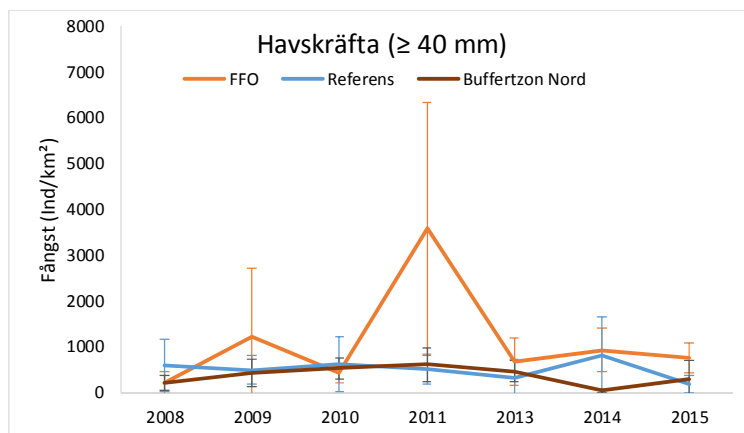
Fångstutveckling för biomassa (kg) havskräfta visade inte på någon skillnad mellan FFO och Referens över tid ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,0920$, $p = 0,638$), inte heller mellan Buffertzonen Nord och Referens över tid ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,871$, $p = 0,424$) (Figur 11b). Däremot ses att mängden havskräftor var högre i FFO jämfört med Referens ($Område$, $t = 3,694$, $p = 0,003$). Biomassa havskräfta varierade också över tid inom de studerade områdena (År , $t = 2,463$, $p = 0,037$).



Figur 11a-b. (a) Abundans (individer per km²) och (b) biomassa (kg per km²) havskräfta i det fiskefria området (FFO), Buffertzonen Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetlinjer anger 95 % konfidensintervall.

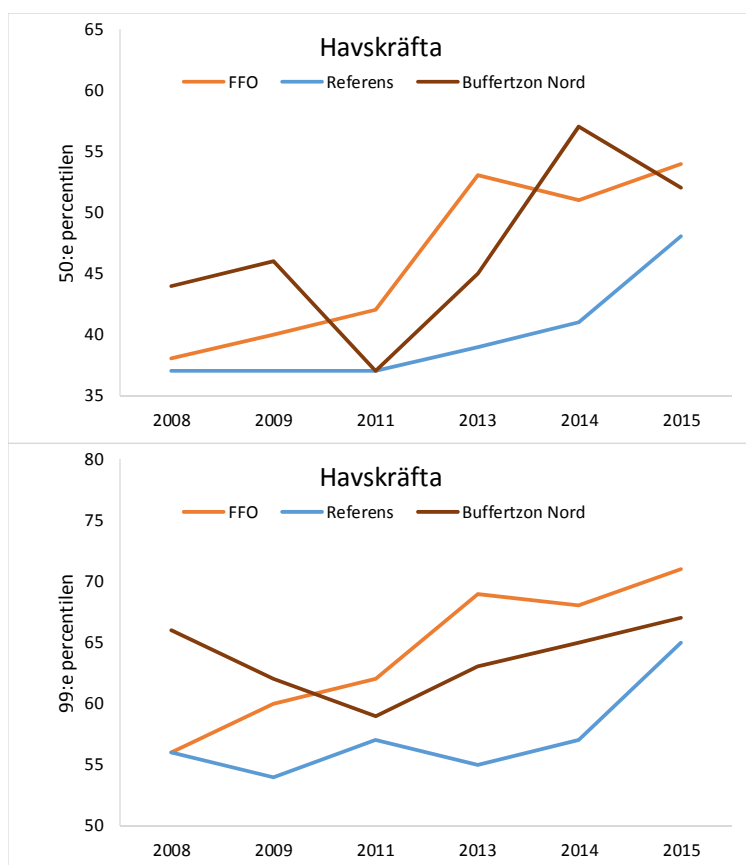
Diversifierad storleksfördelning

Fångstutveckling av antal stora havskräftor (≥ 40 mm) visade inte på någon skillnad mellan FFO och Referens (ANCOVA; *Område*År*, $t = 0,145$, $p = 0,636$), inte heller mellan Buffertzon Nord och Referens (*Område*År*, $t = 0,145$, $p = 0,835$) (Figur 12). Det fanns emellertid fler stora havskräftor inom FFO jämfört med Referens (Område, $t = 3,541$, $p = 0,004$) samt att antal stora havskräftor också varierade över tid (*År*, $t = 2,568$, $p = 0,031$).



Figur 12. Abundans av stor havskräfta (individer per km²) i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetlinjer anger 95 % konfidensintervall.

I figur 13a-b presenteras havskräftornas medianlängd (50:e percentilen av huvudsköldens längd) samt gränsen (längd) för de 1 % största individerna (99:e percentilen). Den statistiska analysen visade att havskräftor inom FFO hade en signifikant positiv ökning av både medianlängden ($\tau = 0,81$, $p = 0,016$) och 99:e percentilen ($\tau = 0,81$, $p = 0,016$). I FFO noterades en ökning av medianlängden från 38 till 54 mm och för 99:e percentilen från 56 till 71 mm sett över hela den studerade perioden 2008-2015 (Figur 13a-b). Inom referensområdet noterades en signifikant ökning av medianlängden ($\tau = 0,72$, $p = 0,041$), men inte för 99:e percentilen ($\tau = 0,55$, $p = 0,124$). Medianlängden i referensområdet ökade från 37 till 48 mm under perioden 2008-2015 (Figur 13a-b). Inom Buffertområde Nord, där fiskeredskap som fångar havskräfta är tillåtna 9 månader per år, noterades inga signifikanta förändringar i medianlängd ($\tau = 0,333$, $p = 0,368$) eller för 99:e percentilen ($\tau = 0,29$, $p = 0,448$). Sammanfattningsvis förelåg en förändring som var specifik för FFO genom att de stora havskräftorna ökade i storlek. Mönstret kan förklaras med att havskräfta är en betydelsefull art för yrkesfiske och det fiskas selektivt på individer ≥ 40 mm.



Figur 13a-b. Utveckling av medianlängd (50:e percentilen) och 99:e percentilen av huvudsköldens längd hos havskräfta i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012.

Fisksamhällets utveckling

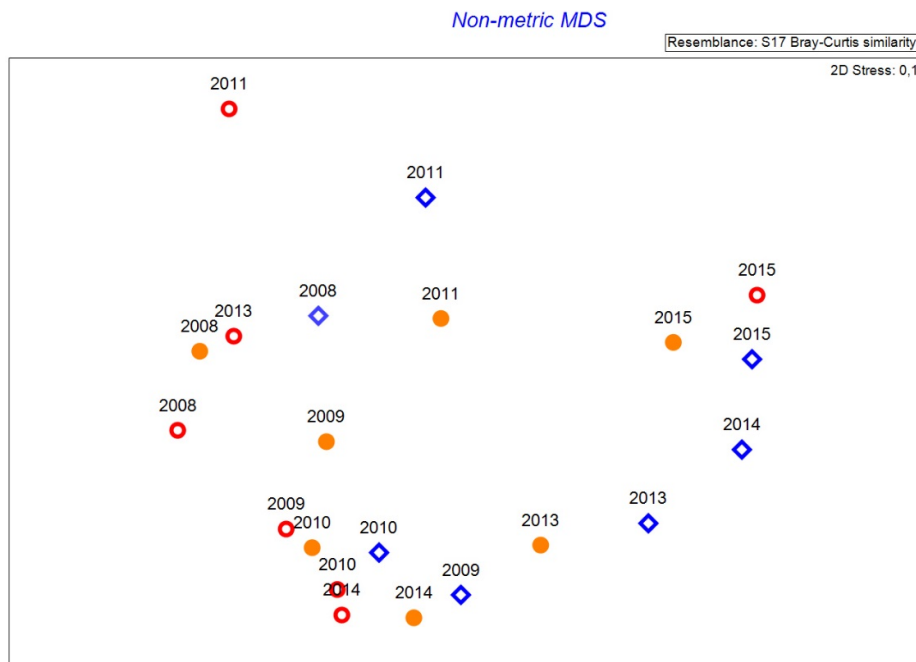
Analysen visade att fiskssamhället baserat som biomassa (kg) som helhet utvecklats på olika sätt i de olika områdena: FFO, Buffertzon Nord och Referens (PERMANOVA; $Område \cdot \text{År}$; Pseudo-F = 1,33; $p = 0,046$). Skillnaderna mellan områdena tycks ha utvecklats över tid. Parvisa analyser av datamaterialet visade att under de tre första åren (2008, 2009 och 2010) fanns ingen skillnad mellan de tre områdena ($p > 0,05$) (Figur 14). Åren 2011 och 2013 fanns dock signifikanta skillnader i fiskssamhällets sammansättning mellan FFO och referensområdet ($p < 0,05$) (Figur 14). I Buffertzon Nord fanns skillnad under hela perioden 2011 – 2014 i förhållande till referensområdet ($p < 0,05$) (Figur 14). Under det sista året i tidsserien, år 2015,

noterades ingen skillnad i fisksamhällets struktur mellan de tre analyserade områdena, FFO, Buffertzon Nord och referens ($p > 0,05$). Utifrån en Similarity Percentage analys (SIMPER) framgår att de observerade skillnaderna som noterades, i huvudsak förklarades av hur fångst av rödspätta, torsk och sandskädda varierade mellan område och år. Noterbart är att medelfångsterna av dessa arter var generellt lägre inom referensområdet jämfört med FFO och Buffertzon Nord.

Parvisa analyser över tid (år) visade att fisksamhället inom de olika områdena förändrades på olika sätt i förhållande till år 2008, det vill säga tiden innan FFO inrättats, under hela den studerade tidsserien (2008-2015). Inom Referens skilde sig fisksamhället åt under år 2011 och år 2015 i jämfört med år 2008 ($p < 0,05$). Utifrån SIMPER analys framgår att variationer i fångst av sandskädda, kolja, rödspätta, skrubbskädda och torsk förklarade de huvudsakliga skillnaderna i fisksamhälle mellan år 2008 jämfört med 2011. År 2015 förklarades skillnader i fisksamhälle jämfört med år 2008 främst av torsk, rödspätta och kolja. Inom FFO ses en tydligare effekt över tid där fisksamhället under hela perioden 2011-2015 är signifikant skilt från år 2008 ($p < 0,05$). Under perioden år 2011-2014 förklarades de observerade skillnaderna jämfört med år 2008 i huvudsak av variationer i fångst av sandskädda, rödspätta, skrubbskädda och torsk. Skillnader i fisksamhälle år 2015 jämfört med år 2008 förklarades främst av arterna torsk, rödspätta och kolja. Inom Buffertzon Nord var fisksamhället de två sista åren i tidsserien år 2014 och år 2015 signifikant skilt från år 2008 ($p < 0,05$). Skillnaderna som noterades förklarades i huvudsak av variationer i fångst av torsk, rödspätta och sandskädda.

Sammanfattningsvis ses att fisksamhället förändras över tid; en förändring som var specifik för FFO och som påverkades av fångstvariation hos fiskarter som sandskädda, rödspätta, skrubbskädda, torsk och kolja. Framförallt drevs förändringen av biomassa hos de mest dominerande arterna torsk, rödspätta och sandskädda.

Baserat på individantal uppvisade inte fisksamhället i Referensen, Buffertzon Nord och FFO någon signifikant skillnad i utveckling över tiden (PERMANOVA, $Område \times \text{År}$, Pseudo-F = 1,26; $p > 0,05$). Däremot var både faktorn År (Pseudo-F = 3,67; $p = 0,001$) respektive $Område$ (Pseudo-F = 2,54; $p = 0,01$) signifikant. I en parvis analys mellan år ses att fisksamhället år 2008, innan FFO inrättats, inte visade på några skillnader jämfört med perioden 2010-2011 ($p > 0,05$) men avvek från den senare perioden i tidsserien 2013-2015 ($p < 0,05$). Vidare noterades att fisksamhället inom område Buffertzon Nord skilde sig från Referens ($p < 0,05$).

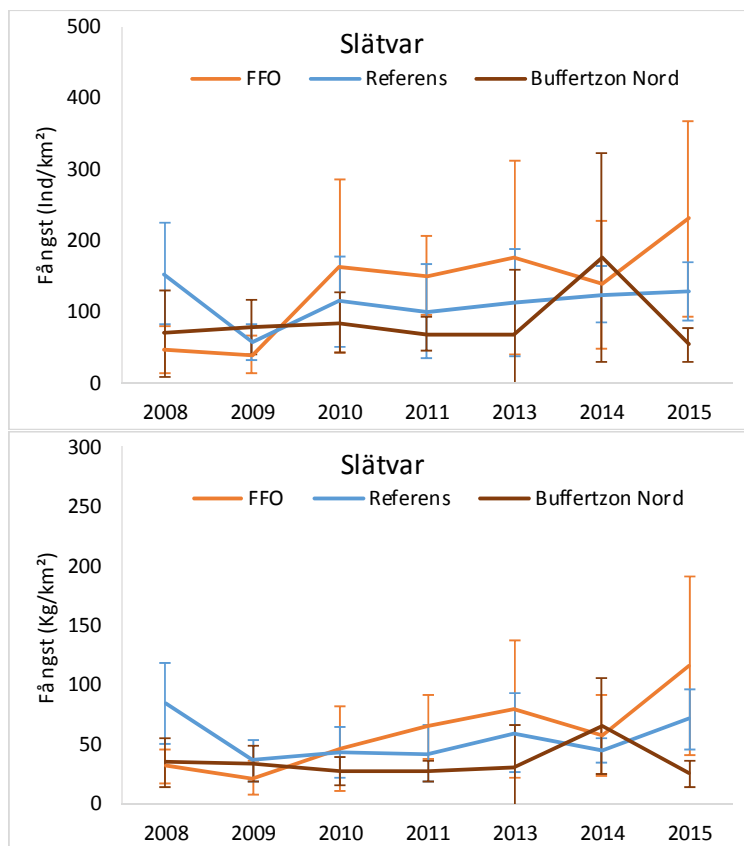


Figur 14. Grafisk presentation av samhällsanalysen från PERMANOVA (kg) genom så kallad MDS-ordinering (Multidimensional scaling) av fisksammansättning (kg). Tråldata presenteras som ett sammanslaget årsmedelvärde per område (blå fyrkanter representerar Buffertzon Nord, röda cirklar representerar Referensområde och orangea fyllda cirklar representerar FFO) och år. Genom MDS återges likheter mellan prov ("fisksamhällen") grafiskt, där det relativa avståndet mellan proverna återspeglar dess likhet. Likhet avser samhällsstruktur, i figuren ovan såsom kg per art. Med ökat avstånd mellan två punkter minskar dess likhet. Om prov grupperas i en MDS-graf innebär detta att proverna inom samma "grupp" är mer lika (artsammansättning) varandra men mindre lika prover utanför gruppen.

Beståndstäthet för utvalda arter

Resultatet från trålfiske under kvartal fyra visade inte på någon skillnad i fångstutveckling över tid av antal slätvarar mellan FFO och Referens (ANCOVA; $Område \cdot \text{År}$, $t = 0,072$, $p = 0,527$), inte heller för Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 1,243$, $p = 0,311$) (Figur 15a). Däremot var mängden slätvar högre inom Referens jämfört med Buffertzon Nord ($Område$, $t = 2,907$, $p = 0,041$). I analysen fanns ingen förändring av antal slätvarar över tid inom de studerade områdena.

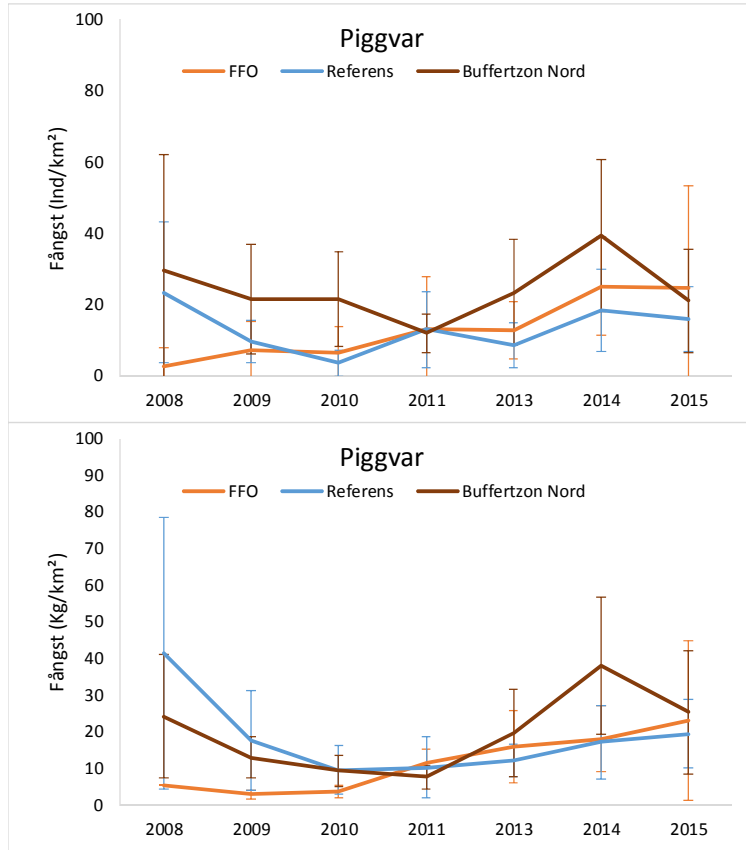
Analyserna av fångstutveckling av biomassa (kg) slätvar över tid visade samma resultat som för antal slätvarar. Det fanns ingen skillnad i fångstutveckling mellan FFO och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 1,546$, $p = 0,207$), inte heller mellan Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,897$, $p = 0,401$) (Figur 15b). Däremot fanns mer biomassa slätvar inom FFO jämfört med Buffertzon Nord ($Område$, $t = 2,541$, $p = 0,032$). I analysen noterades ingen förändring av mängden slätvar över tid inom de studerade områdena.



Figur 15a-b. (a) abundans (Individer per km²) och (b) biomassa (kg per km²) för plattfiskarten slätvar i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

Analyserna visade inte på någon skillnad i fångstutveckling över tid av antal piggvarar mellan FFO och Referens (ANCOVA; $Område \cdot \text{År}$, $t = 1,242$, $p = 0,314$), inte heller för Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,093$, $p = 0,471$) (Figur 16a). I analysen fanns ingen skillnad av antal piggvarar mellan de studerade områdena eller över tid.

Analysen över biomassa piggvar inom de studerade områdena visade inte på någon skillnad i fångst över tid mellan FFO och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 1,379$, $p = 0,259$), inte heller för Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,399$, $p = 0,488$) (Figur 16b). I analysen fanns ingen skillnad av biomassa piggvar mellan de studerade områdena eller över tid.

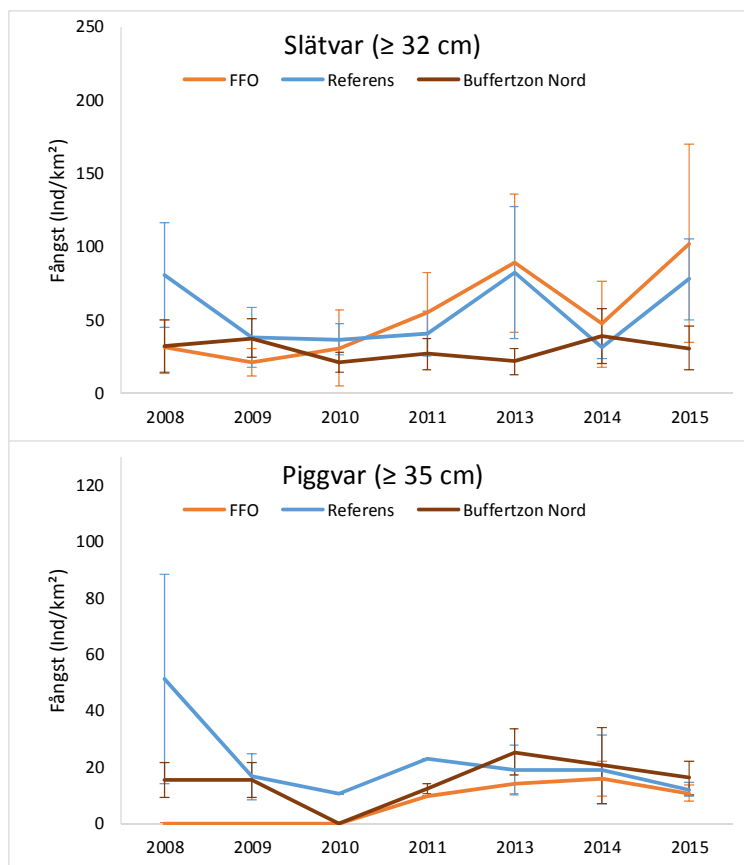


Figur 16a-b. (a) abundans (individer per km²) och (b) biomassa (kg per km²) för plattfiskarten piggyback i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på trålprovtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes 2012. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

Diversifierad storleksfördelning för utvalda arter

Fångstutveckling för antal stora slätvarar (≥ 32 cm) inom de studerade områdena visade inte på någon skillnad mellan FFO och Referens (ANCOVA, $Område \cdot \text{År}$, $t = 0,850$, $p = 0,434$), inte heller för Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,523$, $p = 0,482$) (Figur 17a). Det fanns ingen signifikant skillnad i antal stora slätvarar mellan de studerade områdena eller förändring över tid.

Fångstutveckling för antal stora piggybackar (≥ 35 cm) inom de studerade områdena visade inte heller på någon skillnad mellan FFO och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,950$, $p = 0,384$), inte heller för Buffertzon Nord och Referens ($Område \cdot \text{År}$, $t = 0,072$, $p = 0,480$) (Figur 17b). Det fanns ingen signifikant skillnad i antal stora piggybackar mellan de studerade områdena eller förändring över tid.



Figur 17a-b. Utveckling över tid av stora individer av (a) slätvar (≥ 32 cm) och (b) piggvar (≥ 35 cm) i det fiskefria området (FFO), Buffertzon Nord samt Referens baserat på provtagning under kvartal fyra perioden 2008-2015. Det fiskefria området inrättades januari 2009; ingen provtagning genomfördes år 2012. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

12.4 Diskussion

I Kattegatt infördes fiskefria områden år 2009 och dessa har nu varit helt eller delvis stängda för fiske i nästan åtta år. Det fiskefria området med buffertzoner är framförallt inrättat för att skydda Kattegattbeståndets stora torskindivider som samlas för lek främst i områdena FFO, Buffertzon Nord och Buffertzon Syd under första kvartalet. ICES beståndsuppskattningar som redovisats här indikerar att torskbeståndet i Kattegatt genomgått en återhämtning under perioden 2008-2015, både med avseende på beståndets numerär och åldersstruktur.

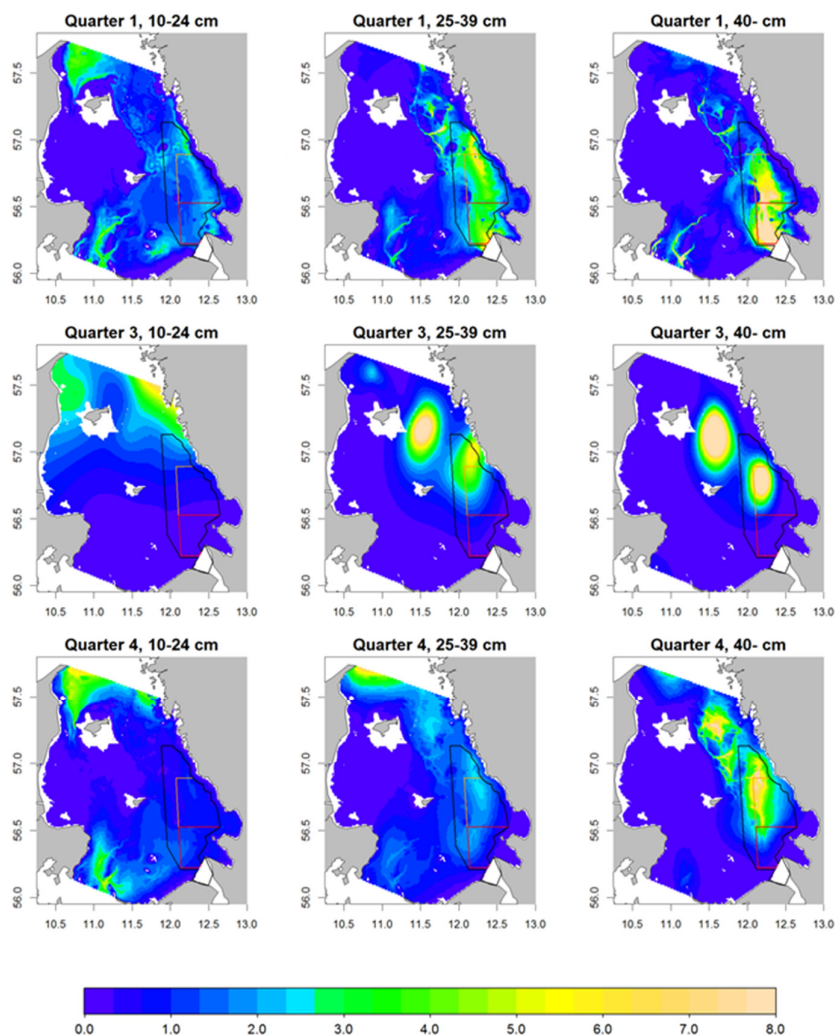
Beståndet av torsk i Kattegatt har under en längre tid minskat och befunnit sig på nivåer under biologiskt säkra gränser (ICES 2016a). De kraftigt reducerade kvoterna på torsk i början av 2000-talet hade inte haft avsedd effekt eftersom arten fortsatt fångats i det icke-selektiva bottentrålfisket i Kattegatt. Behovet var därför akut i att

finna kompletterande effektiva åtgärder till skydd av torskbeståndet med reglering av fångstuttaget via nationella fångstkvoter. Efter förslag från svenska och danska forskare om skydd av torskens lekområde i sydöstra Kattegatt kom ländernas fiskeriministrar överens om att kombinera inrättandet av fiskefria områden med reglering av fisket med selektiva redskap. Analyser av rumslig fördelning av torsk över tid baserad på fiskövervakning i Kattegatt visade att fördelningen av liten och stor torsk skiljer sig åt och att fördelningen förändras över året (Vitale et al. 2008). Dessa fördelningar och dynamiken i dem skapar förutsättningar för en rumslig förvaltning med hel- och säsongsstängda områden i kombination med selektiva redskap. Avsikten med de stängda områdena har i första hand varit att minska dödligheten på stor köns mogen torsk för att därigenom ge möjlighet för att återuppbygga beståndet. Samtidigt har förvaltningen mål varit att minimera påverkan på andra fiskerier av främst havskräfta och plattfisk så att dessa skulle kunna fortgå i andra områden och under annan tid på året. Resultaten visar att inrättandet av FFO, periodvisa fredningar och selektiva redskap i Kattegatt varit en fungerande förvaltningsmetod och resulterat i en reduktion av fiskets påverkan på torskbeståndet. Stängning av tidigare fiskeplatser har som förväntat också lett till att fisket flyttat till andra områden. Denna förflyttning har enligt modellberäkningarna resulterat i att påverkan från fisket på stor torsk totalt sett minskat i Kattegatt. För liten torsk, totallängd 12-24 cm, har istället införandet av åtgärderna medfört en ökad påverkan från fiske bland annat eftersom de små torskindividerna förekommer i högre tätheter i havsområdet utanför de reglerade zonerna. I kombination med införandet av selektiva redskap och en minskande fiskeansträngning har dock även påverkan på liten torsk av fisket minskat avsevärt sedan införandet av FFO och uppgick år 2015 till 37 % av 2008 års nivå.

Sedan fredningsområdet inrättades har rekryteringen av torsk framförallt varit god år 2011 och 2012, och analyserna visar att dessa årsklasser starkt bidragit till en återhämtning av lekbeståndet. Årsklassen född 2015 är dock den svagaste som noterats, inte bara under fredningstiden utan i hela den tillgängliga dataserien från 1997 och framåt. Torsken i Kattegatt uppvisar likt många andra fiskbestånd en betydande mellanårsvariation i rekrytering. Varje hona hos dessa fiskarter lägger tusentals till miljoner ägg varje år och även små skillnader i överlevnad under de tidiga livsstadierna leder till en betydande variation i rekryteringsframgång (Chambers och Trippel, 1997). Ett enskilt år med dålig rekrytering behöver därför inte betyda att beståndet inte förvaltas uthålligt. För ett reducerat bestånd som har varit utsatt för överfiske kan dock en svag årsklass ha en betydande negativ inverkan på storleken av den fiskbara delen av beståndet några år senare.

Inblandning av Nordsjötorsk som använder Kattegatt som uppväxtområde och hur denna inblandning varierar mellan år är dock stora frågetecken som behöver

utredas innan rekryteringen kan användas som en säker indikator för Kattegattbeståndets status².



Figur 18. Uppskattad fördelning av torskbeståndet i Kattegatt utifrån storlek och kvartal (kvartal 2 finns inga provfiske). Data om torskens utbredning är hämtad från provtrålningar mellan år 1996 – 2013. Blå färg i figuren indikerar låg täthet av torsk, grön färg indikerar på intermediär täthet av torsk och orange färg indikerar på hög densitet av torsk. Vita zoner i figuren representerar havsområden med vattendjup understigande 5 m och havsområden utanför Kattegatt. Källa: Hjelm et al. (2013)

² Genetiska analyser från fiskövervakningen i Kattegatt pågår med syfte att kartlägga inblandning av Nordsjötorsk i Kattegatt, men resultaten är inte färdiga att användas i denna utvärdering

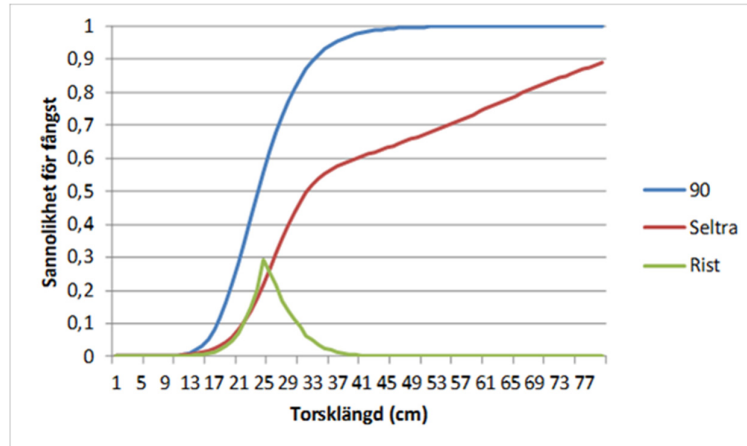
Analyserna av torsk under kvartal fyra visade att det finns en generell positiv utveckling i antal och biomassa av torsk sedan inrättandet av FFO, vilket överensstämmer med bilden från beståndsuppskattningen för Kattegattorsk. Utvecklingen i antal och biomassa av torsk över tid skiljde sig dock inte åt mellan FFO och fiskade områden. Rörligheten hos torsk mellan fiskade områden och FFO förefaller vara så stor att skillnader i förekomst orsakade av skillnader i fiskeridödlighet inte tydligt kan utläsas mellan områden. Den huvudsakliga provtagningen av torsk som användes för analyserna genomförs på hösten under kvartal fyra innan torsken ansamlats för lek, vilket minskar kontrasten i fiskförekomst mellan områden. Effekten av det fiskefria området på förekomsten av torsk generellt behöver alltså utvärderas på beståndsnivå, vilket för torskens del innebär en analys på en rumslig skala som innefattar hela Kattegatt.

Fredningsområdena för torsk inklusive det fiskefria området i Kattegatt har vid ett flertal tillfällen utvärderats med hänsyn till effekten av omfördelning av fiskeansträngningen³. I dessa utvärderingar har olika scenarier med stängningar i tid och områden samt olika regleringar av fiskeredskap analyserats. Scenarierna har genomförts som svar på frågor från förvaltningen för att ge anvisningar om vilka regleringar som bäst bidrar till skyddet av torsken, och skillnaden i effektivitet mellan olika regleringar. Påverkan från fiske har i dessa analyser jämförts med situationen innan fredningen kom till stånd; sammantaget har 11 olika scenarier analyserats (Hjelm et al. 2013; Hjelm et al. 2014).

I senaste utvärderingen (Hjelm et al. 2014) studerades och jämfördes på uppdrag av Sveriges och Danmarks regeringar ett flertal olika scenarier med utgångspunkt i att det fiskefria området öppnas för kräftfiske efter lekperioden, och alternativa regleringar med de selektiva redskapen. Effektivast skydd för lekbiomassa av torsk i Kattegatt erhöles då genom utökat krav på användning av kräfttrål med rist och minskad användning av SELTRA-trål under perioder när fisket är öppet det vill säga efter kvartal ett.

I figur 19 visas olika selektionskurvorna för torsk för trålar som används i Kattegatt. Notera dels att SELTRA-trålen *de facto* selektivt fångar stor torsk och dels det begränsade storleksintervallet där liten torsk löper risk att fångas i kräfttrål med rist (Frandsen et al. 2013).

³ <http://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/underlag-till-radgivning/?si=A760994E4BBAC7B8373E21C24DC08B73&rid=1019305995&sn=sluEPi6-prodSearchIndex>



Figur 19. Sannolikhet för fångst för torsk av olika storlek i de olika trålredskapen som används i Kattegatt: traditionell bottenrål med 90 mm maskstorlek, SELTRA-trål och kräfftrål med rist.

12.4.1 Havskräfta

Havskräfta är en kommersiellt betydelsefull art för yrkesfisket i Kattegatt. I samband med införandet av fiskefria områden kan det förväntas att arter som är attraktiva för fisket och med begränsat rörelsemönster, i förhållande till det stängda områdets yta, är de arter som det fås tydligast effekter av åtgärden. Efter larvernans bottenfällning är havskräfta är en art med förhållandevis begränsat rörelsemönster, vilket styrks av märkningsförsök där de märkta havskräftorna som regel återfångades nära (≤ 9 km) utsättningsplatsen (Chapman 1980). FFO i Kattegatt motsvarar en yta om 647 km² vilket innebär att en stor del av de havskräftor som finns inom FFO permanent uppehåller sig där.

Medianlängden (50:e percentilen) hos havskräfta ökade över tid både i det stängda området och i referensområdet. I den Norra Buffertzonen, där ett selektivt kräftfiske är tillåtet under nio månader om året, var medianlängden högre än övriga områden 2008 innan det fiskefria området inrättades och 2009 i samband med inrättandet. Analyser av storleksfördelningen i fångsterna från Västerhavet (Kattegatt och Skagerrak) visar att förekomsten av liten havskräfta (rekryter) minskat under perioden 2010 till 2015, medan förekomsten av större havskräftor är relativt konstant (Nephrops Benchmark, ICES november 2016). Dessa förutsättningar innebär att medianen för havskräfta i Kattegatt naturligt ökar, en effekt som ses i både FFO och i referens. Intressant är däremot att ökningen av medianlängden är större i FFO med 16 mm jämfört med referens där medianlängden ökat med 11 mm. Skillnaden områdena emellan tolkas som en effekt av FFO. Vidare ses även att de stora havskräftorna blivit ännu större i och med att största delen (99:e percentilen) av havskräftorna ökar inom FFO men inte inom de övriga områdena. Storleksökningen hos

havskräfta inom FFO innebär bland annat att den potentiella ägg- och larvproduktionen ökar per havskräftshona (Mcquaid et al. 2009) samt en återgång till mer naturlig storleksfördelning i beståndet av havskräfta. Noterbart är att beståndet av havskräfta i Kattegatt och Skagerrak utgör ett enskilt bestånd. Beståndet av havskräfta fiskas dessutom under det maximalt hållbara uttaget (MSY), det vill säga fisket fångar mindre havskräfta jämfört med den maximala avkastning som kan tas ur ett bestånd år från år (ICES 2016b). Detta innebär att havskräftor sannolikt inte begränsas av rekrytering och en eventuell tillförsel av mer ägg och larver inte medför någon effekt på beståndsnivå.

12.4.2 Fisksamhälle

Sammantaget visar resultatet att fiskesamhällets artsammansättning förändras olika över tid i fiskade områden jämfört med FFO. Att det uppstått sådana skillnader över tid tolkas som en effekt av att det fiskefria området inrättats. Inom FFO ses tydligast förändringar i artsammansättning inom det bottennära fiskesamhället under tidsserien 2009 – 2015 jämfört med år 2008, det vill säga perioden innan FFO inrättades. De arter som i huvudsak bidragit till de observerade skillnaderna är rödspätta, torsk, sandskädda, skrubbskädda och kolja. Medelfångsterna av rödspätta, sandskädda, kolja och torsk ökade medan medelfångsterna av skrubbskädda sjönk efter att FFO inrättades. Inom referensområdet ses också skillnader orsakade av samma arter, men skillnaderna är inte lika inom referensområdet som inom FFO. Inom referensområdet sjönk medelfångsterna för samtliga arter utom torsk som istället ökade år 2011 jämfört med år 2008. Under 2015 var emellertid även medelfångsterna av rödspätta högre jämfört med år 2008.

Det finns även en generell förändring av fiskesamhället i Kattegatt under perioden, vilket var särskilt tydligt i analysen som baserade sig på individantal per art. Skillnaderna i utveckling av fiskesamhället baserat på antal över tid i de olika områdena förklarades främst av variationer i fångst av arterna som torsk, rödspotta och sandskädda. Kattegattbestånden av torsk och rödspätta uppvisar även en generell positiv utveckling för perioden enligt rådgivningens senaste beståndsuppskattningar (ICES 2016a; ICES 2016c).

12.4.3 Övriga utvalda arter

Piggvar och slätvar utgör två plattfiskarter med kommersiell betydelse för yrkesfisket i Kattegatt. Piggvarsbestånden befinner sig på låga nivåer i Kattegatt och Skagerrak och är troligen fortsatt minskande (Havs- och Vattenmyndigheten, 2015). Historiska data visar att nivåerna i dag är mycket låga jämfört med början av förra århundrandet (Cardinale et al. 2009). Både piggvar och slätvar förekommer regelbundet i fångsterna i provfiskena, men ingen effekt på dessa arter av fredningsområdet kan utläsas ur analyserna. Piggvar har däremot en annan studie visats reagera

positivt på införande av ett fredningsområde (360 km²) med bland annat ökad täthet, detta efter endast fem års fredning (Florin et al. 2013). I Kattegatt har däremot inte piggvar och slätvar varit målarter för FFO, det vill säga utformningen av FFO har inte gjorts med dessa båda arters biologiska behov i fokus, en förutsättning som kan göra att det kan ta längre tid (> 5 år) innan effekter mätbara fås efter en fredning (Babcock et al. 2010).

Sammantaget kan det konstateras att införandet av FFO, buffertzoner och selektiva redskap i Kattegatt fungerat som förvaltningsåtgärder och bidragit till uppsatta mål med ökad lekbiomassa hos torsk samt förutsättningar för förbättrad rekrytering. Effekter ses på beståndsnivå men är på grund av torskens rörelsemönster inte lika tydliga för FFO och buffertzoner. Rumsliga- och tidsmässiga skillnader i storleks-sammansättning noteras emellertid för havskräfta; en art som inte förväntas ha omfattande lek- och födosöksvandringar över året. Resultatet visar att för havskräfta inom FFO har regleringen, det vill säga exkludering av fiske, inneburit en större individstorlek hos havskräftor jämfört med omgivande fiskade områden. För vidare förvaltning rekommenderas att nuvarande FFO och tillhörande regleringar i Kattegatt bibehålls, vilket sannolikt kommer att medföra att torskens beståndssituation i Kattegatt förbättras.

12.5 Referenser

- Babcock, R.C., Shears, N.T., Alcala, A.C., Barret N.S., Edgar, G.J., Lafferty, K.D., Mcclanahan, T.R., Russ, G.R. (2010) Decadal trends in marine reserves reveal different rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* Vol 107(43), pp. 18256-61.
- Bagge, O. (1987) Tagging of turbot and brill in the Kattegat 1965-1970. *C.M.*, 1987/G: 10,27 pp
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., maiorano, L., Casini, M. (2009) Conservation value of historical data: reconstruction stock dynamics of turbot during the last century in Kattegatt-Skagerrak. *Marine Ecology Progress Series* 386: 197-206.
- Chapman, C.J. (1980) Ecology of Juvenile and Adult Nephrops. IV Cobb, J.S. & Phillips, B.F. (red). *The Biology and Management of Lobsters. Volume II, Ecology and Management.* Academic press, 143-175.
- Engelhard, G. H., Lynam, C. P., Garcí'a-Carreras, B., Dolder, P. J., Mackinson, S. (2015) Effort reduction and the large fish indicator: Spatial trends reveal positive impacts of recent European fleet reduction schemes. *Environmental Conservation*, 42: 227–236.
- Florin, A-B., Bergström, U., Ustuprs, D., Lundström, K., Jonsson, P.R. (2013) Effects of large northern European no-take area on flatfish populations. *Journal of Fish Biology*, 2013, Vol.83(4), pp.939-962
- Frandsen, R.P Lövgren J, Valentinsson, D., Krag, L.A Madsen, N., Storr-Paulsen, M. 2013 Fishing gears used in Kattegat. Report to the Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, August 2013, 13 sid.
- <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/gears-in-kattegat.pdf>

- Havs- och Vattenmyndigheten 2015. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2015. Resursöversikt. Havs- och Vattenmyndigheten, 209 sid.
- Hjelm, J., Lövgren, J., Sköld, M. Storr-Paulsen, M., Vinther, M. (2014). Evaluation of additional scenarios for closed areas in Kattegat, February 2014. Report to the Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, February 2014, 7 sid.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/pm/kattegat_cod_extra_scenario_feb_2014_final.pdf
- Hjelm, J., Lövgren, J., Sköld, M. Storr-Paulsen, M., Vinther, M. (2013). Evaluation of the effect of effort redistribution and gear changes in relation to the closed areas in Kattegat. Report to the Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, September 2013, 24 sid.
<https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/kattegat-cod-2013-evaluation.pdf>
- Hjelm, J., Ringdahl, K., Sköld, M. Svedäng, H., Valentinsson, D., Vinther, M., Kirkegaard, E., Storr-Paulsen, M. (2008) Proposal for Marine Protected Areas in the Kattegat to promote the rebuilding of the cod stock. Institute of Marine Research, Swedish Board of Fisheries & DTU Aqua, September 2008, 18 sid.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/mpa_kattegatcod080925.pdf
- HVMFS (2016). Havs- och Vattenmyndighetens författningssamling. Tidigare Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Havs- och vattenmyndigheten, 2016-06-08.
- ICES. 2016a. ICES Advice, Book 6: 6.3.2 Cod (*Gadus morhua*) in subdivision 3.a.21 (Kattegat).
- ICES. 2016b. ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.23 Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in Division 3.a (Skagerrak and Kattegat).
- ICES. 2016c. ICES Advice 2016, Book 6: 6.3.36 Plaice (*Pleuronectes platessa*) in Subarea 4 (North Sea) and Subdivision 3.a.20 (Skagerrak).
- McQuaid, N., Briggs, R.P., Roberts, D. (2009) Fecundity of *Nephrops norvegicus* from the Irish Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89(6), pp. 1181-1188
- Trippel, E. A., Kjesbu, O. S., Solemial, P. 1997. Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. Chambers, R. C. & Trippel, E. A. (red). *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*. Chapman and hall, 31-163.
- van der Hammen, T., Jaap Poos, J., van Overzee, H.M.J., Heessen, H.J.L., Magnusson, A., Rijnsdorp, A.D. (2013) Population ecology of turbot and brill: What can we learn from two rare flatfish species? *Journal of Sea research*, 84 96-108.
- Sköld, M., Vinther et al. 2012. Evaluation of closed areas in Kattegat to promote the rebuilding of the cod stock. Report to Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries June 2012. 44 sid.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/summary_evaluation_of_closed_areas_in_kattegat.pdf
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/appendix_evaluation_of_closed_areas_in_kattegat.pdf
- Vitale, F., Börjesson, P., Svedäng, H., Casini, M. (2008) The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90: 36-44.
- Vinther, M., Eero, M. (2013) Quantifying relative fishing impact on fish populations based on spatiotemporal overlap of fishing effort and stock density. *Ices Journal of Marine Science.*, pp 618-627.

13 Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt – Delrapport 4

Författare:

Mattias Sköld¹, Patrik Jonsson¹, Valerio Bartolino¹, Francois Bastardie², Mats Blomqvist³, Peter Göransson⁴, Stefan Agrenius⁵, Hans C. Nilsson¹



Omslagsfoto: Mattias Sköld

Referera till denna rapport:

Sköld M, Jonsson P, Bartolino V, Bastardie F, Blomqvist M, Göransson P, Agrenius S & Nilsson H C 2016. Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

¹ Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för Akvatiska Resurser, Havsfiskelaboratoriet

² Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Akvatiske Ressourcer

³ Hafok AB

⁴ PAG Miljöundersökningar

⁵ Göteborgs Universitet, Institutionen för Marina Vetenskaper

13	Bottentrålningens effekter på mjukbottenfaunan i Kattegatt – Delrapport 4	135
13.1	Bakgrund	138
13.2	Metodik	140
13.3	Resultat	143
	13.3.1 Effekter av intensitet i bottentrålning i Kattegatt	143
	Analys av artsammansättning/samhällsstruktur med multivariata metoder	143
	Effekter på enskilda arter	146
	Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer	148
	13.3.2 Effekter på mjukbottenfaunan av att trålning upphör i det fiskefria området	150
	Analys av artsammansättning med multivariata metoder	151
	Effekter på enskilda arter	151
	Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer	151
13.4	Diskussion	152
	Konklusion	155
13.5	Tillkännagivanden	155
13.6	Referenser	156

Sammanfattning

Påverkan av bottentrålning på ekologiska och biokemiska processer kan uppstå genom t.ex. fysisk omblandning och uppslamning (resuspension) av sedimentet på botten, samt att biodiversitet och ekologiska funktioner påverkas direkt eller indirekt genom ökad dödlighet av olika organismer som fångas eller skadas av redskapen. Modellstudier har också visat att produktiviteten på bottenarna antingen kan öka eller minska till följd av bottentrålning beroende på om bottenfaunan är styrd av tillgången på föda eller av predation från t.ex. fisk. Sambanden är komplicerade och beror alltså inte bara på fysisk störning och den direkta dödlighet på bottenfaunan som trålfisket kan orsaka, utan också på om det uppstår lokala förändringar i näringsvävens struktur.

Denna studie har jämfört mjukbottenfaunans struktur och artsammansättning i Kattegatt i relation till intensiteten i störningen från trålning på provtagningsplatserna. Studien fokuserar på denna del av djursamhället eftersom den är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den del av faunan som lever i och på den typ av lerbotten som bottentrålas i Kattegatt och kan samlas in kvantitativt med bottenhuggare. Större arter som lever på och sticker upp ur sedimentbottenarna kan vara mer känsliga för direkt fysisk påverkan av trålning, t.ex. stora piprensare och cylinderrosor men omfattas inte av studien eftersom dessa kräver andra insamlingsmetoder.

Vi har använt oss av detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum som tagits fram genom detaljerade analysmetoder baserade på satellitpositionering av fiskefartyg (VMS) och yrkesfiskets loggböcker. De korrelationer vi ser i form av förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer, antal arter, diversitets- och miljöindex (BQI) utefter gradienter i bottentrålning och djup är statistiskt signifikanta, men påverkan från andra, ej undersökta miljövariabler kan inte helt uteslutas. Vi drar slutsatsen att både trålningsintensitet och djup bidrar till förklaringsmodellerna för mjukbottenfaunans variation och att 3 - 12 % av den totala variationen kan förklaras av gradienten i bottentrålningens intensitet i området.

Studien identifierar ett antal arter där korrelationen med bottentrålningens intensitet är mer tydlig. Av dessa arter visar de flesta på en negativ korrelation, dvs. att de minskar i förhållande till en ökad bottentrålning. En av de arter som minskar är den rörbyggande amphipoden *Haploids tenuis* som är rödlistad i kategorin sårbar (VU). En annan art som visar negativ påverkan och förekommer på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat är islandsmusslan *Arctica islandica*. Fjädersjöpennan *Pennatula phosphorea* är ytterligare en art som minskar med ökad trålningsintensitet. Den tillhör gruppen sjöpenor och förekommer på de mjuka bottenar där havskräftfisket i Kattegatt bedrivs; en bottenotyp, "Seapen and burrowing megafauna", som av OSPAR listas som hotad eller minskande. Ett antal arter visar också på en ökning vid högre trålningsintensitet, bl.a. den i området dominerande ormstjärnan *Amphiura chiajei* och den vanligt förekommande musslan *Abra nitida*. Detta kan

vara en respons till avtagande predation från arter som fångas i bottentrålfisket då arterna är viktig födoresurs för olika plattfiskar och havskräfta.

Vi har också undersökt om etableringen av det stängda området påverkat mjukbottenfaunans struktur genom att jämföra om utvecklingen över tid i det stängda området skiljer sig från omkringliggande områden som fortsatt bottentrålas. Vi kan med statistik inte belägga några effekter på att bottenfaunan förändras efter att fiskeförbudet införs och trålningsintensiteten minskar. En möjlig förklaring till att inga förändringar kan detekteras i vår studie kan vara att en eventuell återhämtning/återgång till av bottentrålning mer opåverkade mjukbottenfaunasamhällen sker över längre tidsrymder än vad vi haft möjlighet att analysera dvs. från 2009-2014. Det relativa bidraget till förklaringsmodellerna av mjukbottenfaunans artsammansättning, antal arter, abundans m.m. som korrelerar med trålningsintensitet över den studerade gradienten var också begränsat (3 – 12 %). Detta bidrar till att det är svårt att identifiera förändringar över tid i det stängda området när trålningen upphör då variationen till stor del påverkas av andra fluktuationer och gradienter i miljön, t.ex. mellanårsvariation i rekryteringar av olika arter. En alternativ förklaring är också att trålningen i det stängda området inte minskat i den omfattning som vi kan utläsa från satellitpositionering av VMS och loggböcker i det fall efterlevnaden av regleringen varit dålig bland fartyg som inte har VMS. Bristande efterlevnad konstaterades under de första åren, men iakttagandet av regelverket bedöms ha förbättrats över tid då kontrollen har skärpts från myndigheterna.

Konklusion

Undersökningen visar på hur mjukbottenfaunasamhället struktureras av bottentrålningens intensitet. De flesta arter som visar respons minskar i antal och biomassa, medan ett mindre antal arter gynnas. Indikatorer för biologisk mångfald visar också en tydlig minskning utefter gradienten liksom miljöindexet BQI som används för bedömning inom ramdirektivet för vatten. I sammandrag är detta viktig baskunskap för att kunna verifiera, bedöma och vidareutveckla metoder för att följa upp God ekologisk status (GES) med avseende på särskilt temaområdena Biologisk mångfald och Havsbottnens integritet enligt Havsmiljödirektivet. En fortsatt uppföljning av effekterna av det fiskefria området vore mycket värdefullt då få liknande och långsiktiga studier av återhämtning av mjukbottenfauna i områden där bottentrålning reglerats har genomförts. Det är också viktigt för den fortsatta kunskapsuppyggningen att det finns långsiktigt ostörda referensområden så att påverkan från bottentrålning kan studeras i jämförbara livsmiljöer.

13.1 Bakgrund

Fisket med bottentrålning är den dominerande metoden i det yrkesmässiga fisket i Sverige. Påverkan på ekologiska och biokemiska processer av bottentrålning kan uppstå genom t.ex. fysisk omblandning och resuspension av sedimentet på botten och att biodiversitet och ekologiska funktioner påverkas direkt eller indirekt genom ökad dödlighet av olika organismer som fångas eller påverkas fysiskt av redskapen. Bottentrålningens påverkan på havsbottnarna har undersökts i ett flertal studier som

funnit negativa effekter på diversitet, biomassa och storleksfördelning av olika arter men det finns också studier där inga eller begränsade effekter på bottenfaunan konstaterats (Collie et al. 2000; Lökkeborg 2005). Påverkan är specifik för varje livsmiljö där bottentrålningen sker, och bottnar i områden med naturlig stress på ekosystemet i form av vågenergi har visat sig toleranta för bottentrålning (van Denderen et al. 2014; 2015). De för fysisk störning känsligaste organismerna och livsmiljöerna finns följaktligen där den naturliga påverkan av vinddriven energi, det vill säga där påverkan från vågor och strömmar, är liten. De arter som är känsligast för direkt fysisk påverkan är stora uppstickande arter som bildar strukturer, exempel på detta är revbildande koraller som *Lophelia pertusa* och den mjukbottenlevande stora piprensaren *Funiculina quadrangularis* (Fosså et al. 2002; Kaiser et al. 2006; Greathead et al. 2007; Jørgensen et al. 2015). Modellstudier har också visat att förutsättningar finns för att produktiviteten på bottnarna antingen kan eller minska till följd av bottentrålning beroende på om bottenfaunan är styrd av tillgången på föda (bottom-up) eller av predation (top-down) (van Denderen et al. 2013). Sambanden är komplicerade och beror inte bara på fysisk störning som orsakar dödlighet för en del bottendjur utan också på faktorer som predation på bottendjuren från fisk som fångas i bottentrålade områden, dvs genom att det uppstår lokala förändringar i näringsvävens struktur (Hiddink et al. 2016).

En svårighet om man vill studera effekterna av bottentrålning är att hitta representativa områden som är inte är trålade och att fisket inom ett havsområde oftast är heterogent fördelat. Detta kan göra det svårt att veta om ett område *de facto* är trålat eftersom fiskeaktiviteten inte kan beskrivas och kartläggas med tillräckligt detaljerad upplösning i tid och rum. Kvantitativa metoder för att undersöka effekter på bottenfaunan är vanligen också begränsade genom att endast en lite del av botten undersöks på få platser. Till exempel studeras miljöstatus av mjuka bottnar ofta med bottenhugg där stickprov tas med en yta av 0,1 m² och i Kattegatt omfattar den nationella provtagningen endast 2 stationer i Halland, och den regionala 15 stationer varav ett flertal är belägna nära kusten i områden där trålning inte bedrivs. Möjligheten att i detalj kartlägga fiskeaktiviteter har dock utvecklats mycket sedan fiskefartygen utrustats med satellitpositionering (Vessel Monitoring Systems, VMS) av kontrollmyndigheterna. Inom ramen för det internationella forskningsprojektet Benthic Ecosystem Fisheries Impact Studies (BENTHIS) har vi utvecklat metoder för att återskapa så fiskefartygens rörelsemönster så exakt som det är möjligt. Dessa metoder tar också hänsyn till redskapens storlek och utformning baserat på undersökningar av svepbredder på trålarna och hur redskapen är konstruerade (Eigaard et al. 2015).

Syftet med denna undersökning är att följa mjukbottenfaunans strukturella utveckling i det fiskefria området (FFO) i Kattegatt som stängdes från allt fiske 2009, dvs. om utvecklingen av mjukbottenfaunan i det stängda området skiljer sig från

fortsatt trålade områden i Kattegatt. Den del av djursamhället som undersökts är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den fauna som lever i och på lerbottnar som bottentrålas i Kattegatt. Syftet är också att studera mjukbottenfaunans sammansättning i en bred gradient av trålningsintensitet i Kattegatt. Undersökningen har genomförts med en detaljerad rumslig kartläggning av fiskemönster i Kattegatt sedan år 2006 baserat på svenska och danska yrkesfiskets VMS och loggböcker, och studier av djursamhället med bottenhugg som analyserats på artsammansättning och biomassa.

13.2 Metodik

Målsättningen med undersökningarna är att undersöka bottentrålfiskets påverkan på bottenfaunasamhället. Analys av bottendjupet vid trålningspositioner från VMS visar att 95 % av all trålning i området bedrivs inom djupintervallet 23 - 65 m. För att minimera annan miljöpåverkan avgränsades därför undersökningarna till att omfatta stationer med bottenfauna från samma djupintervall (Fig. 13.2.1.).

Trålningsintensiteten har beräknats genom att data på fart och position som loggas i VMS av Svenska och Danska myndigheter varje timma jämförs med information från yrkesfiskets loggböcker för att avgöra vilken typ av fiske och med vilket redskap som fisket bedrivits. Fiskeaktivitet definieras som det fartintervall där bottentrålning vanligen bedrivs och tråldraget i sin helhet modelleras fram enligt de metoder som beskrivs i (Eigaard et al. 2015). En rutin i programmet R har sedan utvecklats där all aktivitet definierad som trålning inom ett retroaktivt tidsintervall på 32 månader, och en radie på 250 m från den position där provtagning av mjukbottenfauna genomfördes. Tidsperioden valdes för att väl täcka in den historiska trålningen som ägt rum och efter att preliminära analyser genomförts med olika tidsperioder som visade att bäst prediktion uppnås med längre tidsintervall. Avgränsningen till en radie av 250 m runt provtagningsstationen är på grund av att det finns en nedre precisionsgräns för den interpolationsmetod som använts. Sammanfattningsvis återskapas på detta sätt den historiska omfattningen av den bottentrålning som ägt rum i det direkta närområdet av den plats där själva provtagningen av mjukbottenfaunan genomförts uttryckt som svept area kvot per tidsenhet (i detta fall 32 månader). Tyskland har fiskerättigheter i Kattegatts ekonomiska zon, dvs. utanför 12 Nm från respektive nations baslinjer. Två stationer överlappade med detta område och därför uteslöts dessa då trålningsintensiteten inte kunde beräknas pga. av att det saknades tyska data från området.

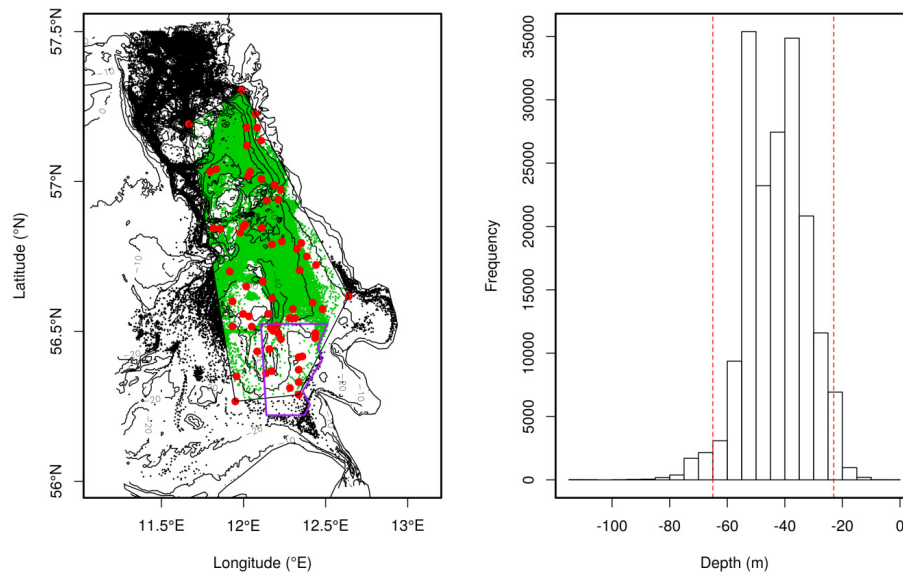


Fig. 13.2.1. Den svarta polygonen i den vänstra figuren avgränsar undersökningsområdet. Det område som stängdes för allt fiske 2009 är avgränsat med en lila linje. Svarta och gröna punkter är svenska VMS positioner från aktiva bottentrålare utanför- respektive innanför undersökningsområdet (gröna punkter) 2009-2014. Röda punkter är stationer där bottenfauna insamlats. Figuren till höger visar djupfördelningen av trålningspositionerna. Streckad röd linje avgränsar djup (23 - 65 m) inom vilket 95 % av trålningspositionerna återfinns.

För att studera hur olika grader av trålning i Kattegatt påverkar bottenfaunans status delades trålningsintensiteten in i fyra statistiska kategorier för hypotestestning och analyserades med multivariata metoder (se nedan): 0 – 1:a kvartilen ($<1,2$); >1:a kvartilen – medianen ($>1,2 \leq 6,7$); medianen – 3:e kvartilen ($>6,7 \leq 13,0$) samt över 3:e kvartilen ($>13,0$). Enheten för trålningsintensiteten är svept area över den tidsperiod som analyserats d.v.s. områdets area är svept t.ex. > 13 gånger under de 32 månader som föregick provtagningen av bottenfauna.

Uppföljning av mjukbottenfaunans utveckling i det område som stängdes för trålning 2009 (Fig. 13.2.1) har genomförts som ett experimentellt upplägg där effekten av stängningen har studerats över tid (år) och har jämförts med utveckling över tid i kringliggande områden som fortsatt trålas.

Statistiska analyser av dels effekten av införandet av fiskeförbud och dels gradienten i trålning gjordes med olika multivariata metoder:

- Permutational MANOVA (PERMANOVA) som ingår i programpaketet Primer 7 version 7.0.10 (Anderson, 2001, 2005; McArdle and Anderson, 2001) användes. För denna analys kategoriserades trålningsintensiteten till

fyra kategorier för hypotestestning och analyserades med multivariata metoder (se nedan): 0 – 1:a kvartilen ($<1,2$); >1:a kvartilen – medianen ($>1,2=<6,7$); medianen – 3:e kvartilen ($>6,7=<13,0$) samt över 3:e kvartilen ($>13,0$). Likhetsmatriser konstruerades med Bray-Curtis likhetskoefficient beräknad på fjärderots-transformerade data vilket rekommenderas för att minska betydelsen av dominerande arter. För dominerande arter användes roten ur transformation.

- Då PERMANOVA är känsligt för heterogen spridning mellan grupper, testades detta först med analysen PERMDISP (Distance based test for homogeneity of multivariate dispersions).
- Signifikanta effekter analyserades med PERMANOVA och utvärderades samt visualiserades med så kallad "Canonical analysis of principal coordinates" (CAP).
- För att vidare utvärdera trålningsintensitetens påverkan på bottenfaunan användes metoden "Distance based linear modelling" (DistLM) genom att bidraget från prediktorerna djup och trålningsintensitet till förklaringsmodellerna testades med s.k. Marginal test och selektionskriterierna: "Modified Akaike Information Criteria, AICc" och "Best fit" för val av modell. Prediktorn trålningsintensitet $\log(x+1)$ transformerades, och variabeln djup kvadratrot-transformerades för att motverka skeva fördelningar.
- Om prediktorerna visade signifikanta bidrag gjordes vidare analys med metoden "Distance based redundancy analysis, dbRDA" och enskilda arters bidrag undersöktes för de förklaringsaxlar som korrelerade (Person r) med trålningsintensitet.

Univariata analyser av sammanfattande samhällsvariabler analyserades även de med DistLM och dbRDA på motsvarande sätt. Variabler som analyserades var antal arter, total abundans, biomassa, Richness som Margalef (d), och diversitet som Shannon (H'). Benthic Quality Index (BQI) beräknades enligt Leonardsson et al. (2016). Abundans och biomassa transformerades med kvadratrot för att motverka skeva fördelningar.

I Fig. 13.2.1 visas de undersökningsstationer som användes för studien. Provtagningen och artbestämning av fauna utfördes av konsultföretaget PAG miljöundersökningar. Som underlag användes också delar av det befintliga regionala miljöövervakningsprogrammet i Hallands län, också detta med PAG som utförare. Vidare användes två stationer från det nationella miljöövervakningsprogrammet (Fladen och Anholt) som insamlades och artbestämdes av Göteborgs Universitet. Samtliga undersökningar genomfördes under maj - juni åren 2009, 2010, 2011 och 2014. Vid provtagningarna användes en modifierad Smith-McIntyre huggare med 0,1 m² provtagningsyta. På varje station togs 1 prov som sållades i 1,0 mm såll. Resterna konserverades i 4 % formaldehydlösning buffrad med natriumtetraborat (borax). Innan

analys uteslöts arter som inte bedöms vara del av bottenfaunan, t.ex. pirål och havstulpaner (HVMFS 2013:19).

13.3 Resultat

13.3.1 Effekter av intensitet i bottentrålning i Kattegatt

Analys av artsammansättning/samhällsstruktur med multivariata metoder

Effekten av trålningsintensitet i området som helhet undersöktes genom att jämföra om sammansättningen av bottenfaunaarter varierade mellan de 4 kategorierna av trålningsintensitet som definierats från lite trålning (0 till och med 1:a kvartilen) till den mest trålade kategorin (> 3:e kvartilen). Den övergripande multivariata analysen (PERMANOVA) av abundans av bottenfauna visade signifikanta effekter av faktorerna År ($F_{3, 216}=4,16$, $p<0,05$) och Trålningsintensitet ($F_{3, 216}=5,80$, $p<0,05$), men ingen interaktion mellan dessa faktorer ($F_{9, 216}=0,99$, $p>0,05$). Parvisa jämförelser mellan de olika kategorierna av trålningsintensitet visade att kategorierna med intensitet över medianvärdet (>6,7) inte skiljde sig åt ($t=1,2$, $p>0,05$), men att de två lägre kategorierna skiljde sig såväl mellan varandra ($t=2,1$, $p<0,05$) som mot de högre kategorierna i trålningsintensitet ($t=3,4$ och $t=3,1$, $p<0,05$).

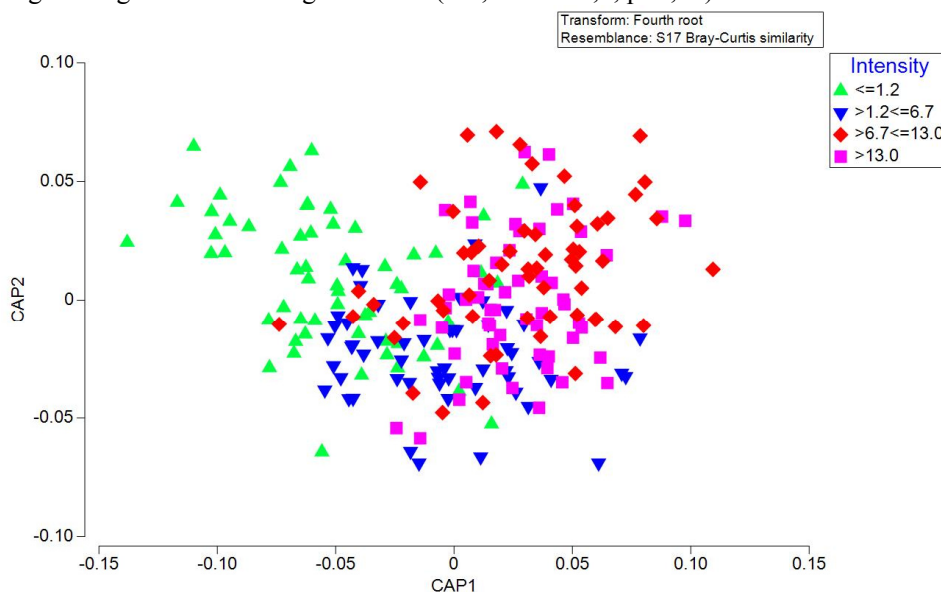


Fig. 13.3.1.1 Canonical analysis of principal coordinates (CAP) av faktorn Trålningsintensitet. De olika symbolerna representerar mjukbottenfaunastrukturen på stationer med olika grad av trålningsintensitet. De två axlarna (CAP 1 & 2) är de axlar som bäst särskiljer faktorn Trålningsintensitet beroende på likheter/olikheter i artsammansättning.

För att vidare undersöka bidragande effekter av andra miljövariabler gjordes efterföljande analyser med DistLM funktionen för att inkludera också Djup som potentiellt strukturerande miljövariabel (prediktor) för bottenfaunan. Marginaltestet visade att båda prediktorerna var för sig bidrog till modellen: Djup ($F=14,21$, $p<0,05$) som Trålningsintensitet ($F=10,69$, $p<0,05$). Modellurval m.h.a. "best" och "AICc" selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer i den bästa modellen med en förklaringsgrad av 7,1%. Var för sig förklarade djup 5,8 % av den totala variationen och trålningsintensitet 4,4%. Visualisering av resultaten med Distance based redundancy analysis (dbRDA) visar att stationer med olika grad av trålning och olika djup tydligt separerar sig från varandra. Trålningsintensitet korrelerar bäst med förklaringsaxel dbRDA 2 (multipel partiell korrelation, 77,6 %) som dock förklarar endast en liten del (1%) av den totala variationen. Trålningsintensitet korrelerar även med axel dbRDA 1 (multipel partiell korrelation, 63,1 %) som förklarar en större del av den totala variationen (6,1 %, Fig. 13.3.1.2). Faktorn djup korrelerar mest med axel 1 (77,6 %) och med axel 2, -63,1 %. Samtliga analyser gjordes också med biomassa för respektive art istället för abundans vilket gav samma resultat (statistik redovisas ej).

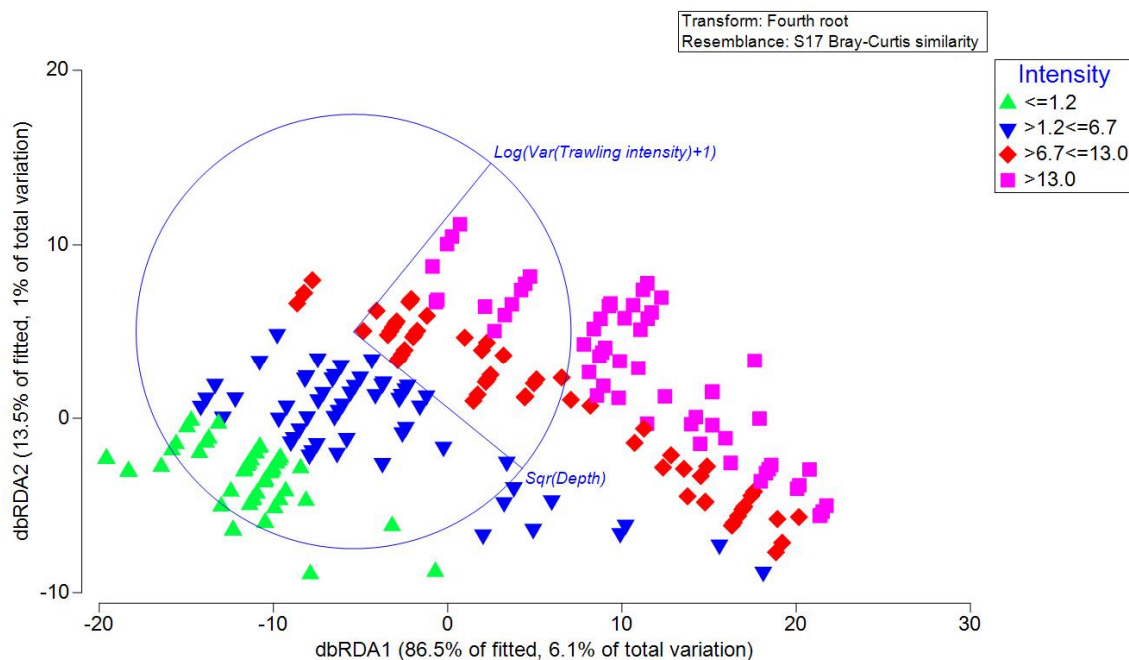


Fig. 13.3.1.2 Distance based redundancy analysis (dbRDA). Fördelning av likhetsmatrisen för arternas abundans i förhållande till de axlar (dbRDA 1 & 2) som bäst korrelerar med Djup och Trålningsintensitet. Gruppering av stationer enligt miljövariabeln trålningsintensitet redovisas enligt färgpaletten.

Bottenfaunasamhället i undersökningsområdet domineras tydligt av två arter av ormstjärnor *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*, som tillsammans utgör 50 % av individantalet och 57 % av biomassan. *A. filiformis* återfanns i 97 % och *A. chiajei* i 86 % av proverna. Biomassan beräknas här utan storvuxna arter av grävande sjöborrar *Brissopsis lyrifera* och *Echinocardium cordatum*, samt islandsmusslan *Arctica islandica*. Bidragande effekter av trålningsintensitet och djup med biomassa för de dominerande arterna och DistLM funktionen visade med marginaltestet att båda prediktorerna var för sig bidrog till modellen: Djup ($F=27,00$, $p<0,05$) och Trålningsintensitet ($F=26,93$, $p<0,05$). Modellurval m.h.a. ”best” och ”AICc” selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer i den bästa modellen med en förklaringsgrad av 12,7%. Var för sig förklarade djup 10,5 % av den totala variationen och trålningsintensitet 10,5%. Visualisering av resultaten med Distance based redundancy analysis (dbRDA) visar att stationer med olika grad av trålning och olika djup tydligt separerar sig från varandra. Såväl trålningsintensitet som djup korrelerar bäst med förklaringsaxel dbRDA 1 (multipel partiell korrelation, 99,7%) som förklarar 12,7% av den totala variationen. Båda prediktorerna korrelerar även med axel dbRDA 2 (multipel partiell korrelation, 0,3 %) som dock endast förklarar en liten del av variationen (0,03 %, Fig. 13.3.1.3). Effekten som ses beror huvudsakligen på att den ena arten, *A. chiajei* minskar utefter axel dbRDA 1.

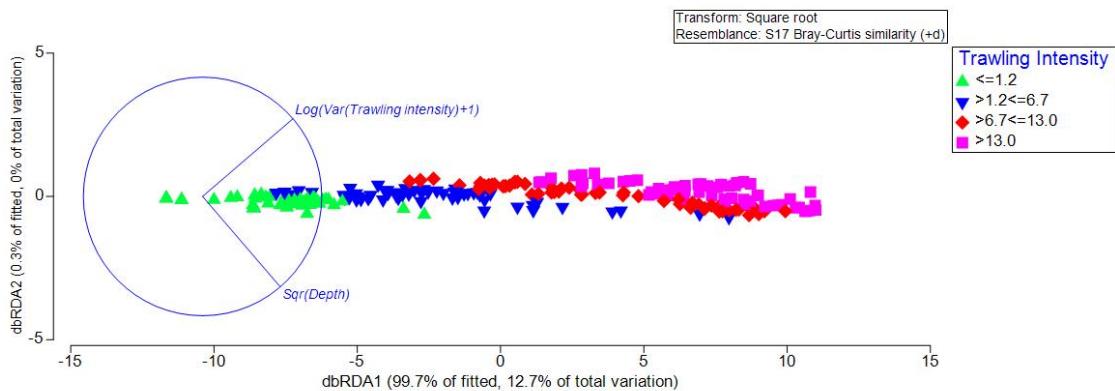


Fig. 13.3.1.3 Distance based redundancy analysis (dbRDA). Fördelning av likhetsmatrisen för de dominerande arterna *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei* i biomassa i förhållande till de axlar (dbRDA 1 & 2) som bäst korrelerar med Djup och Trålningsintensitet. Gruppering av stationer enligt miljövariabeln trålningsintensitet redovisas enligt färgpaletten.

Effekter på enskilda arter

De olika arternas bidrag till förklaringsaxlarna som korrelerade med Trålningsintensitet (dbRDA1 & 2, Fig. 13.3.1.2) analyserades med trendanalys. Arter där det fanns en signifikant trend till förklaringsaxeln är listade i tabell 13.3.1.1 och 13.3.1.2 analyserat för abundans. Observera att förklaringsmodellen innebär att både djup och trålningsintensitet bidrar till båda axlarna och att arter därmed också kan bidra till båda axlarna. Axeln dbRDA 2 korrelerar bättre med trålningsintensitet men bidrar mindre till en förklaring av den totala variationen. Resultat innebär att arter som korrelerar axel dbRDA 2 är de som relativt påverkas mest av gradienten i trålningsintensitet medans de arter som endast korrelerar med dbRDA 1 till större del påverkas av djupets gradient.

Tabell 13.3.1.1 Trender i enskilda arters abundans (Pearson korrelation $r >=0,14$, $df=234$, $p<0,05$) i förhållande till förklaringsaxel dbRDA 1 som bäst korrelerar med djup från dbRDA analysen. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 2 och minskar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i rött. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 2 och ökar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i grönt.

Arter som minskar i antal relaterat till dbRDA 1	r	Arter som ökar i antal relaterat till dbRDA 1	r
Ampelisca tenuicornis	-0.42	<i>Amphiura chiajei</i>	0.49
<i>Phoronis muelleri</i>	-0.37	<i>Labidoplax buskii</i>	0.25
<i>Rhodine gracilior</i>	-0.37	<i>Lipobranchius jeffreysii</i>	0.23
<i>Mysella bidentata</i>	-0.35	Brada villosa	0.21
<i>Nephtys hombergii</i>	-0.34	Philomedes brenda	0.21
Prionospio fallax	-0.30	Nuculana pernula	0.21
<i>Turritella communis</i>	-0.29	<i>Abyssoninoe hibernica</i>	0.21
<i>Mysia undata</i>	-0.29	<i>Ophiodromus flexuosus</i>	0.21
<i>Scoloplos armiger</i>	-0.29	<i>Panthalis oerstedii</i>	0.18
<i>Pholoe baltica</i>	-0.28	Leucon nasica	0.17
<i>Praxillella praetermissa</i>	-0.27	Photis longicaudata	0.16
<i>Eudorella truncatula</i>	-0.26	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	0.15
<i>Aoridae</i>	-0.26	Ophiura affinis	0.15
<i>Amphiura filiformis</i>	-0.26	<i>Hyala vitrea</i>	0.15
<i>Chamelea striatula</i>	-0.25	<i>Thracia phaseolina</i>	0.14
<i>Pectinaria auricoma</i>	-0.24	Haploops tenuis	0.14
<i>Trichobranchus roseus</i>	-0.24		
Edwardsia sp.	-0.21		
<i>Sphaerodorum flavum</i>	-0.21		
<i>Scalibregma inflatum</i>	-0.21		

<i>Nucula nitidosa</i>	-0.20
<i>Harpinia antennaria</i>	-0.20
<i>Dosinia lupinus</i>	-0.20
<i>Terebellides stroemi</i>	-0.19
<i>Ampelisca brevicornis</i>	-0.19
<i>Corbula gibba</i>	-0.18
<i>Magelona allenii</i>	-0.17
<i>Notomastus latericeus</i>	-0.17
<i>Levinsenia gracilis</i>	-0.17
<i>Anobothrus gracilis</i>	-0.17
<i>Gari fervensis</i>	-0.17
<i>Spiophanes bombyx</i>	-0.17
<i>Virgularia mirabilis</i>	-0.17
<i>Abra nitida</i>	-0.16
<i>Chone fauveli</i>	-0.16
<i>Cylichna cylindracea</i>	-0.16
<i>Spio filicornis</i>	-0.15
<i>Echinocardium flavescens</i>	-0.15
<i>Galathowenia oculata</i>	-0.14
<i>Arctica islandica</i>	-0.14
<i>Leucothoe lilljeborgi</i>	-0.14
<i>Euchone papillosa</i>	-0.14
<i>Mangelia brachystomum</i>	-0.14

Tabell 13.3.1.2. Trender i enskilda arters abundans (Pearson korrelation $r \geq 0.14$, $df = 234$, $p < 0.05$) i förhållande till förklaringsaxel dbRDA 2 som bäst korrelerar med trålningsintensitet från dbRDA analysen. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 1 och minskar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i rött. Arter som också korrelerar med axeln dbRDA 1 och ökar i förhållande till trålningsintensitet är markerade i grönt.

Arter som minskar i antal relaterat till dbRDA 2	r	Arter som ökar i antal relaterat till dbRDA 2	r
<i>Leucon nasica</i>	-0.19	<i>Abra nitida</i>	0.22
<i>Philomedes brenda</i>	-0.19	<i>Cheirocratus sundevalli</i>	0.19
<i>Ophiura albida</i>	-0.18	<i>Nephtys incisa</i>	0.15
<i>Ophiura affinis</i>	-0.17	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	0.15
<i>Photis longicaudata</i>	-0.17		
<i>Galathowenia oculata</i>	-0.17		
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	-0.16		
<i>Nuculana pernula</i>	-0.16		
<i>Harpinia antennaria</i>	-0.16		
<i>Gnathia oxyurea</i>	-0.15		
<i>Haploops tenuis</i>	-0.15		
<i>Edwardsia sp.</i>	-0.14		
<i>Pennatula phosphorea</i>	-0.14		
<i>Prionospio fallax</i>	-0.14		
<i>Nemertea</i>	-0.14		
<i>Brada villosa</i>	-0.14		
<i>Magelona alleni</i>	-0.14		

Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer

Sammanfattande samhällsvariabler (antal arter, total abundans och biomassa) samt diversitets och miljöindikatorer analyserades var för sig med DistLM med de två prediktorerna djup och trålningsintensitet.

- För antal arter visade DistLM (marginaltest) att båda prediktorerna bidrog till modellen (trålningsintensitet, $F=24,6$, $p<0,05$ och djup $F=25,7$, $p<0,05$). Modellurval m.h.a. ”best” och ”AICc” selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 11,9\%$). Var för sig förklarade djup 10,0 % av den totala variationen och trålningsintensitet 9,7 % (Fig. 13.3.1.4).
- Total abundans (antal individer per station) minskade med högre trålningsintensitet ($F=16,6$, $p<0,05$) och visade även en signifikant effekt för predik-

torn djup ($F=13,4$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 7,5\%$). Var för sig förklarade djup 5,5 % av den totala variationen och trålningsintensitet 6,7 %.

- Diversitet (Shannon H') visade effekt av både trålningsintensitet ($F=5,1$, $p<0,05$) och djup ($F=7,4$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 3,3\%$). Var för sig förklarade djup 2,2 % av den totala variationen och trålningsintensitet 3,1 %.
- Richness (Margalef d) visade effekt av både trålningsintensitet ($F=15,9$, $p<0,05$) och djup ($F=18,9$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 8,6\%$). Var för sig förklarade djup 7,6 % av den totala variationen och trålningsintensitet 6,5 %.
- Miljöindikatorn BQI visade effekt av både trålningsintensitet ($F=26,0$, $p<0,05$) och djup ($F=19,9$, $p<0,05$). Modellurval selekterade både djup och trålningsintensitet som prediktorer ($R^2 = 11,1\%$). Var för sig förklarade djup 10,0 % av den totala variationen och trålningsintensitet 8,0 % (Fig. 13.3.1.4).
- För total biomassa fanns inget samband varken med Djup eller Trålningsintensitet.

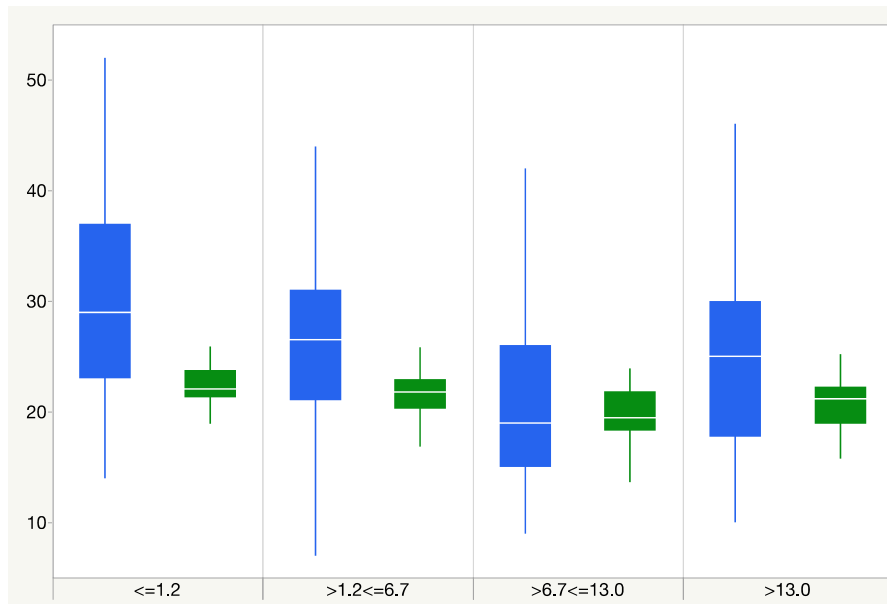


Fig. 13.3.1.4. Låddiagram med kvartiler och median för antal arter (blå) och index för vattenkvalitet BQI beräknat enligt Leonardsson et al. 2016 (grön) i förhållande till trålningsintensitet indelat i kvartiler på x axeln.

13.3.2 Effekter på mjukbottenfaunan av att trålning upphör i det fiskefria området

Effektiviteten av skyddet undersöktes genom att stationer i det område som stängdes för fiske jämfördes över tid med fortsatt trålade stationer utanför området. Gränsen för definition av trålade stationer sattes till att vara större än medianen ($>6,7$) av trålningsintensiteten mätt över 32 månader och alla undersökta stationer. Endast stationer med trålningsintensitet över medianvärdet år 2009 användes sedan i den experimentella analysen av hur trålningsintensiteten minskade i det område som stängdes för fiske. Figur 13.3.2.1 visar hur trålningsintensiteten minskar succesivt mot nära noll för stationer i området som stängdes för fiske 2009 medan stationer i kontrollområdet utanför området hade bibehållen. Att trålningsintensiteten de första åren inte minskade till noll beror huvudsakligen på att den beräknats som ackumulerad summa av trålning under 32 månader fram till dagen för bottenfaunaprovtagning vilket således innebär hänsynstagande till att trålning som förekom innan förbudet trädde i kraft 2009. En succesiv minskning av trålningsintensiteten är därmed att förvänta vilken borde nått noll för år 2011. Att viss trålningsintensitet har verkar ha förekommit kan bero antingen på lagöverträdelse eller att ett fiskefartyg passerat provtagningsstationen i låg fart och därför metodologiskt klassats som aktivt då trålningsaktivitet definieras utifrån fartintervall från VMS övervakningen.

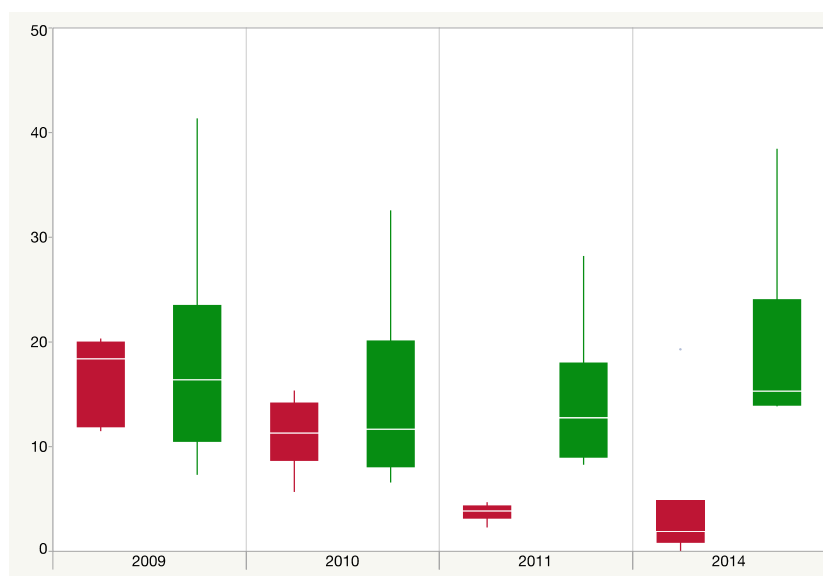


Fig. 13.3.2.1. Låddiagram med kvartiler och median för trålningsintensitet (svept area kvot) inom en radie av 250 m summerat över 32 månader bakåt i tiden från den dag området provtagits med bottenhugg. Grönt är referensstationer som fortsatt trålas och rött är stationer inom området som stängdes för fiske 1 januari 2009.

Analys av artsammansättning med multivariata metoder

Analysen av eventuella förändringar efter att bottentrålning förbjöds utgår från att undersöka om det finns en skillnad i utvecklingen över tid i mellan det stängda och de fortsatta trålade områdena. Analysen bygger på att identifiera en statistisk interaktion mellan faktorn Område dvs. det trålade området jämfört med området som stängdes, och faktorn År dvs. skillnad i utvecklingen över tid i de områdena. Analyser som redovisas statistiskt är baserade på abundans. Motsvarande analyser gjordes också för biomassa vilket gav samma resultat om inget annat anges. Signifikanta skillnader återfanns för faktorerna Område ($F_{1,56}=4,00$, $p<0,05$) och År ($F_{3,56}=2,34$, $p<0,05$) men inte för den eftersökta interaktionen mellan dessa faktorer ($F_{3,56}=0,83$, $p>0,05$). Den övergripande multivariata analysen av arternas utveckling kunde alltså inte urskilja någon interaktion över tid, det vill säga förändringen i artsammansättning sedan stängningen skiljer sig inte mellan det stängda och det trålade området. Analysen för icke homogen multivariat spridning (PERMDISP) visade signifikanta avvikelser för faktorn Trålningensintensitet ($F_{1,62}=8,26$, $p<0,05$) avseende abundans men inte för biomassa ($F_{1,62}=2,86$, $p>0,05$). Signifikant avvikelse indikerar att resultatet från den övergripande analysen kan vara svårtolkade då risken ökar för att signifikans uppstår till följd av icke homogen spridning istället för skillnad i artsammansättning. Parvisa jämförelser antyder en interaktion mellan År och Trålningensintensitet eftersom de ingående arterna förändrades över tid inom det stängda området mellan år 2010-2011 för abundansen, och mellan åren 2010-2011 och 2010-2014 ($p<0,05$) för biomassan. I det fortsatt trålade området var faunasammansättningen inte skild mellan några parvisa år ($p>0,05$).

Effekter på enskilda arter

De arter som svarade på analysen av gradienten i trålning i avsnitt 13.3.1. (se Tabell 13.3.1.1 ovan) analyserades var för sig med en två - faktors variansanalys (ANOVA, Område * År) för motsvarande hypotestestning av effekt av det fiskefria området som i den multivariata analysen. Ingen art visade på förändring som kunde kopplas till en signifikant interaktion mellan område och år.

Effekter på total abundans, biomassa, samt diversitets- och miljöindikatorer

De sammanfattande variablerna total abundans, biomassa samt indikatorer för Richness (Margalef d), diversitet (Shannon H') och Benthic Quality Index (BQI) analyserades var för sig med 2 faktors ANOVA för motsvarande hypotestestning av effekt av det fiskefria området som i den multivariata analysen. Ingen av dessa variabler visade på förändring som kunde kopplas till en signifikant interaktion mellan område och år.

13.4 Diskussion

Vi har jämfört olika grader av trålningsintensitet i Kattegatt och hur denna störning korrelerar med mjukbottenfaunans struktur. I undersökningen har vi på förhand lagt ut stationer för att täcka in en känd gradient i trålningsintensitet och det stängda området har också medfört att det ingår stationer som tidigare trålats men där trålningsaktiviteten kraftigt har minskat eller förvunnit helt sedan 2009 till följd av fiskeförbudet. Vi har använt detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum i och nya analysmetoder baserade på satellitpositionering av fiskefartyg (VMS) och yrkesfiskets loggböcker. Analyserna visar tydligt på förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer (total abundans), antal arter, diversitets- och miljöindex (BQI). Både trålningsintensitet och djup bidrar som prediktorer till förklaringsmodellerna för bottenfaunans variation och 3 – 12 % av den totala variationen förklaras. Den del av djursamhället som vi undersökt är känslig för förändringar i näringsväven och en viktig födoresurs för havskräfta och flera fiskarter. Studien är alltså avgränsad till att omfatta den del av faunan som lever i och på lerbottnar som bottentrålas i Kattegatt och kan samlas in kvantitativt med bottenhuggare. Större arter som lever på eller sticker upp ur sedimentbottenarna kan vara mer känsliga för direkt fysisk påverkan av trålning, t.ex. stora piprensare, havskräftor och cylinderosor men omfattas alltså inte av studien och kräver andra insamlingsmetoder.

Bottentrålningens intensitet samvarierar ofta med djupet i kustnära områden, och djupet i sig är en viktig strukturerande faktor för bottenfaunan (Leonardsson et al. 2016). Effekter av trålning på bottenfaunan är således svår att skilja också från effekten av andra faktorer. Vår studie av bottenfaunans struktur dras med motsvarande problematik. En viktig skillnad jämfört med flertalet undersökningar av trålningsgradients, är emellertid att vi i denna undersökning på förhand har stratifierat undersökningsområdet och lagt ut stationer för att täcka in en känd gradient i trålningsintensitet. Det stängda området har också medfört att det *de facto* inkluderas referensområden som tidigare trålats men där trålningen har minskat sedan 2009 till följd av fiskeförbudet. Vi har också använt oss av betydligt mer detaljerad information om trålningsintensiteten i tid och rum i och med att vi använt nya analysmetoder och haft tillgång till högupplöst information. I analyserna har vi också tagit hänsyn till djupet då denna variabel visats förklara största delen av variationen när den analyserats tillsammans med andra variabler som salthalt och sedimentstruktur, vilka också vanligen samvarierar med djup i Kattegatt (Leonardsson et al. 2016). De korrelationer vi ser i form av förändringar i bottenfaunans artsammansättning, täthet av individer (total abundans), antal arter, diversitet, Richness och miljöindex

(BQI) utefter gradienten i bottentrålning och djup är statistiskt signifikanta men påverkan från andra, ej undersökta miljövariabler kan dock aldrig helt uteslutas i observationsstudier.

Många studier av trålningspåverkan är baserade på jämförelser av områden med olika trålningsintensitet. Dessa typer av undersökningar kan kritiseras då det dels är svårt att identifiera jämförbara områden med samma habitat med låg och hög trålningsintensitet och dels för att andra variabler i miljön också påverkar men aldrig fullt kan kontrolleras för i s.k. observationsstudier (Lökkeborg 2005). En nyligen genomförd studie av Pommer et al. (2016) i Kattegatt visar att i stort sett alla bottnar på de djup som trålades (>22m) var trålade och att det följaktligen inte finns uppenbara referensområden. Pommer et al (2016) fann dock en gradient i förekomst av ett antal känsliga arter definierade utifrån mer eller mindre kända egenskaper som korrelerade negativt med den trålningsgradient de identifierat. Denna gradient överensstämmer med resultat från vår studie där djupet som strukturerande faktor tagits hänsyn till endast för en av de tio identifierade känsliga arterna nämligen *Edwardsia* sp. För en av dom dominerande arterna som identifierats som känslig, ormstjärnan *Amphiura chiajei* ger vår studie motsatt resultat då den tenderar att antingen gynnas av ökad trålningsintensitet alternativt inte påverkas av trålningen eftersom den korrelerar lika bra mot djupgradienten. Jämförelsen mellan dessa två studier belyser dels på vikten av att kunna identifiera en tydlig gradient i trålning med god upplösning, dels på svårigheter som finns med att ranka olika arters känslighet för störningar baserat på egenskaper s.k. trait analysis. I vissa fall är arternas egenskaper inte undersökta utan beskrivs genom s.k. fuzzy coding (se t.ex. Bolam et al. 2014) där bästa tillgängliga kunskap används vilken ofta baseras på gissningar utifrån kunskap från nära besläktade eller på andras sätt liknande arter.

Vår studie identifierar ett antal arter där korrelationen med bottentrålningens intensitet är mer tydlig (tabell 13.3.1.1 och 13.3.1.2). Av dessa arter visar de flesta på en negativ korrelation, dvs. att de minskar i förhållande till en ökad bottentrålning. Noterbart är att flertalet av dessa arter är små kräftdjur, särskilt amphipoder. Dessa är troligen särskilt känsliga p.g.a. att de bär sina ägg på ryggen tills de kläcks och därmed har begränsad spridningsförmåga. En av de arter som minskar är den röryggande amphipoden *Haploops tenuis* som är rödlistad i kategorin sårbar (VU). *H. tenuis* var i början av 1900-talet en dominerande art på stora områden i Kattegatt men återfinns idag oftast som enstaka individer (Göransson 1999; 2002). En annan art som förekommer på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat⁴ är islandsmusslan *Arctica islandica*. Denna art är storvuxen och direkt känslig för att fångas i fiske-

⁴ <http://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats>

redskap. Den är också mycket långlivad, upp till 500 år (Butler et al. 2013), långsamt växande och därmed mycket känslig för tas som bifångst eller skadas mekaniskt i fiskeredskap (Klein & Witbaard, 1995; Piet et al., 1998). OSPAR listar också habitatet ”Seapen and burrowing megafauna” som hotat och minskande. Detta habitat överensstämmer med de mjuka bottenar där havskräftfisket i Kattegatt bedrivs och där det också finns sjöpenor. Vår studie visar att fjädersjöpenan *Pennatula phosphorea* visar negativ korrelation med ökad trålningsintensitet. Detta styrks av resultat från de inventeringar som länsstyrelsen i Skåne län genomfört i sydöstra Kattegatt med observationer av höga tätheter *P. phosphorea* inom det fiskefria området jämfört med kringliggande områden (Göransson et al. 2014).

Ett antal arter visar också på en möjlig ökning utefter gradienten i trålningsintensitet, bl.a. den dominerande ormstjärnan *A. chiajei* och musslan *Abra nitida*. Detta kan vara en respons till avtagande predation från arter som fångas i bottenstrålfisket då båda arterna är viktig födoresurs för framförallt olika plattfiskarter men också torsk och havskräfta (Baden et al. 1990; Pihl 1994).

BQI är ett index som idag används för att bedöma miljötillståndet för marina sedimentbottenar. Vår studie visar att BQI också påverkas av trålningsintensitet vilket tidigare inte kunnat studeras pga. av avsaknad av information om bottenstrålningen (Leonardsson et al. 2015; 2016). Detta kan ha betydelse för bedömningar av ekologisk status och arbetet med Havsmiljöförordningen och klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2012:18, HVMFS 2013:19).

I denna undersökning kan vi inte finna några tydliga effekter på att bottenfaunan förändras efter att fiskeförbudet införs och trålningsintensiteten minskar. Parvisa jämförelser mellan år i den multivariata analysen för abundans av arter antyder att det kan ha skett förändringar inom det stängda området. De flesta experimentella studier av effekter av bottenstrålning på mjukbottenfauna är korttidsförsök och påverkansstudier utformade för att följa förändringar efter att experimentell trålning genomförts. Studier av återhämtning där trålning upphört är ovanliga. En metastudie av Kaiser et al. (2006) uppskattade återhämtningstider för olika habitat påverkade av mobila fiskeredskap. Habitat motsvarande denna undersökning, dvs. djupare lerbottenar som inte påverkas av vågenergi och som fiskades med bottenstrål hade återhämtningstider på skalan år-flera år. En möjlig förklaring till att det inte kan detekteras några förändringar i vår studie kan alltså vara att en eventuell återhämtning/återgång till av bottenstrålning opåverkade mjukbottenfaunasamhällen sker över längre tid än vad vi haft möjlighet att analysera dvs. från 2009 - 2014. Det relativa bidraget till förklaringsmodellerna av mjukbottenfaunans artsammansättning, antal arter, abundans m.m. som korrelerar med trålningsintensitet över den studerade gradienten var också litet, vilket bidrar till att det är svårt att detektera förändringar över tid i det stängda området när trålningen upphör. En alternativ förklaring är också att trålningen i det stängda området inte minskat i den omfattning

som vi kan avläsa från VMS och loggböcker om efterlevnaden av regleringen varit dålig, t.ex. av mindre fartyg som inte har VMS. Detta var fallet under de första åren (2009-2010) då överträdelser konstaterades i fiskeförbudsområdet (Sköld et al. 2012), men efterlevnaden bedöms ha förbättrats över tid då kontrollen har skärpts från myndigheterna främst genom att även mindre fartyg ($\Rightarrow 12$ m) sedan 2012 övervakas med VMS.

Konklusion

Undersökningen visar på hur mjukbottenfaunasamhället struktureras av bottentrålningens intensitet. De flesta arter som visar respons minskar i antal och biomassa, medan ett mindre antal arter gynnas. Indikatorer för biologisk mångfald visar också en tydlig minskning utefter gradienten liksom miljöindexet BQI som används för bedömning inom ramdirektivet för vatten. I sammandrag är detta viktig baskunskap för att kunna verifiera, bedöma och vidareutveckla metoder för att följa upp God ekologisk status (GES) med avseende på särskilt temaområdena Biologisk mångfald och Havsbottens integritet enligt Havsmiljödirektivet. En fortsatt uppföljning av effekterna av det fiskefria området vore mycket värdefullt då få liknande och långsiktiga studier av återhämtning av mjukbottenfauna i områden där bottentrålning reglerats har genomförts. Det är också viktigt för den fortsatta kunskapsuppbyggnaden att det finns långsiktigt ostörda referensområden så att påverkan från bottentrålning kan studeras i jämförbara livsmiljöer.

13.5 Tillkännagivanden

Tack till Katja Norén, Alfred Sandström och Andreas Wikström för granskning och synpunkter på denna rapport. Provtagningarna har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten och Länsstyrelsen i Hallands län. Utvecklingsarbetet med kartläggning och analys av trålningens intensitet har finansierats av EU:s 7e ramprogram projekt BENTHIS (kontrakt 312088). Uppdraget att redovisa effekter av Fiskefria områden har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten.

13.6 Referenser

- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32e46.
- Anderson, M.J., 2005. PERMANOVA: a FORTRAN Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Baden, S.P., Loo, L.O., Pihl, L. & Rosenberg, R. 1990a. Effects of Eutrophication on benthic communities including fish - Swedish west coast. *Ambio* 19, 113-122.
- Bolam SG, Coggan RC, Eggleton J, Diesing M, Stephens D. 2014. Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. *Journal of Sea Research*, 85: 162-177.
- Butler, P.G., Wanamaker Jr, A.D., Scourse, J.D., Richardson, C.A., Reynolds, D.J. 2013. Variability of marine climate on the North Icelandic Shelf in a 1357-year proxy archive based on growth increments in the bivalve *Arctica islandica*. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 373: 141-151.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69: 785–798.
- van Denderen P.D., van Kooten T., Rijnsdorp, A.D. 2013 When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proc. R. Soc. B.* 280: 20131883
- van Denderen, P.D., Hintzen, N.T., Rijnsdorp, A.D., Ruurdij, P., van Kooten, T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 216–1226.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D., van Kooten, T. 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 541: 31–43.
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E., Hintzen, N.T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielsen, J.R., Nilsson, H.C. O'Neill, F.G. Polet, H., Reid, D. G. Sala, A. Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T. K., Tully, O., Zengin, M., Rijnsdorp A. D. 2015. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*; doi:10.1093/icesjms/fsv099E
- Fosså, J. H., Mortensen, P. B. & Furevik, D. M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*, 471(1-3), 1-12.
- Greathead, C.F., Donnan, D.W., Mair, J.M., Saunders, G.R. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 87: 1095–1103.
- Göransson, P. 1999. Det långa och det korta perspektivet i södra Kattegatt - bottendjurens berättelse från två provpunkter. *Fauna och Flora* 94:3, 125-138.
- Göransson, P. 2002. Petersen's benthic macrofauna stations revisited in the Öresund area (southern Sweden) and species composition in the 1990s - signs of decreased biological variation. *Sarsia* 87:263-280.
- Göransson P., Emanuelsson A. & Lundqvist M. (2014) Kartering av bottenfaunan i sydöstra Kattegatt 2014.

- http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/Skanes_havsomraden/Lansstyrelsen_Skane_2015_Bottenkartering_Kattegatt.pdf
- Hiddink, J.G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., Kaiser, M.J., Sköld, M., Jonsson, P., Bastardie, F., Hinz, H. 2016. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.12697.
- HVMFS 2012:18. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-havsforvaltning/god-miljostatus-samt-miljokvalitetsnormer-med-indikatorer-for-nordsjon-och-ostersjon-hvmfs-201218.html>
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201319.html>
- Jørgensen, L. L., Planque, B., Thangstad, T. H., and Certain, G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (suppl. 1): i84–i97. doi: 10.1093/icesjms/fsv107.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 1–14.
- Klein, R. & Whitbaard, R. (1995). Long-term trends in the effects of beam trawl fishery on the shells of *Arctica islandica*. NIOZ Rapport 1995-3.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R. 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - examples from Swedish waters. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 1286-1296. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.007.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, Wikström, A., M., Rosenberg, R. 2015. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 94–102. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.010.
- Leonardsson, K., Blomqvist, Rosenberg, R. 2016. Reducing spatial variation in environmental assessment of marine benthic fauna. *Mar. Pollut. Bull.* 104, 129-138. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.050.
- Løkkeborg, S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. Fisheries Technical Paper No. 472. FAO, Rome. 58 pp.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance based redundancy analysis. *Ecol. Lett.* 82, 290e297.
- Pihl, L. 1994. Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 321–336.
- Pommer, C.D., Olesen, M., Hansen, J.L.S. 2016. Impact and distribution of bottom trawl fishing on mud-bottom communities in the Kattegat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548: 47–60.
- Sköld, M, M. Vinther et al. 2012. Evaluation of closed areas in Kattegat to promote the rebuilding of the cod stock. Report to Swedish Ministry for Rural Affairs and the Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries June 2012. Appendix 10 http://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/publikationer/pm-rapporter/summary_evaluation_of_closed_areas_in_kattegat.pdf

14 Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård – Delrapport 5

Författare:

Andreas Wikström, Frida Sundqvist, Mats Ulmestrand,
Håkan Wennhage, Ulf Bergström



Omslagsfoto: Björn Fagerholm

Referera till denna rapport:

Wikström A, Sundqvist F, Ulmestrand M, Wennhage H & Bergström U 2016. Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.

14	Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård – Delrapport 5	159
14.1	Bakgrund	162
14.2	Metodik	164
	14.2.1 Övervakning av hummerna abundans	164
	14.2.2 Övervakning av fiskesamhälle och ekosystemfunktion	166
14.3	Resultat	168
	14.3.1 Förbättrad och säkerställd hummerproduktion	169
	Ökad beståndstäthet	169
	Starkare lekbestånd	170
	Diversifierad storleksfördelning	171
	Ökad rekrytering	172
	Spillover adulter	172
	14.3.2 Östört fiskesamhälle	172
	Diversifierad storleksfördelning	172
	Ökad täthet av rovfisk	173
	14.3.3 Återetablerad ekosystemfunktion	174
	Minskad förekomst av mindre kräftdjur	174
14.4	Diskussion	176
14.5	Referenser	179

Sammanfattning

Det fiskefria området vid Vinga i Göteborgs skärgård har efter totalt 11-12 års fredning bidragit till ett flertal mätbara effekter, tydligast är dessa på hummer men det ses även effekter av fredning på andra kräftdjursarter och bottenfisk. Studien visar att relativt små fredningsområden, Tanneskär (1,2 km²) och Buskär (3,2 km²), kan bidra till att stärka befintliga populationer av hummer.

Resultaten visade en ökad beståndstäthet för hummer efter att fredningen införts. Effekten var tydlig och likvärdig vid de konstgjorda reven och vid naturliga hummerhabitaten inom fiskefria områdena. Fångsterna av hummer i fisket med hummertinor ökade i genomsnitt med 120 % vid de konstgjorda reven respektive 275 % vid de naturliga hummerhabitaten från 2003 till 2014. Vidare ökade medelstorleken från 80 mm till 94 mm (carapaxlängd) under fredningsperioden, vilket motsvarar en viktökning på ca 60-66%. Resultatet med ökad beståndstäthet och förbättrad tillväxt stämmer överens med resultat från andra områden där hummer fredats. I området utanför det fiskefria området ses inga förändringar i fångst av hummer över tid. Därmed förefaller skillnaderna som observeras mellan det fredade området och de fiskade områdena i sin helhet vara en effekt av fredningen.

Studien visar på begränsade spilleffekter av vuxen hummer från de fredade områdena. Slutsatsen baseras på att återrapportering från allmänheten av märkt hummer utanför fredningsområdena varit mycket liten (6,8 %) i jämförelse med återfångster inom fredningsområdet (93,2 %). Eftersom återfångsterna utanför fredningsområdet är beroende av att fritidsfiskare rapporterar in när en märkt hummer fångats medan återfångsterna inom fredningsområdet baseras på vetenskaplig provtagning så kan en underskattning av migrationen av hummer ha förekommit. Ett förmodat högt fisketryck i randområdet kring fredningsområdet är också sannolikt en förklaring till varför spilleffekter kan vara svårt att se i referensfiske med ryssja som bedrivits mellan Tanneskär och Buskär.

Den ökade förekomsten av hummer i kombination med ökad storlek hos honorna (ökad biomassa) har skapat förutsättningar för en förbättrad ägg- och larvproduktion. Området kan därför antas fungera som produktionsområde för hummerlarver till omgivande miljöer och på så vis bidra till att upprätthålla ett gott hummerbestånd i närliggande kustområde.

Ryssjefisket visar på likartade förändringar i hummerbeståndet som i fisket med hummertinor, det vill säga fler och större humrar i det fiskefria området jämfört med närliggande områden tillgängligt för hummerfiske. Resultatet stärker slutsatserna gällande hummer. Ryssjefisket visar även på vissa tendenser till effekter fiskbestånden. Förekomst av större torsk, över 30 cm, är genomgående högre i det fiskefria området än i jämförelseområdet, men ingen skillnad i utvecklingen över tid kan ses. Samtidigt ses en tendens till ökade fångster av glyskolja över tid. Krabbtaskan ökade i jämförelseområdet, men däremot inte det fiskefria området, sannolikt på grund av att den påverkas negativt av det växande beståndet av hummer. Fisk- och kräftdjursamhället som helhet förändras i det fiskefria området i förhållande till jämförelseområdet. En markant nedgång i förekomsten av småvuxna kräftdjur, exempelvis strandkrabba, maskeringskrabba och eremitkräfta, ses i det fiskefria området, sannolikt till följd av de höga tätheterna av hummer, torsk och glyskolja.

Sammantaget visar studien att fredning av relativt små områden kan fungera som ett bra förvaltningsverktyg i syfte att öka förekomst och storlek hos hummer. De kan även, genom produktion av hummerlarver, bidra till att upprätthålla beståndet i närliggande havsområden. Även glyskolja och torsk reagerar positivt på fredningen, samtidigt som det blir färre krabbor och kräftor. Det här indikerar att en återkomst av stora predatorer till följd av fiskefria områden kan ge effekter på ekosystemets struktur och funktion.

14.1 Bakgrund

I samband med projektet ”Säkrare farleder”, vars syfte var att skapa säkrare farleder för sjöfarten in till Göteborgs hamn genom att exempelvis bredda farleden, uppstod ett behov att spränga bort grunda hårbottenar som bland annat ansågs vara mycket värdefulla för hummerproduktionen. För att kompensera de ingrepp i den marina miljön som projektet bedömdes ge upphov till, planerades sju stycken konstgjorda rev. De konstgjorda reven skulle byggas av bortsprängda stenmassor och placeras i Göteborgs skärgård. Avsikten var att reven skulle gynna vissa fisk- och kräftdjursarter, då framförallt hummer, krabbtaska, torsk, gråsej, bleka och vitling.

Platserna för reven valdes ut i samråd med företrädare för allmänna och enskilda intressen för att tillse att inga intressen skadades av etableringen av reven. Exempel på aspekter som det togs hänsyn till var fiskets behov, hydrografi, geoteknik, försvarets behov, befintliga höga natur- och kulturvärden. I samband med att reven skapades under 2002-2003 så etablerades även två fiskefria områden (FFO) runt reven som trädde i kraft 2003. Det ena området, Tanneskär, är 1,2 km² och innefattar två stycken rev. Det andra området, Buskär, är 3,2 km² stort och innefattar fem stycken rev.

Hummerrevsprojektet startades upp år 2002. Uppföljningsprogrammet (2003-2006) bestod bland annat av burprovfisken samt nät- och ryssjeprovfisken. År 2007 sammanställdes insamlade data och projektet slutrapporterades, men gällande regleringar kring de fiskefria områdena kvarstod. Eftersom en eventuell påverkan av revens betydelse för rekrytering av småhummer inte kunde utvärderas under denna korta tidsperiod fortsatte burprovfisket under 2008-2010. Det fiskefria område som skulle komma att tillskapas inom ramen för regeringsuppdraget 2009 hade således en särskild historik både för att det hade sitt ursprung i artificiella rev och genom de fiskeregleringar som införts redan i hummerrevsprojektet.

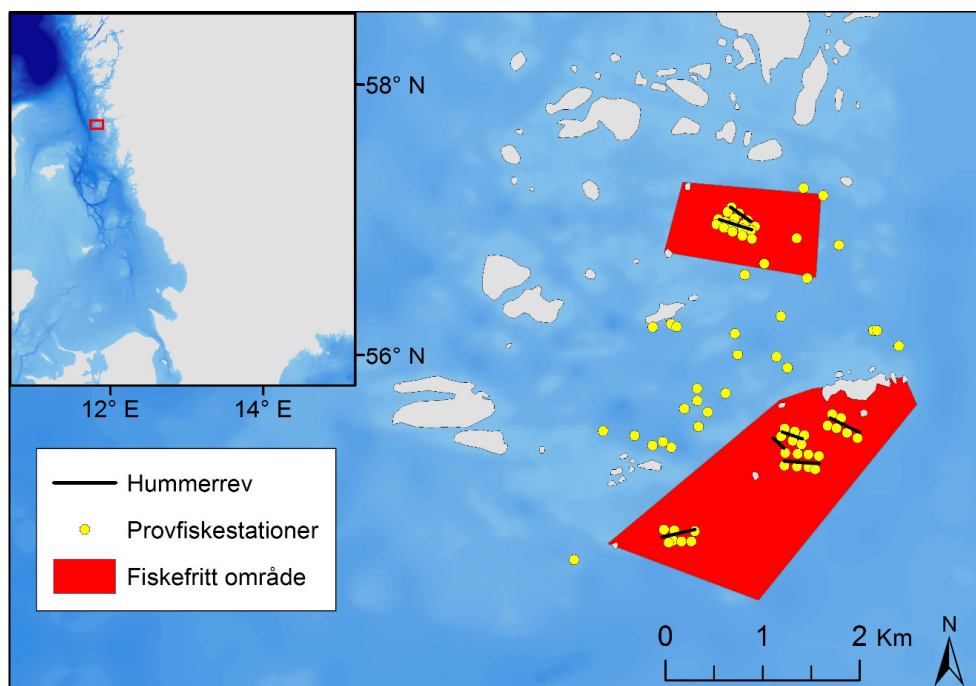
Inför etableringen av det fiskefria området hölls under 2009 flera samrådsmöten med olika intressenter, samordnade av Fiskeriverket och Länsstyrelsen i Västra Götaland. Bland annat hölls samrådsmöten men stadsbyggnadskontoret i Göteborg, stadsdelsnämnden i SDN Södra Skärgården (Styrsö), samhällsbyggnadskontoret/nämnden Öckerö kommun vilka samtliga var positiva till etableringen av de

fiskefria områdena och deras utökning. Vidare hölls samrådsmöten med Husbehovsfiskarna, Sveriges kust- och insjöfiskares organisation (SKIFO), Sveriges fisketurismföretagare (SeFF), Sportfiskarna Väst (länsförbund), Sportfiskarna (riksförbundet), yrkesfisket, samt allmänheten vid två tillfällen (på Brännö och Öckerö). Samtliga dessa intressenter var positiva till det fiskefria området i dess nuvarande utsträckning men inte till den föreslagna utökningen som skulle innebära att man slog ihop de två områdena till ett större enhetligt område. Fredningen 2010 innebar slutligen en liten utvidgning av Tanneskärs fredningsområde åt öster medan Buskär fredningsområde förblev oförändrat (Figur 1)

Fisksamhället på grunda steniga bottnar i Kattegatt och södra Skagerack domineras främst av olika arter av läppfiskar, torskfiskar och simpor. På grunda mjukbottnar brukar fisksamhället domineras av olika typer av plattfiskar och torskfiskar (Pihl et al. 1994, Pihl och Wennhage 2002). Torsk är den vanligaste förekommande torskfisken, men torskbestånden längs den svenska västkusten har sedan 1960-talet minskat starkt i täthet, utbredning och storlekssammansättning. Orsaken till kustbeståndens försvinnande är sannolikt i huvudsak en effekt av ett allt högre fisketryck (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Svedäng et al. 2004, Vitale et al. 2008, Fiskeriverket 2009). Även för hummer visar data på en långsiktigt minskad förekomst sedan slutet av 1800-talet. Idag regleras förekomsten främst av fiske och klimat (Sundelöf et al. 2013). Den begränsade beståndsanalys som kan göras med nuvarande datainsamling av hummer indikerar att fisketrycket är högt och att beståndet befinner sig på historiskt låga nivåer (Resursöversikten 2015). För både torsk och hummer fanns således förutsättningar att ett fiskefritt område skulle kunna ge positiva effekter på de lokala bestånden.

Vid etableringen av det fiskefria området öster om Vinga 2010 var huvudmålsättningen att bygga upp ett lokalt hummerbestånd med fler och större individer, som kunde bidra till att det omkringliggande fiskbara området hade en god rekrytering av hummer. Detta förväntas kunna ske då larver av god kvalitet och i relativt sett stor mängd kan spridas från de skyddade områdena samt genom utvandring av vuxna individer till omkringliggande områden när tätheten ökar i de skyddade områdena och tillgången på hummerhabitat (hummer är beroende av gömslen) blir begränsande.

En annan målsättning med etableringen av det fiskefria området var att åstadkomma ett mer effektivt skydd för de torskfiskar som förekom i större antal och var av högre medelstorlek i de befintliga fredningsområdena vid Tanneskär och Buskär jämfört med referensområdena. Detta ansågs vara särskilt angeläget om kustlekande torsk nyttjade reven som födosöksområde. Ytterligare en målsättning var att den ökade mängden hummer och rovfisk skulle återupprätta den strukturerande ekosystemfunktion som dessa predatorer kan stå för vid höga beståndstätheter och påverka strukturen hos fisk- och kräftdjurssamhället som helhet.



Figur 1. De fiskefria områdena (röda zoner) vid Tanneskär (övre) och Buskär (undre). Svarta linjer representerar lokalisering av konstgjorda rev. Gula punkter representerar provfiskestationer med ryssjor, där stationer utanför de fiskefria områdena utgör referensområde.

14.2 Metodik

I samband med att det fiskefria området inrättades definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier (Goals, Objectives, Indicators, Success criteria) gällande hummerns abundans, fisksamhälle och ekosystemfunktion (Tabell 2). Med detta som utgångspunkt sattes ett uppföljningsprogram upp som skulle kunna svara på om målen uppnåts.

Två typer av provfiskeredskap, hummertinor respektive ryssjor, har använts vid undersökningarna av de fiskefria områdena. Provfiske med hummertinor användes i syfte att studera hummerproduktion och ryssjor tillämpades främst i syfte att studera fisksamhällets utveckling och ekosystemfunktion, främst hur förekomsten av stora predatorer påverkar fisk- och skaldjurssamhället, men gav även ett mått på utvecklingen av hummerbeståndet.

14.2.1 Övervakning av hummerns abundans

Under 2003 till 2006 genomfördes provfiske med hummerburar inom Buskärs och Tanneskärs fredningsområden samt på omkringliggande naturliga hårbottenar inom de båda fredningsområdena.

De 20 tinorna som användes i Tanneskärsområdet under 2003 var av svensk rund modell, de var ca 120 cm långa med två ingångar, en kammare och saknade flyktöppningar (Figur 2). Under perioderna 2004 - 2006, 2008 - 2010 samt 2014 användes ytterligare 20 tinor, dessa var 90 cm långa och av skotsk halvrund modell. Maskstorleken var 50 mm sträckt maska i båda modellerna. Huvudsakligen har hårt saltad skrubbskädda eller sill använts som agn. I båda områdena har tio (fem skotska och fem svenska) hummertinor använts på de konstgjorda reven. Motsvarande uppsättning hummertinor fiskades på naturliga hummerhabitat inom vardera av de två fredningsområdena. Notera att två av reven inom Buskär sjönk ned i havsbotten. Det sydligaste revet var också kraftigt exponerat för vind och sjö vilket försvårade fiske med tinor. Sammantaget innebär detta att det fiskades med en ansträngning på totalt 20 tinor fördelat på de fyra kvarvarande reven och 20 på naturliga hummerbottnar. Målsättningen var att dra tinorna två gånger i veckan men på grund av dåliga väderförhållanden har inte detta kunnat utföras varje år, särskilt inte i det mer utsatta Buskärsområdet. Varje hummertina bur har i genomsnitt dragits 8,4 gånger per år.



Figur 2. Fotografi på hummertinor som använts inom det fiskefria området i Vinga. Skotsk halvrund hummertina (till vänster i bild) och svensk rund hummertina (till höger i bild) som (utan flyktöppningar) använts vid provfisket. Den skotska är 90 cm lång och 40 cm bred. Den svenska är 120 cm lång med diameter på 40 cm. Båda har två ingångar och en kammare och en maskstorlek på 25 mm stolpe. Foto: Mats Ulmestrand.

Provfiske på naturliga hårbottnar med hummerhabitat inom båda fredningsområdena utfördes på 12 – 20 m djup. Fiskedjupet vid de konstgjorda reven var 12 – 18 m.

Fångade humrar könsbestämdes, längdmättes (huvudsköldens längd), märktes med individuella märknummer på Floy Anchor Tags (se figur 3) och återutsattes på fångstplatsen. Märket sattes bakom ryggsköldens (carapax) kant, på så vis stannar märket kvar efter skalömsning. Märkmetodiken är väl utprovad och har tidigare framgångsrikt använts inom hummerfredningsområdet Kåvra vid Brofjordens mynning (Ulmestrand, 1996).



Figur 3. Individuellt märkta humrar med Floy Anchor Tags.

Resultaten från fisket med hummertinor redovisas som fångst per fiskeansträngning (antal individer per tina och dag) vilket brukar användas som mått på beståndets täthet under förutsättning att fångstbarheten inte ändras beroende på t.ex. skillnad i fiskeansträngning, beteendeförändringar eller tillfälliga vandringsmönster. Fiskeansträngningen (antal redskap per område) har varit densamma under samtliga åtta respektive sju år.

Eftersom den ursprungliga målsättningen med hummerrevsprojektet var att dokumentera kolonisering av hummer till de konstgjorda stenreven, så har inget provfiske med burar utförts i referensområden utanför fredningsområdena (där fiske är tillåtet). För att jämföra med utvecklingen av hummerfisket utanför fredningsområdena har därför information om fångst per tina från två hummerfiskare använts. De två hummerfiskarna utgörs av en fritidsfiskare med 28 tinor som fiskade runt fredningsområdena, samt en yrkesfiskare med 50 tinor som fiskade vid Vrångö i Göteborgs södra skärgård. Denna design innebär även att återfångster av märkta humrar i de fiskefria områdena härstammar från projektets årliga provfisker, medan återfångster utanför området varit beroende av allmänhetens inrapportering.

I tillägg till burfiskena nyttjas även uppgifter på hummerfångster i ryssjefisket (beskrivs i nästa stycke), där fiske skett både inom fredningsområdena och i det mellanliggande området, där fiske varit tillåtet. Skillnaden i utveckling mellan de fiskade och de fiskefria områdena ger ett mått på den kombinerade effekten av reven och fiskeförbudet.

14.2.2 Övervakning av fiskesamhälle och ekosystemfunktion

Provfisket med ryssjor bedrevs i oktober under åren 2002-2006 samt vid ett återbesök i området 2015. Syftet med fisket var att följa utvecklingen över tid i det bottennära samhället bestående av fisk och kräftdjur. Figur 1 visar de provfiskestationer för ryssjor som använts både inom det fiskefria området och i det intilliggande referensområdet. Redskapet som använts är en standardiserad provfiskeryssja med en halvcirkelformad öppning på 59 cm. Ledarmen är 5 m lång och ryssjan består av 2

ledarmar och ett fiskhus (med maskstorlek på 11 mm). En mer utförlig beskrivning av redskapet finns i Bergström och Karlsson (2016). Vid Vinga och i referensområdet fiskades varje station med 6 stycken ryssjor kopplade arm i arm, förutom år 2002 då varje station fiskades med 5 ryssjor. Varje station fiskades i regel under ett dygn, men under 2002 förekom det att några stationer fiskades under två dygn på grund av dåligt väder. De skillnader i ansträngning, antal ryssjor och fiskedygn, som förekommit har tagits hänsyn till i beräkningarna av resultat. Hela fångsten från samtliga stationer artbestämdes och längdmättes, därefter släpptes fångsten tillbaka. Vid analyserna har endast data från av väderförhållanden ostörda fisken använts och antalet ostörda stationer per år har varierat mellan 20-34 i de fiskefria områdena och mellan 16-27 i det mellanliggande referensområdet (Tabell 1).

För att statistiskt testa eventuella skillnader i utveckling mellan det fiskefria området och referensområdet i ryssjefisket användes en ANCOVA-analys, där modellen bestod av område som faktor, år som kovariat och en interaktion mellan område och år. I analysen är det interaktionen mellan område och år som är av intresse. En signifikant interaktion indikerar att utvecklingen skiljt sig åt mellan det fiskefria området och referensområdet, och därmed att man haft en effekt av fiskeförbudet. Skillnader i artsammansättning analyserades med ett likhetsindex (Bray-Curtis similaritetsindex) och utvärderades med hjälp av multivariat analys (Principal Coordinates Ordination analysis, PCO). Syftet var att identifiera hur stora skillnaderna var i artsammansättning mellan områden och år och vilka arter som framför allt bidragit till dessa skillnader. Analysen utfördes i programmet PRIMER 6.0.

Tabell 1. Antal ostörda stationer som fiskats med ryssjor i de två fiskefria områdena vid Vinga respektive i det mellanliggande referensområdet.

År	Fiskefria området	Referensområdet
2002	24	22
2003	32	27
2004	20	16
2005	30	23
2006	34	25
2015	34	26

14.3 Resultat

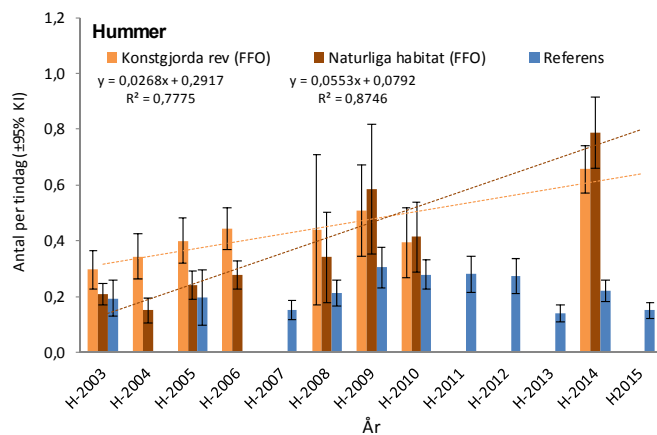
Tabell 2. En sammanfattning av resultaten i relation till de mål som satts upp för det fiskefria området vid Vinga. Tabellen innehåller även referenser till figurer och tabeller där resultaten redovisas.

Goals	Objectives	Indicators	Success Criteria	Mätmetod	Resultat	Referens
Förbättrad och säkerställd hummerproduktion	Ökad beståndstättethet	Beståndstättethet för hummer	Antal humrar ökar över tid	Provfiske burar	CPUE ökar i tiden i FFO men inte i fiskat område, vilket också är ett mått på att när F tas bort så ökar hummerbeståndets täthet.	Kap. 14.3.1. Fig. 4
	Starkare lekbestånd	Lekbiomassa från CPUE	Lekbiomassa ökar över tid	Provfiske burar och ryssjor	Medellängden hos hummerhonor ökar över tid, abundansen ökar över tid inom fiskefria området, även jämfört med referensområdet, vilket innebär att äggproduktionen ökat sedan fredningen	Kap. 14.3.1. Kap. 14.3.2. Figur 4-6
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över tid	Provfiske burar och ryssjor	Medellängden hos både hanar och honor ökar över tid, fångst av storsvuxen hummer ökar jämfört med referensområde	Kap. 14.3.2. Fig. 6 Kap. 3.1.3 Fig. 7
	Ökad rekrytering	Äggproduktion, larvfäleabundans		Yngelprovfiske	Ingen tillgänglig data	
	Spillover adulter	Återfångst av märkta humrar	Andel märkta ökar i randområden	Märkning, provfiske	Humrar är mycket stationära och utvandringen är marginell	Kap. 14.3.5.
Ostört (i alla fall av lokalt fiske) fisksamhälle	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur	Andel stora individer ökar över tid	Provfiske rys-sja	Ökande CPUE stor hummer jämfört med referensområde. Ingen motsvarande skillnad i utveckling för stor fisk eller stors torsk, men däremot genomgående högre CPUE i FFO	Kap. 14.3.3 Fig. 8 Kap. 3.2.1 Fig. 10
	Diversifierad storleksfördelning	Medelstorlek	Medelstorlek ökar över tid	Fångstrappor-ter-ing fritids-fiske	Ingen tillgänglig data	
	Ökad täthet av rovfisk	Trofisk medel-nivå	Ökande medel-trofinivå	Provfiske rys-sja	Ingen trend mot ökad medeltrofinivå	Kap. 14.3.2
	Ökad täthet av rovfisk	Biomassa rovfisk/ bio-massa totalt	Ökande rovfiskbiomassa/ total fiskbio-massa	Provfiske rys-sja	Ingen påvisad trend mot ökad CPUE av torsk eller rovfisk totalt, däremot tendens till ökning av glyskolja i FFO jämfört med referensområde	Kap. 14.3.2 Fig. 11
Återetablerad ekosystem-funktion	Minskad förekomst av mindre kräftdjur	Abundans dekapoder	Abundans minskar över tid	Provfiske rys-sja	Förekomsten av mindre kräftdjur minskar signifikant i det fiskefria området jämfört med referensen	Kap. 14.3.3 Fig. 12

14.3.1 Förbättrad och säkerställd hummerproduktion

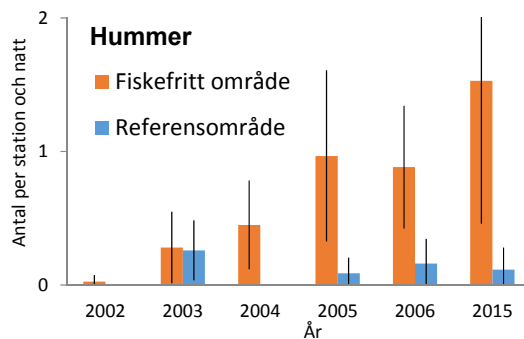
Ökad beståndstäthet

I de fiskefria områdena vid Vinga var fångsterna av hummer signifikant högre på de konstgjorda reven under höstarna år 2004-2006. Även förekomsten av hummer ökade i de naturliga habitaterna inom fredningsområdena. Generellt kan en ökande trend ses i hummerförekomst sedan området stängdes. Förekomsten av hummer under 2014 var den högsta som noterats på både de konstgjorda reven och på de naturliga hummerhabitaterna jämfört med tidigare år (Figur 4). Sedan hösten 2008 finns ingen signifikant skillnad mellan reven och de naturliga habitaterna. I relation till omkringliggande områden utanför de fiskefria områdena ses däremot ingen liknande fångstutveckling av hummer (Figur 4, referens). Beståndstätheten i de fiskefria områdena år 2014 var omkring 3-3,5 gånger högre jämfört med hummerhabitat utanför dessa områden. En skillnad som tillskrivs effekten av att området varit fredat sedan 2003 då beståndstätheten var lika de olika områdena emellan.



Figur 4. Antal humrar per tina och dag på de konstgjorda reven och de naturliga hummerhabitaterna inom det fiskefria området vid Vinga år 2003-2006; 2008-2010 & 2014. De blå staplarna anger antal humrar per tina och dag för två lokala hummerfiskare (fritidsfiskare och yrkesfiskare) som fiskar utanför fredningsområdena. Osäkerhetslinjer (de svarta strecken) utgör 95 % -konfidensintervall. Data från hummerfiskarna använd som referens för utveckling av hummerfisket utanför det fiskefria området. De streckade linjerna visar linjär regression av medelvärde varje år.

Resultatet från provfisket med ryssjor visade att mängden hummer ökade i det fiskefria området jämfört med referensområdet (ANCOVA; Interaktion Område*År, $F=8.08$, $p<0.01$) (Figur 5).

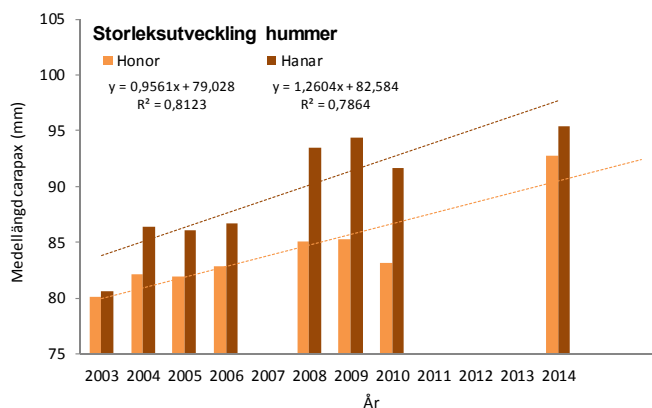


Figur 5. Antal humrar i medelantal per station och natt från provfisket med ryssjor i de fiskefria områdena respektive referensområdet år 2002-2006 samt 2015. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

Starkare lekbestånd

Medellängden hos både hanar och honor har ökat sedan FFO inrättades. Under 2003 då fredningen inrättades var medellängden på ryggskölden ca 80 mm, motsvarande gränsen för fullmålig hummer. Medellängden har sedan dess uppvisat en gradvis ökning under fredningstiden, och år 2014 hade medellängden ökat till 93 mm hos honor och 95 mm hos hanar (Figur 6). Sammantaget innebär detta en ökning av medellängd med ca 13 mm för honor respektive 15 mm för hanar.

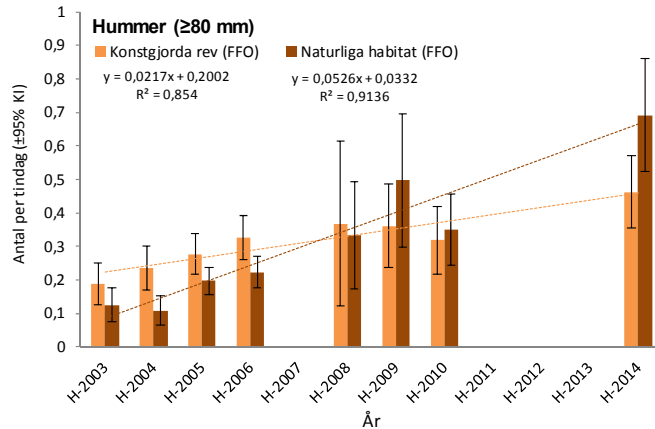
Eftersom medellängden hos hummerhonor ökar över tid (Figur 6) samtidigt som abundans ökar över tid har lekbiomassan ökat (figur 4 och 5), vilket innebär att ägg- och larvproduktionen ökat i FFO sedan fredningen infördes.



Figur 6. Medellängd på huvudsköld för hanar och honor inom det fiskefria området vid Vinga under år 2003-2006; 2008-2010 & 2014.

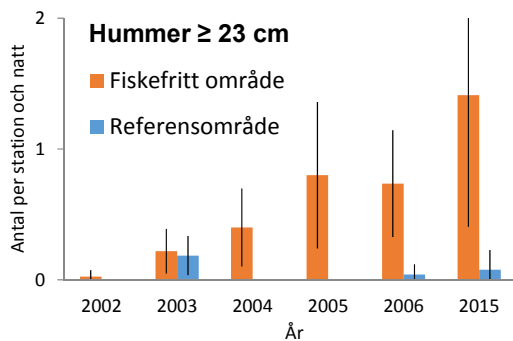
Diversifierad storleksfördelning

Slutsatsen från provfisket inom detta fiskefria område är att hummerbeståndet har ökat sedan områdena fredades (Figur 5) och medelstorleken har ökat för både hanar och honor (figur 6). I tillägg kan sägas att mängden stor hummer (≥ 80 mm) visar på en ökning inom FFO över tid (figur 7).



Figur 7. Antal stora humrar (≥ 80 mm) per tinda och dag på de konstgjorda reven och de naturliga hummerhabitaterna inom fredningsområdena vid Vinga år 2003-2006; 2008-2010 & 2014. Osäkerhetslinjer visar 95 % konfidensintervall.

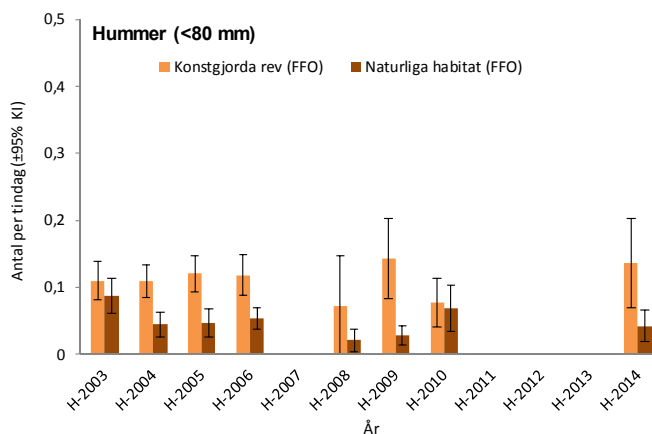
Ryssjefisket visade på en signifikant skillnad i utvecklingen av fångsterna av storvuxen hummer, större än 23 cm total längd (vilket motsvarar minimimåttet på 80 mm huvudsköld) mellan områdena (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=9.13$, $p<0.01$, ANOVA fiskefritt område, $F=3.85$, $p<0.01$). Den positiva utvecklingen i det fiskefria området är stark. Jämfört med 2003, d.v.s. när reven var fullt etablerade och fiskeförbudet infört, var fångsterna av hummer år 2006 3 gånger högre, och år 2015 var fångsterna 6 gånger högre än 2003 (Figur 8).



Figur 8. Fångster av storvuxen hummer i det fiskefria området och referensområde i ryssjefisket 2002-2006 samt 2015. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

Ökad rekrytering

Fångstutveckling av liten hummer (< 80 mm) uppvisade ingen trend under fredningsperioden inom FFO (Figur 9).



Figur 9. Antal små humrar (< 80 mm) per tina och dag på de konstgjorda reven och de naturliga hummerhabitatet inom fredningsområdena vid Vinga år 2003-2006; 2008-2010 & 2014. Osäkerhetslinjer visar 95 % konfidensintervall.

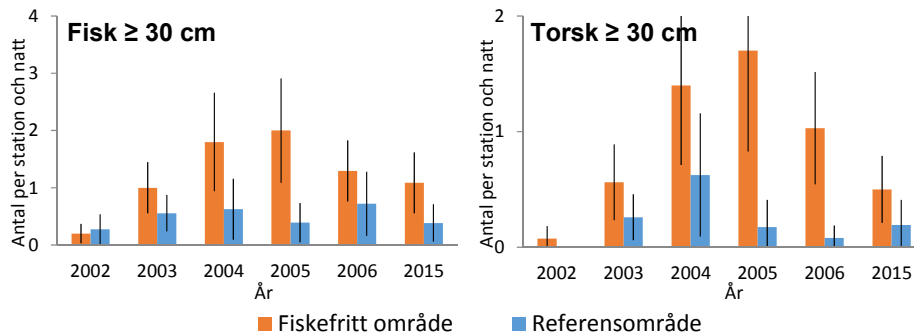
Spillover aduler

Humrarna i FFO tycks vara mycket stationära. Resultatet från märkningsstudierna visade att av totalt 1540 stycken återfångade humrar fram till år 2009 återfångades 93,2 % av de märkta humrarna inom FFO (projektets provtagning) och endast 6,8 % (allmänhetens inrapportering) fångades utanför; det vill säga hade vandrat ut (spillover) från FFO.

14.3.2 Ostört fisksamhälle

Diversifierad storleksfördelning

Fångsten i ryssjor av stora individer av fisk, större än 30 cm, visade inte på någon skillnad i utveckling över tid mellan FFO och referens (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=0.42$, $p=0.52$). Fångsten av torsk, större än 30 cm, visade inte heller på någon skillnad i utveckling mellan områden (ANCOVA, Interaktion Område*År, $F=0.00$, $p=1.00$), men fångsten är genomgående högre i det fiskefria området än jämförelseområdet (Figur 10). I båda fallen fanns en ökande skillnad mellan områdena under de första åren, men denna har alltså försvunnit över tid.

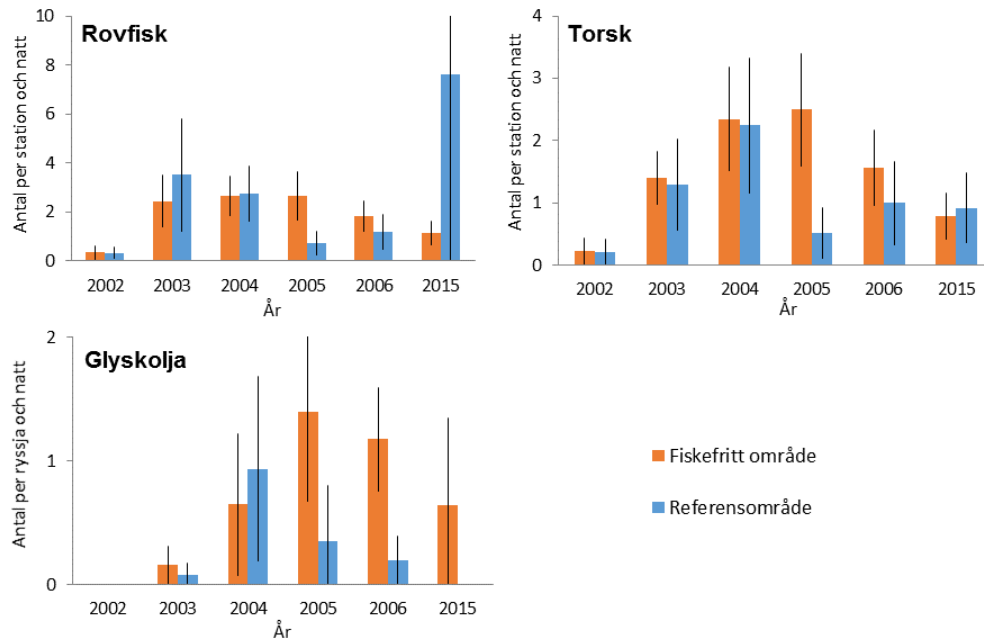


Figur 10. Fångsten i ryssjor, medelantal per station och natt, av stora individer av fisk (större än 30 cm, alla arter tillsammans) och torsk större än 30 cm under åren 2002-2006 samt 2015 i det fiskefria området och i referensområdet. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

Ökad täthet av rovfisk

Trofinivån (medel) hos fiskssamhället har inte förändrats över tid inom det fiskefria området (Linjär regression, $F=1.32$, $p=0.32$). Vid en ANCOVA testades om det fanns någon skillnad i utveckling över tid mellan det fiskefria området och referensområdet med avseende på fångsten av rovfisk. Analysen kunde inte påvisa någon skillnad mellan områdena (ANCOVA; Interaktion Område*År, $F=1.68$, $p=0.20$) (Figur 11). Analysen visade på en ökande trend i referensområdet vilket beror på den höga fångsten av rovfisk 2015. Denna höga fångst beror på stora fångster av ung gråsej (ANOVA referensområdet, $F=4.33$, $p<0.01$), och är en slumpeffekt snarare än en effekt av fredningen.

De viktigaste rovfiskarna i området är torsk och glyskolja. Det fanns ingen skillnad i utvecklingen över tid mellan områdena för torsk (alla storlekar) eller rovfisk totalt sett. För glyskolja fanns däremot en tendens till en ökning i det fiskefria området jämfört med referensområdet (ANCOVA; Interaktion Område*År, $F=2.63$, $p=0.10$).



Figur 11. Fångsten i ryssjor, medelantal per station och natt, av rovfisk i det fiskefria området och i referensområdet. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.

14.3.3 Återetablerad ekosystemfunktion

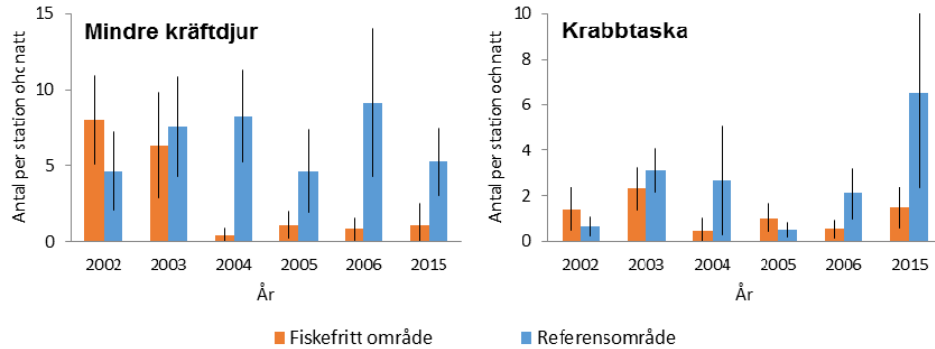
Minskad förekomst av mindre kräftdjur

Figur 12 visar på en minskad förekomst av mindre kräftdjur i det fiskefria området, samt en skillnad i utveckling mellan de två områdena (ANCOVA, Område*År, $F=8.11$, $p<0.01$). Samtidigt ses en ökning av krabbtaskan i referensområdet, men inte i det fiskefria området. Skillnaden i utveckling är på gränsen till statistiskt signifikant (ANCOVA, Område*År, $F=3.01$, $p=0.08$).

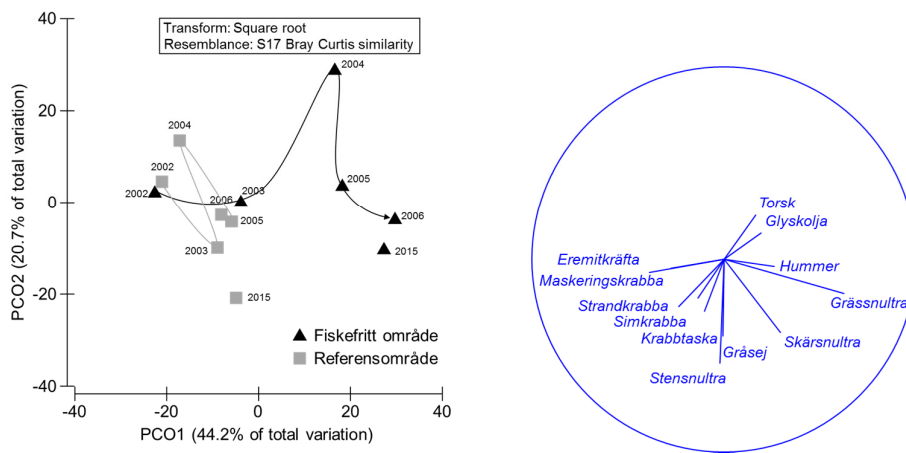
För att ytterligare följa det bottennära fisk- och skaldjurssamhället så har en multivariat principalkoordinatanalys (PCO) gjorts som visar på hur artsammansättningen i det fiskefria områden och i referensområdet har förändrats över tid. Denna PCO visade att stora förändringar skedde under de första åren efter etableringen av det fiskefria områdena och de artificiella reven vid Tanneskär och Buskär. Artsammansättningen 2015 var däremot mycket likartad artsammansättningen år 2006. Figuren visar också de arter som främst styr förändringen i de olika riktningarna (Figur 13). En ökning av grässnulta, hummer, torsk, glyskolja och skärsnulta karakteriserar det fiskefria området, medan referensområdet karakteriseras av mindre kräftdjur.

Temperatur är en omgivningsfaktor som analyserats i samband med resultaten från fisket med ryssjor. Temperaturen har varierat mellan åren, medeltemperatur på

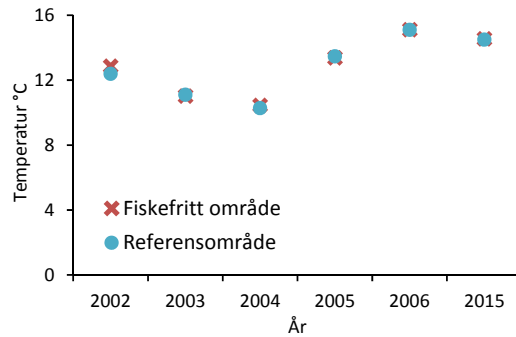
mellan 10.3 och 15.1 grader, men den är väldigt lika mellan det fiskefria området och referensområdet och torde därmed inte ha bidragit till den olikartade utvecklingen mellan områdena (Figur 14).



Figur 12. Fångst, medelantal per station och natt, av mindre kräftdjur i det fiskefria området och i referensområdet. Osäkerhetslinjer anger 95 % konfidensintervall.



Figur 13. Resultatet av en multivariat PCO-analys visar att fisk- och skaldjurssamhället i det fiskefria området har en tydlig utveckling över tid under de första åren, medan samhället i referensområdet inte förändras nämnvärt. Mellan 2006 och 2015 verkar det inte ske några ytterligare större förändringar. I cirkeln till höger visas vilka arter som främst styr förändringen i de olika riktningarna.



Figur 14. Temperatur, medelvärde av temperatur vid botten på samtliga stationer vid vittjning, i det fiskefria området och i referensområdet.

14.4 Diskussion

Det fiskefria området vid Vinga i Göteborgs skärgård har efter totalt 11 års fredning bidragit till ett flertal mätbara effekter, tydligast är dessa effekter på hummer men det finns även effekter av fredningen på andra kräftdjursarter och bottenlevande fiskar (Tabell 2). Studien visar att relativt små fredningsområden, Tanneskär (1,2 km²) och Buskär (3,2 km²), kan bidra till att stärka befintliga populationer av hummer.

I Vinga FFO observerades en ökad beståndstäthet av hummer. I omkringliggande skärgårdsområde där fritidsfiske bedrivs fanns däremot inte samma beståndsutveckling, ett resultat som indikerar att ökningen av hummerfångsterna i FFO beror på fredningen. I en studie vid norska Skagerackusten inrättades tre fiskefria områden där utveckling av hummerbestånden övervakades under perioden 2007 - 2010 (Moland et al 2013a). I studien noterades att antal humrar per tina och dag ökade i genomsnitt med 245 % inom fredningsområdena medan ökningen i referensområdena var endast 87 %. Vid Vinga noterades en liknande ökning av antal humrar per tina och dag motsvarande 120 % vid de konstgjorda reven respektive 275 % vid de naturliga hummerhabitaterna inom FFO.

I studien med de norska fiskefria områdena noterades även en genomsnittlig storleksökning (längd) hos hummer med 13 % (Moland et al. 2013a), ett resultat som överensstämmer med storleksutvecklingen för hummer vid Vinga FFO där den genomsnittliga storleksökningen var 17 %. Att humrarna blivit större inom Vinga FFO innebär att den potentiella äggproduktionen per hona ökar då äggproduktionen är proportionell mot vikten.

De första åren (2004-2006) efter att fredningen inrättats var mängden hummer högre på de konstgjorda reven jämfört med de naturliga habitaterna, vilket kan spegla en högre attraktion hos de artificiella reven för hummer, åtminstone initialt. Från och med hösten 2008 försvann denna skillnad i mängd hummer mellan habitaterna, varpå ökning av hummer, förmodas, i huvudsak förklaras av fredningen. Tidigare

studier i Kåvra hummerreservat i Brofjordens mynning visar en likartad utveckling (Moland et al. 2013b), vilket stödjer denna hypotes. För övriga arter som bedömdes baserat på ryssjefisket var det inte möjligt att separera effekterna av habitat och fiskereglering.

En annan undersökning vid Kåvra hummerreservat i Brofjordens mynning (2,2 km²) har visat att vuxna humrar är mycket stationära. Av totalt 4016 stycken märkta humrar återfångades endast 58 stycken (1,4 %) utanför reservatet (Øresland och Ulmestrand, 2013). Det styrker resultatet från föreliggande studie att effekten av spillover, det vill säga att vuxna humrar migrerar ut från de fiskefria områdena och kommer fisket till gagn, är liten. Det finns dock vissa undantag. En hummer vandrade från FFO vid Vinga till Glommen på två år (90 km fågelvägen) och två humrar vandrade från Vinga till Lysekil. I båda undersökningarna är dock återfångsterna av märkta individer inom FFO baserade på vetenskaplig provtagning medan återfångster utanför FFO är beroende av allmänhetens rapportering, vilket kan leda till en underskattning av andelen utvandrad hummer. Hos många revirhävande arter är de vuxna djuren relativt stationära medan unga individer uppvisar större rörlighet, vilket bland annat visats för languster (Davis och Dodrill, 1980). För hummer fångas juvenila individer bara undantagsvis i allmänhetens fiske där flyktöppningar förhindrar fångst av små individer (< 80 mm). En större rörlighet hos juvenila humrar skulle kunna förklara att mängden stora humrar ökat i FFO utan att någon föregående ökning av juvenil hummer observerats. Det är därför möjligt att migrationen i föreliggande studie underskattas, men för att klarlägga detta behövs ytterligare riktade studier.

Undersökningen vid Kåvra (Øresland och Ulmestrand, 2013) visade även att hummerlarver ansamlas under haloklinen (salthaltssprångskiktet) på ca 16 m djup och därför har en begränsad spridning trots att larverna är pelagiska (lever i den fria vattenmassan). Larvproduktionen vid Kåvra tycks spridas till ett omkringliggande område på ca 16 km². Detta indikerar att relativt små fiskefria områden kan fungera som produktionsområden för hummerlarver och därmed bidra till att upprätthålla ett gott hummerbestånd i närliggande kustområden. I dagsläget föreligger emellertid ett generellt förbud mot att landa honor med yttre rom, varför produktion av rom och larver i dagsläget kan antas vara god. Spridning av hummerlarver från det fiskefria området kan även motverka genetisk utarmning. En effekt som kan uppstå på grund av ett selektivt fiske på storvuxna individer, vilket på sikt potentiellt skulle kunna leda till långsammare tillväxt och mindre storlek vid könsmognad. Förekomsten av hummer i angränsande områden till FFO kan dock begränsas av det förmodade stora fisketrycket, som sannolikt är högre i randområdet till reservatet. Detta kan vara anledningen till att vi inte ser någon ökad täthet av hummer i referensområdet för ryssjefisket trots att spillover kanske sker.

Gruppen piscivorer, d.v.s. stor fiskätande fisk, hade en likartad utveckling i det fiskefria området jämfört med referensområdet, bortsett från den höga fångsten av gråsej i referensområdet 2015. Gråsej är en semipelagisk stimbildande art som uppvisar hög variation i förekomst mellan år även i den fortlöpande kustfiskövervakningen med ryssjor (Ericson et al. 2016). Eftersom gråsej inte är så hårt knuten till substratet och de unga individerna främst äter djurplankton och småfisk (Wennhage och Pihl 2002), förefaller det inte sannolikt att den stora förekomsten av gråsej, och därigenom rovfisk, 2015 skulle vara kopplad till fredningsområdet.

För den dominerande arten torsk inom gruppen piscivorer fanns ingen ökning i fredningsområdet sett över hela perioden. Däremot fanns en tendens till att glyskoljan ökar i det fiskefria området jämfört med referensområdet. Ökningen i förekomst av stor torsk under de första åren 2002-2006 tolkades initialt som en effekt av fiskfredningen. Motsvarande topp kan dock även ses storskaligt i data från kusttrålningen där mängden stor torsk kulminerar 2005 för att sedan minska igen. En stark årsklass av torskrekryter dyker upp i Skageracks kust- och fjordområden 2003, men förekomsten av både liten och stor torsk är nere på låga nivåer igen redan 2006 (Havs och Vattenmyndigheten 2012). Avsaknaden av respons på det fiskefria området med avseende på förekomst av större rovfisk överensstämmer med resultaten från Havstensfjorden (delrapport i denna volym). Liksom i det fallet kan ringa storleken på det fiskefria området i förhållande till torskens rörlighet och tiden som förflutit sedan införandet vara möjliga förklaringar till att ingen mätbar återhämtning ännu har skett.

Förekomsten av mindre kräftdjur minskade inom det fiskefria området men inte i det närliggande referensområdet. Denna minskning kan vara en effekt av den ökning som observerats för hummer och glyskolja (inte statistiskt säkerställd tendens), eftersom båda dessa arter har mindre kräftdjur som viktig födokälla (Baden et al. 1990, Armstrong 1982). Tidigare studier har visat att mängden mesopredatorer, det vill säga mindre fiskarter och krabbor, har ökat längs den svenska västkusten, troligen till följd av den minskade förekomsten av stor rovfisk, vilket indikerar att rovfiskar kan påverka strukturen och dynamiken hos hela födovävar (Eriksson et al. 2011, Baden et al. 2012). Denna studie indikerar att hummern, som också minskat längs västkusten (Sundelöf et al. 2013), också har potential att påverka förekomsten av mindre kräftdjur.

Liksom de mindre kräftdjuren uppvisar krabbtaskan olika utveckling i områdena, med en ökning i referensen men inte i FFO. Detta mönster skulle delvis kunna förklaras av att krabbor undviker att gå in i redskap med hummer i (Addison och Banister 1998). Den studien är dock baserad på observationer från hummertinor, medan mönstret i denna studie kommer från ryssjefisket som utförts med mycket större redskap (sex sammankopplade ryssjehus per station). Eftersom medelfångsten per

station var maximalt ca 1 hummer så torde inte en undvikandeeffekt påverka fångstbarheten av krabba, vilket även stöds av att det saknas ett negativt samband mellan de två arterna på stationsnivå. Därför är det mer sannolikt att den avvikande utvecklingen i fångsterna av krabba jämfört med hummer beror på en negativ interaktion mellan dessa arter. Detta skulle i så fall vara ytterligare ett tecken på att hummern kan ha en stor inverkan på andra arter i sin omgivning

14.5 Referenser

- Addison, J. T. and R. C. A. Bannister (1998). Quantifying potential impacts of behavioral factors on crustacean stock monitoring and assessment: Modeling and experimental approaches, Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences. no. 125, pp. 167-177.
- Armstrong M.J. 1982. The predator-prey relationships of Irish Sea poor-cod (*Trisopterus minutus* L.) pouting (*Trisopterus luscus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.). J. Cons. Int. Explor. Mer (1982) 40 (2): 135-152. doi: 10.1093/icesjms/40.2.135
- Baden S.P., Loo L-O., Pihl L., Rosenberg R. 1990. Effects of Eutrophication on Benthic Communities including Fish: Swedish West Coast. Ambio, Vol 19, No. 3, Marine Eutrophication (May 1990), pp. 113-122.
- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C. J., & Åberg, P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series 451: 61-73.
- Bergström L. & Karlsson M. 2016. Djupstratifierat provfiske med småryssjor. Havs- och vattenmyndigheten.
- Davis, G. E., & Dodrill, J. W. (1980). Marine parks and sanctuaries for spiny lobster fisheries management. In Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute (Vol. 32, pp. 194-207).
- Ericson, Y., Larsson, Å., Faxneld, S., Bignert, A., Danielsson, S., Hanson, N., Karlsson, M., Nyberg, E., Olsson, J., Parkkonen, J., Förlin, L., Franzén, F. 2016. Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2016:1. Fjällbacka (Västerhavet) 1989-2015.
- Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., & Bergström, U. 2011. Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. Ambio, 40: 786-797.
- Fiskeriverket. 2009. Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Beteckning 13-4053-09.
- Havs och Vattenmyndigheten 2012. God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys
- Moland E, E. Moland Olsen, E., Knutsen, H., Garrigou, P., Heiberg Espeland, S., Ring Kleiven, A., André, C., Atle Knutsen, J. 2013a. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. Proc. R. Soc. B 280 20122679; DOI: 10.1098/rspb.2012.2679.
- Moland E, Ulmestrand M, Olsen E and Stenseth N.C. 2013b. Long term decrease in sex-specific natural mortality of European lobster within a marine protected area. Mar Ecol Prog Ser, Vol. 491: 153-164. doi:10.3354/meps10459.
- Phil, L., och Wennhage, H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. Journal of Fish Biology, 61: 148-166.

- Sundelöf A, Bartelino V, Ulmestrand M, Cardinale M (2013) Multi-Annual Fluctuations in Reconstructed Historical Time-Series of a European Lobster (*Homarus gammarus*) Population Disappear at Increased Exploitation Levels. PLoS ONE 8(4): e58160. doi:10.1371/journal.pone.0058160
- Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A. och Hjelm, J. 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. Finfo 48 s.
- Svedäng, H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. ICES Journal of Marine Science 60: 23-31.
- Svedäng, H. och 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.
- Ulmestrand, M. 1996. Har ett hummerfredningsområde någon betydelse som avelsbank? Information från Havsfiskelaboratoriet Nr 2.:3-12.
- Øresland, V., and Ulmestrand, M. 2013. European lobster subpopulations from limited adult movements and larval retention. ICES Journal of Marine Science, 70: 532–539.

15 Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i västkustens fjordområden – Delrapport 6

Författare:

Henrik Svedäng, Andreas Wikström, Håkan Wennhage, Jonas Hentati Sundberg



Omslagsfoto: Markus Lundgren & Therese Jansson

Referera till denna rapport:

Svedäng H, Wikström A, Wennhage H & Hentati Sundberg J 2016. Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i Västkustens fjordområden. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20

15	Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i västkustens fjordområden – Delrapport 6	181
15.1	Bakgrund/Introduktion	184
15.1.1	Uddevallafjordarna i historiskt perspektiv	184
15.1.2	Fiskeregleringar i kronologisk ordning	186
15.1.3	Undersökningar i samband med införandet av FFO	187
15.1.4	Fredningsområdet inrättas - samverkan med 8-fjoridarinitiativet	189
15.2	Metodik	191
15.2.1	Övervakning av bottenfisk	191
15.2.2	Övervakning av lokalt lekande torsk	193
15.3	Resultat	194
15.3.1	Återuppbyggnad av lokala bottensfiskbestånd	195
	Beståndstäthet	195
	Starkare lekbestånd	195
	Diversifierad storleksfördelning	197
	Ökad rekrytering	198
	Studier av torskens populationsstruktur i 8-fjoradarområdet	199
	Finns det ett separat kustbestånd av torsk?	200
15.4	Diskussion	201
15.5	Referenser	205

Sammanfattning

Det fiskefria området innanför Tjörn och Orust, inom Havstensfjorden med omgivande buffertzon, har efter sex års fredning och reglering hitintills inte bidragit med en mätbar återuppbyggnad av lokala bottenlevande bestånd av torsk, rödspätta och piggvar. Resultatet betyder dock inte att fiskefria områden är en verkningslös förvaltningsmetod. För Havstensfjord, med kraftigt decimerade bestånd av bottenfisk, kan en utvärderingsperiod om sex år vara en kort tid; i synnerhet för långlivade djurarter som de nu studerade fiskarterna.

Placeringen av de fiskefredade områdena har valts med bakgrund av torskens förekomst och historiskt fiske i området medan mindre hänsyn tagits till rödspätta och piggvar. En förutsättning som medför att det fiskefria områdets bidrag till en återhämtning främst kan förväntas relatera till torskbeståndets utveckling. Insamling av torskägg, de yngsta utvecklingsstadierna, har inte gett indikationer på att området utgör ett kärnområde för lek. I efterhand pekar resultatet på att området som valts för fredning måhända är av mindre vikt. Bakgrundsinformation om historiskt fiske (landningsstatistik) tyder dock på att Havstensfjorden med omgivande vatten hyst betydande mängder fisk vilket torde indikera på områdets potential för respons på fredning. Det ska dock understrykas att området visade tecken på tydligt överfiskning redan under 1940-talet, vilket på grund av sin skyddade karaktär under krigsåren inte är förvånande.

För att erhålla en snabb effekt vid införandet av ett fredningsområde efter en kanske mycket lång period med överfiske, krävs att rekrytering av fisk är fortsatt god i kombination med en låg dödlighet. I rapporten diskuteras det huruvida det för Havstensfjord kan ha förekommit ett rekryteringsöverfiske eller ett ekosystemöverfiske, vilket medför att en potentiell återhämtning kan ta lång tid. Vid rekryteringsöverfiske kan en återhämtning av ett lekbestånd ta åtskilliga generationer om det alls är möjligt. Ekosystemöverfiske kan sägas ha skett när fisket påverkat födovävar och livsmiljöer i en utsträckning, så att arten inte nödvändigtvis kan återta sin ursprungliga roll i ekosystemet när fisket upphör. Effekterna av ett rekryteringsöverfiske, eller ekosystemöverfiske, kan delvis förklara en långsam eller utebliven återhämtning för torsk, rödspätta och piggvar i Havstensfjord.

Äggprovtagningar, 2013-2014, under kusttorskens lekperiod visar dock på förekomst av ägg i tidiga utvecklingsstadierna vid samtliga lokaler utmed Bohuskusten, däribland Havstensfjord, vilket är en indikation på att torsklek fortfarande förekommer inom 8-fjordarområdet. Genetiska analyser visar även på ingen eller mycket liten genetisk differentiering mellan ägg insamlade utmed Bohuskusten; däremot är ägg i tidiga utvecklingsstadierna tydligt differentierade mot ägg insamlade i Nordsjön och Kattegatt. Resultatet tyder på att torsk som reproducerar sig vid Bohuskusten utgör ett eget bestånd. Bifångstinformation och provfiske från det senaste året visar även på att det fortfarande finns stora individer inom Havstensfjord men i låga tätheter. Undersökningarna visar vidare att det lokala piggvarsbeståndet har en låg men relativt stabil förekomst av både rekryter och vuxen fisk. Dessa restpopulationer av torsk och piggvar som observerats i 8-fjordar är mycket betydelsefulla att bevara och kan

utgöra spridningskärnor för en återkolonisation av området. De är därför i behov av ett fortsatt skydd som dessutom kan behöva utvecklas ytterligare.

Andra studier från västkusten visar att fiskefria områden för torsk och hummer kan vara ett verktyg för att stärka bestånd och förbättra storleksstruktur. För en ekosystembaserad fiskförvaltning kan användning av fiskefria områden endast fungera som ett effektivt verktyg om kunskapsunderlaget kring populationsstrukturer och vandringsmönster är tillfredsställande.

Avslutningsvis rekommenderas att FFO inom Havstensfjord bibehålls men bör eventuellt utökas med utgångspunkt från vad ägghåvningarna om de yngsta stadiernas rumsliga fördelning kan utvisa. Vidare föreslås betade kameror som metod för att följa stor fisk i fjordområdets klippmiljöer, samt som ett sätt att skapa fortsatt acceptans för de restriktiva fiskeregler som gäller. Predation på bottenfiskarter från marina däggdjur och fågel inom 8-fjordarområdet behöver utredas mer detalj när lämplig information finns tillgänglig; denna information förväntas komma på plats under 2017. På samma sätt bör även konkurrens från andra arter utvärderas och huruvida möjligheterna för en återkolonisering begränsas för bottenfisken i 8-fjordarområdet genom andra arter.

15.1 Bakgrund/Introduktion

Havstensfjorden innanför Orust valdes ut som ett av de fiskefria områdena (FFO) på den svenska västkusten baserat på behovet av skydd för lokala fiskbestånd i kombination med områdets historik av lokala förvaltningsinitiativ. Havstensfjorden är en av de så kallade 8-fjordarna (By-, Havstens-, Kalvö-, Stig-, Halse-, Askerö-, Hake- och Älgöfjorden) som varit föremål för ett lokalt samförvaltningsinitiativ sedan år 1999 (Projekt 8-fjordar, 2005). Under hösten 2004 erhöll fem kommuner - Uddevalla, Orust, Stenungsund, Tjörn och Kungälv - tillsammans med Sportfiskarna och Naturskyddsföreningen gemensam statlig finansiering för naturvårdsprojektet: Projekt 8-fjordar. Syftet med projektet är att arbeta gemensamt med åtgärder för att förbättra havsmiljön och fiskbeståndens tillstånd i de sammanhängande fjordområdena runt Tjörn och Orust. Ett samarbete med Projekt 8-fjordar var därför en naturlig väg att gå för dåvarande Fiskeriverket i samband med inrättande av FFO vid västkusten. Under projektets gång har samarbetet mellan projektet 8-fjordar, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) fortsatt och fördjupats.

15.1.1 Uddevallafjordarna i historiskt perspektiv

Havstensfjorden är ett skyddat innerfjordsområde som historiskt sett varit mycket produktivt på fisk med ett relativt väl utvecklat lokalt yrkes- och binäringsfiske efter arter som exempelvis torsk och rödspätta. I samband med en utredning inför etableringen av den petrokemiska industrin i Stenungsundsområdet, återfinns en omfattande sammanställning över fiskets landningar från 1960-talet inom havsområdet

kring Tjörn och Orust (Hannerz 1970). Fångsterna av torsk och rödspätta år 1962 skattades exempelvis till totalt 130 respektive 54 ton (Tabell 1). De högsta fångsterna av torsk erhöles bland annat inom Havstensfjorden enligt sammanställningarna i rapporten (Hannerz 1970).

Tabell 1. Fångstvikt i ton 1962 i havsområdet kring Tjörn och Orust, källa: Hannerz 1970.

	Yrkesfiske	Binäringsfiske	husbehovsfiske	Sportfiske
Skarpsill	193,9	0	0	0
Torsk	41,5	27,6	34,9	25,7
Rödspotta	23,8	9,5	17,5	3,2
Al	21,3	3,6	3	1
Sill	14,7	2,1	0,5	0
Näbbgädda	13,1	10,1	0,1	0,1
Skrubbskädda	4,9	3,7	7,2	4,3
Lyrtsk/bleka	3,9	0,8	0,8	1,3
Öring	1,5	0,8	3	1
Makrill	1,4	3	9,4	9,9
Piggvar+ slätvar	0,8	0,3	0,8	0,6
Hummer	0,6	0,4	1,3	0,1
Sandskädda	0,5	0,7	3,8	3,1
Äkta tunga	0,2	0,3	0,6	0,2
Vitling	0	0,5	3,3	8,9

Torskbestånden längs den svenska västkusten har sedan 1960-talet minskat starkt i täthet, utbredning och storlekssammansättning; idag förekommer inget yrkesmässigt torskfiske längre vid Bohuskusten, i stark kontrast till all tidigare tillgänglig fiskeristatistik från området (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003). Nedgången i torskförekomst längs den södra delen av Bohuskusten var märkbar redan under 1970-talet (Degerman 1983, Svedäng et al. 2001, Cardinale et al. 2009a,b, 2012, Bartelino et al. 2012). Den negativa beståndsutvecklingen fortsatte därefter och vid millennieskiftet kan det yrkesmässiga torskfisket i Bohuslän sägas ha upphört helt, då fisket vid de sista lokalerna i Gullmarsfjorden och Koljöfjorden slutligen upphörde (Svedäng et al. 2004). Då hade också en drastisk försämring skett i Hallandskustens traditionellt mycket goda torskfiskevatten (Svedäng & Bardon 2003).

Dagens låga tätheter av torsk vid Bohuskusten betyder dock inte i sig att torskproduktionen fullständigt har upphört, även om provfisken och akustiska studier ger goda belägg för att bestånden befinner sig på exceptionellt låga nivåer (Svedäng 2003, Svedäng & Svenson 2006, Svedäng et al. 2004, Sköld et al. 2011). För att skapa en bild av hur beståndsstrukturen kan ha sett ut innan beståndsnedgången var ett faktum (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003), är det torskfiske som bedrivits

under torskens lekperiod (februari-mars) av särskilt intresse, eftersom detta kustfiske indikerar förekomst av lokala lekbestånd i fjordar och kustnära vatten. Vid Bohuskusten har torsklekplatser pekats ut efter intervjuundersökningar av äldre fiskare i exempelvis Brofjorden, Koljö fjord, Havstensfjorden och Gullmaren (Svedäng et al. 2004).

Kustbeståndens nedgång eller försvinnande kan beskrivas som en förväntad effekt av ett allt intensivare fisketryck (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003, Svedäng et al. 2004, Fiskeriverket 2009). Exempelvis visar märkningsförsök under 1960-talet för både torsk och rödspätta på höga rapporterade återfångster av fisk inom fjordområdet (Jacobsson 1983); ett resultat som indikerar att fisketrycket var högt redan då. Den snabba tekniska utvecklingen inom yrkes- och fritidsfisket visade sig vara oförenlig med ett hållbart nyttjande av fiskresursen i och med att ingen reglering av fisketrycket gjordes för att parera den snabbt ökande effektiviteten. Ett exempel på denna utveckling är introduktion av lysfiske, ett fiske efter skarpsill med snörpvad där starka ljuskällor används för att locka samman fisken. Lysfisket medförde höga bifångster av bland annat vuxen torsk inom fjordsystemen (Arrhenius et al. 1998); som följd av det intensiva fisket kan många delbestånd (lekaggregationer) helt ha försvunnit.

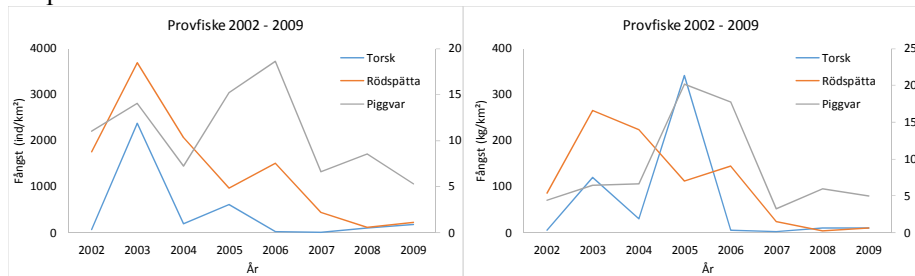
15.1.2 Fiskeregleringar i kronologisk ordning

I kölvattnet av den kollaps som drabbat de bottenlevande fiskbestånden vid Bohuskusten och som uppmärksammats efter Havsfiskelaboratoriets undersökningar i början av 2000-talet, kom en rad åtgärder att vidtas för att vända trenden av långvarigt överfiske. Bland annat genomfördes en utflyttning av trålgränsen till 4 nautiska mil utanför baslinjen år 2004. Samtidigt förbjöds allt fiske (även fritidsfiske) innanför trålgränsen efter torsk, kolja och bleka (lyrtorsk) under årets första kvartal.

I fjordarna innanför Tjörn och Orust har flera inskränkningar i fisket genomförts i syfte att skydda fiskbestånden mot alltför icke-selektiva och mängdfångande fiskemetoder. I januari 2004 infördes förbud mot fiske med snörpvad i bland annat Havstens-, By-, Koljö- och Stigfjorden. Vidare skärptes bestämmelserna inom det aktuella fjordsystemet i januari 2008, då begränsningar i nät- och handredskapsfisket infördes. Nätlängden begränsades och förbud infördes mot att fiska med nät på större djup än 10 m. I handredskapsfisket infördes en begränsning av hur många torskar, koljor eller blekor/lyrtorskar som fick fångas per fiskare och dag (en så kallad bag limit). Sammantaget fanns därmed ett antal lokala och regionala fiskeregleringar på plats redan innan införandet av FFO.

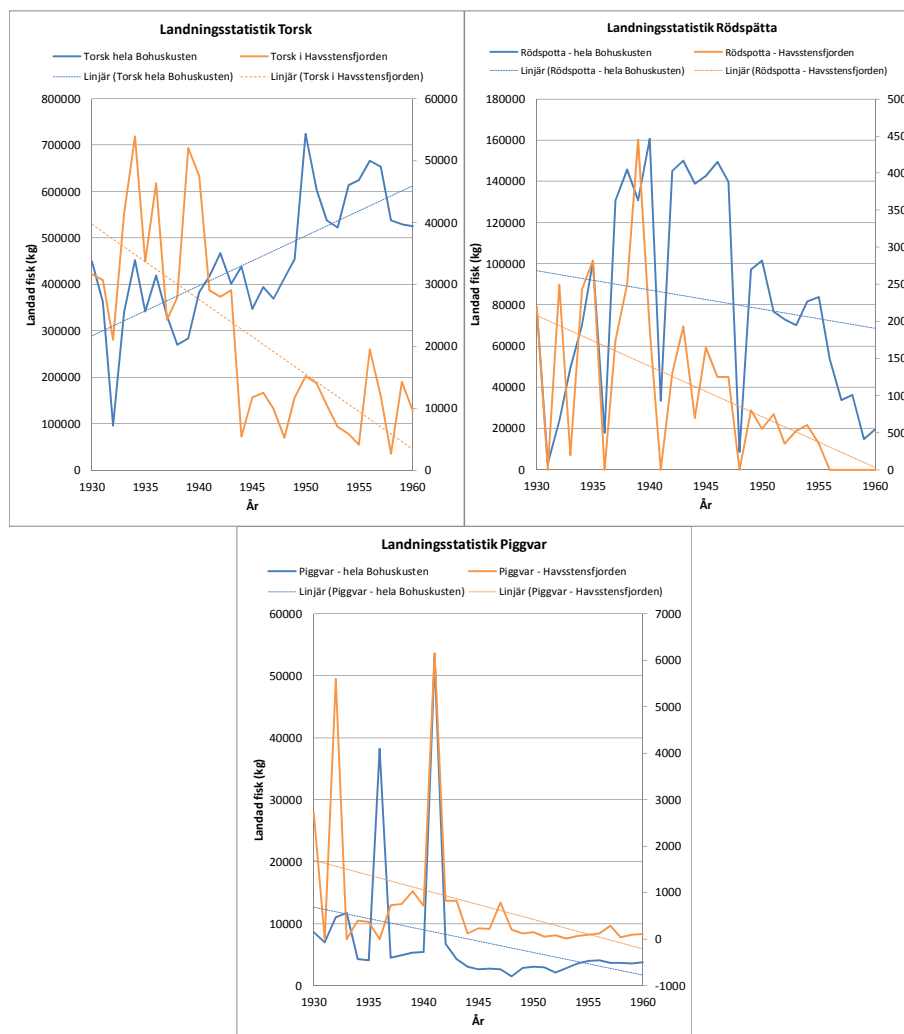
15.1.3 Undersökningar i samband med införandet av FFO

Inför inrättandet av FFO gjordes en ansats att analysera provfiskedata för åren 2000 – 2008, insamlad av Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium, numera del av institutionen för akvatiska resurser, SLU (Fiskeriverket 2009). Sammanställningarna användes som ett underlag för bedömning av fiskförekomst i området. Provfiskets fångster, med en regelbunden förekomst av vuxna piggvarar, indikerade att ett litet stationärt bestånd av piggvar fortfarande existerade i Havstensfjorden (Svedäng et al. 2004). Provfiskeresultaten, med fallande och historiskt låga förekomster, konfirmerade bilden av att det inte längre fanns fiskbara bestånd av andra bottenfiskarter som torsk, lyrtorsk/bleka och rödspotta i fjordarna. I figur 1 kan den information som fanns tillgänglig, för torsk, rödspätta och piggvar, vid införandet av FFO ses för perioden 2002-2009.



Figur 1. Presentation av årsmedelvärde av antal och kg individer torsk och rödspätta (vänstra skalan) respektive piggvar (högra skalan) baserat på provfiske med bottenrål under perioden 2002 – 2009 inom området för 8-fjordar projektet (Havstens-, Askerö-, Stig- och Älgöfjorden). Information är hämtad ur kustfiskövervakningsdata.

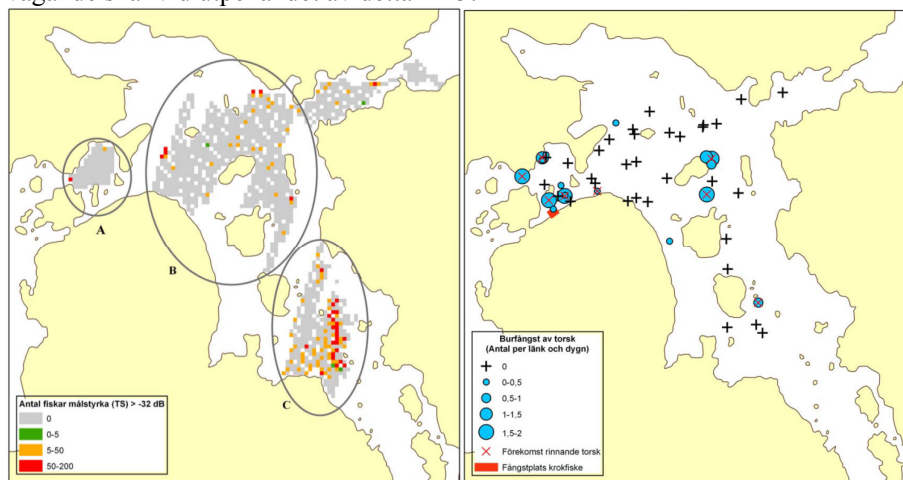
Den svaga beståndssituationen kom att innebära att yrkesfiske efter torsk upphörde i början av 2000-talet (Svedäng et al. 2004). Den mycket negativa beståndsutvecklingen framgår tydligt vid jämförelse med de fångstuppegifter om yrkes- och fritidsfiske som finns insamlade från 1960-talet inom hela 8-fjordarområdet (Hannerz 1970) eller med den fångststatistik som fiskeriintendenten för Göteborg och Bohus län årligen lät sammanställa för det lokala kustfisket mellan 1930 och 1960 (Figur 2). I statistiken framgår för fiskedistrikt 6A (motsvarande fjordområdet vid Orusts östra sida) att fisket var betydande under tidsperioden, men också att en fångstminskning kunde noteras redan under denna period; medan fångsterna av torsk ökade för hela Bohuskusten 1930 – 1960 så minskade de inom Havstensfjorden under samma tid. För rödspätta och piggvar ses vikande trender både i Havstensfjorden och för hela Bohuskusten, framförallt karaktäriserat av att år med riktigt goda fångster inte finns representerade under den senare delen av tidsperioden. Redan tidigt tycks Havstensfjorden vara påverkad av överfiske.



Figur 2. Presentation av landningsstatistik (kg) för torsk, rödspätta och piggvar som fiskeriintendenten för Göteborg och Bohuslän lät årligen sammanställa för det lokala kustfisket mellan år 1930 och 1960. Landningsstatistiken presenteras för fiskeridistrikt 6A, motsvarande Havstensfjorden (högra skalan), och för hela Bohuskusten (vänstra skalan).

Inför inrättandet av FFO genomfördes ett utökat provfiske i syfte att undersöka förekomst av rovfisk (t.ex. torsk) samt försöka få eventuell förekomst av torsklek i Havstensfjorden bekräftad. Provfisket utfördes i samarbete med *Projekt 8-fjordar* och omfattade fiske med bur, krok och trål. I tillägg utfördes även karteringar med hydroakustiska undersökningsmetoder. Provfiske med trål kunde inte bekräfta att lokalt lekande torsk förekom i området. De hydroakustiska undersökningarna visade på mycket låga tätheter av stora individer (≥ 45 cm) av torsk (eller annan fisk i motsvarande storlek), men indikerade ändå ett rumsligt mönster i utbredningen av

stor fisk (Figur 3a). I bur- och krokfisket fångades emellertid lekmogen torsk (med rinnande mjölke och rom), vilket indikerar att torsk med största sannolikhet reproducerar sig i de undersökta fjordarna (Figur 3b). Inventeringarna användes för att peka ut möjliga avgränsningar för de fiskefria områdena. De utpekade områdena överensstämde med tidigare viktiga fångstplatser för bland annat torsk. Förekomsten av lokalt lekande torsk bidrar starkt till områdets skyddsvärde, eftersom det öppnar för en möjlig återkolonisation i tidigare viktiga fiskevatten, och var ett starkt vägande skäl vid utpekandet av detta FFO.



Figur 3a-b. Höger figur (a) representerar uppskattad fisktäthet från ekointegrering, mätt i antal fiskar med målstyrka > -32 dB (≥ 45 cm) per hektar. Skattningar på transektnivå gjordes separat för område A, B & C. Vänster figur (b) torskfångster i burfiske. Fångststorleken är proportionell med storleken på de blå cirklarna. Svarta kors betecknar länkar utan torskfångst och ett rött kryss indikerar förekomst av rinnande torsk i fångsten. Den röda markeringen visar den enda position där torsk fångades i krokfiske. Källa: Fiskeriverket (2009) - Bilaga 2: PM Underlag för fiskevårdsåtgärder i fjordarna kring Tjörn & Orust.

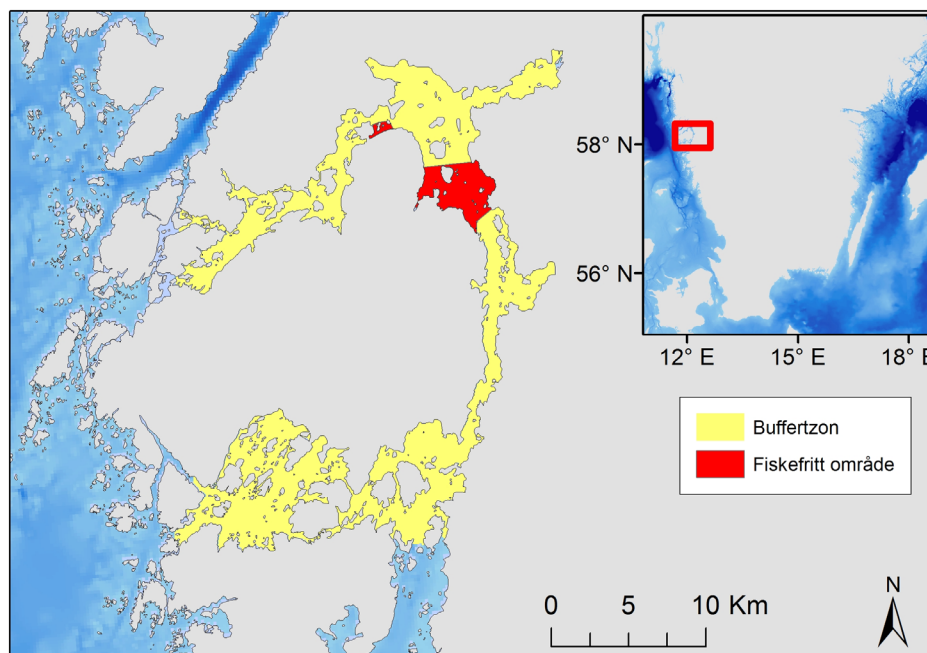
15.1.4 Fredningsområdet inrättas - samverkan med 8-fjordarinitiativet

I samband med att Fiskeriverket utformade fredningsområdet hade styrgruppen för 8-fjordar utgångspunkten att de fiskefria områdena inte borde bli så stora att allmänhetens fiskemöjligheter omöjliggjordes eller begränsades allt för mycket (Fiskeriverket 2009). Styrgruppen bedömde det som viktigt att den allmänna opinionen på lokal nivå stödde åtgärderna för att dessa skulle kunna fungera och respekteras, och såg därför hellre ett eller flera mindre fiskefria områden med en zonering av andra fiskeregleringar kring dessa kärnområden. 8-fjordar gruppen inkom med ett förslag på placering av fiskefredade områden samt reglering i kringliggande vatten. Ett förslag till områdesskydd togs fram av Fiskeriverket och förankrades hos de olika intressenterna efter diskussioner med representanter för bland annat Sportfiskarna, Husbehovsfiskarna, Kustfiskarna och Sveriges Fiskares Riksförbund. Vidare höll Fiskeriverket även en rad regionala samrådsmöten under hösten 2009 i både

Stenungsund och Uddevalla, där samtliga berörda intressenter hade möjlighet att diskutera föreliggande underlag och inkomma med synpunkter på förslaget från gruppen bakom 8-fjordar.

Utifrån en samlad kunskapsbild om områdets potential för fiskproduktion, förslag från *Projekt 8-fjordar* och inkomna synpunkter, togs ett beslut om införande av ett fredningsområde i en del av Havstensfjorden från och med den 1:a februari 2010. Fredningsområdet syftar generellt till att skydda lokala bestånd av piggvar, torsk och rödspätta och skulle därmed skapa förutsättningar för en återhämtning av de lokala fiskbestånden.

Fredningen består av två mindre, helt fiskefria kärnområden (röda zoner), vilka omges av ett större sammanhängande fjordområde som fungerar som en buffertzona med fredning året om för torsk, kolja och bleka (gul zon) och där endast selektiva redskap som möjliggör återutsättning av fisk, det vill säga burar och krok, är tillåtna (se figur 4). Ytorna av de inrättade fredningsområdena, de fiskefria områdena (FFO) och buffertzonen är 13 km² respektive 154 km². Det utökade skyddet i buffertzonen (gul zon i figur 3) innebar även att det redan befintliga snörpvadfiskeförbudet kom att innefatta Halse- och Askeröfjordarna utanför Stenungsund.



Figur 4. Kartbild över fredningsområden i Havstensfjord med zonering i ett större sammanhängande område. FFO övre röd zon: totalt fiskeförbud. FFO undre röd zon: totalt fiskeförbud undantaget handredskapsfiske från Orust och fastlandet. FFO gul zon: fiskeförbud för torsk, kolja och bleka hela året. Tillåtna redskap är handredskap, skaldjursburar och musselskrapor.

15.2 Metodik

I samband med att FFO inrättades i Havstensfjorden definierades målsättningar, indikatorer och målkriterier (Goals, Objectives, Indicators, Success criteria) för torsk, rödspätta och piggvar i området (Tabell 2). Med detta som utgångspunkt sattes ett uppföljningsprogram upp som skulle kunna svara på om de uppsatta målen uppnåts. Övervakningsmetoder inom uppföljningsprogrammet valdes med omsorg för att minimera ytterligare dödlighet hos bottenfisk, givet de låga beståndsnivåerna.

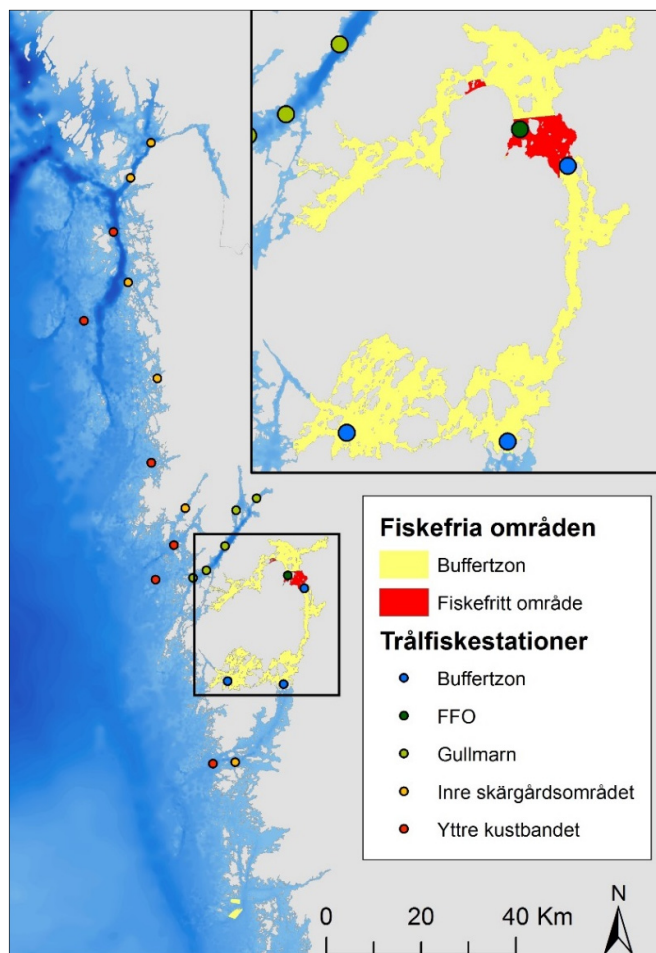
15.2.1 Övervakning av bottenfisk

Sedan 2001 sker årlig uppföljning av kustfiskbestånd genom provfiske med botten-trål utmed svenska västkusten med syfte att övervaka lokala populationer för utvalda kommersiella fiskarter, som en del av den nationella kustfiskövervakningen. Övervakningsprogrammet reviderades 2009 och sedan dess utförs undersökningen från Singlefjorden i norr till Kungsbackafjorden i söder. Provtagningen täcker därmed in Sveriges Skagerrakkust samt norra Kattegatt. Ett antal av dessa provfiskestationer är placerade inom 8-fjordarområdet varav en station inom FFO i Havstensfjorden (Figur 5). Med utgångspunkt i den pågående kustfiskövervakningen användes därför befintliga trålfiskedata från programmet för att följa beståndsutveckling hos torsk, rödspätta och piggvar inom FFO i Havstensfjorden och inom buffertzonen i motsvarande omgivande fjordsystem.

Provtagningen utförs med en bottentrål av typen Fisketrål Norden. Fisketrål Norden öppnar ca 3 meter i höjddled vid trålning i 2.2 knop. Trålens bredd är 24-28 meter på trålstationer med ett djup mindre än 50 m och 48-50 meter vid djup större än 50 meter. Storleken på maskan i det så kallade lyftet (*cod end*) är 16 mm diagonalmaska. All fångst artbestäms, mäts, vägs och räknas. För målarterna torsk, rödspätta och piggvar delas individerna in i könsmoden fisk och rekryter utifrån litteratordata på storlek vid könsmodnad. Uppväxtområdena för de tre arterna är i huvudsak grundare än de trålfiskade stationerna och den undersökta ungfisken speglar därmed främst rekrytering till de vuxna fiskarnas habitat. För att minska påverkan av provfisket på bestånden återutsattes den stora fisken, vilket gjort att åldersstruktur, tillväxt och dödlighet ej har kunnat beräknas. Av samma anledning har vi även fortsättningsvis försökt använda oss av metoder där vi kunnat undvika att avliva eller skada fisken.

Baserat på information om hastighet vid trålning, trålad tid och trålens öppning har hela den trålade ytan (swept area) beräknats för varje enskilt tråldrag. Beräkning av den trålade ytan baseras på bredd på trålens öppning (wingspread). Baserat på areaberäkningen standardiseras fångsten i varje tråldrag och presenteras som mängd fisk per km².

Analyserna baserar sig på data från år 2010 till 2015 insamlad under perioden september – november. I analysen har provfiskedata från fem olika områden studerats: FFO i Havstensfjorden, Buffertzonen i omgivande fjordsystem, Gullmarsfjorden, Inre skärgårdsområdet, samt Yttre kustbandet (Figur 4). Gullmarsfjorden har valts som referens i form av ett närliggande fjordområde och Inre- skärgårdsområdet respektive Yttre kustbandet utgör referens för resterande delar av Skagerraks kustområden. Analys av data utfördes med *Spearman's ρ* (Spearman's rank korrelationskoefficient), ett icke-parametriskt test som beskriver om det finns en korrelation mellan två variabler. För varje område görs en enskild analys och utveckling av bestånd över tid (år) mellan de olika områdena jämförs kvalitativt.



Figur 5. Illustration över provtagningsstationer för uppföljning av kustfiskbestånd. Data från provtagning har använts i syfte att följa beståndsutveckling för de tre målarterna torsk, rödspätta och piggar. Data har indelats i fem olika områden: FFO; Buffertzonen; Gullmarsfjorden; Inre skärgårdsområde och Yttre kustbandet

15.2.2 Övervakning av lokalt lekande torsk

Vid låg abundans är torsken ofta spridd och kan antas uppehålla sig främst på hårbotten (sten- och klippbotten) eller i den fria vattenmassan (Righton et al. 2010). Traditionell provfisketeknik som bottenrålning är bunden till mjuka botten (trålen riskeras trasas sönder om den dras över en ojämn, stenig botten) kan således ge en underskattning av den verkliga förekomsten av torsk vid låga tätheter (på grund av lägre fångstbarhet). Förekomst av lokalt lekande torsk karteras bäst under torskens naturliga lekperiod i januari-mars, eftersom exempelvis studier av gonadutveckling under andra delar av året medför en osäkerhet i huruvida de studerade fiskindividerna verkligen skulle ha deltagit i lokal lek eller om en vandring till andra lekplatser kan ha skett. Vid utökad provfiskeansträngning med till exempel nätfiske, finns även risk att bestånden utarmas ytterligare. Äggprovtagningar genom vertikala håvningar med planktonhåv genom vattenmassan, är däremot en icke-destruktiv metod för att undersöka förekomsten av lekfisk. Metoden bygger på antagandet att förekomst av torskägg i tidiga utvecklingsstadier signalerar lokal torskreproduktion. Tidiga äggstadier är endast några dagar gamla och kan därmed förmodas vara av lokalt ursprung eftersom de ännu inte har kunnat föras med strömmar någon längre distans från lekplatsen.

Ett komplicerande förhållande med denna metod är emellertid svårigheten att artbestämma ägg från torskfiskarter; äggen kan tillhöra andra arter inom torskfiskfamiljen som exempelvis vitling eller kolja. För att kunna artbestämma äggen sorteras dessa därför i levande skick omedelbart efter håvningen och sparas därefter i etanol för att kunna särskiljas som ”torsk” eller ”icke-torsk” genom genetiska analysmetoder (se Börjesson et al. 2013). Under 2013-2014 har genetisk SNP-sekvensering gjorts, vilket ger möjlighet till att jämföra släktskap mellan olika bestånd av torsk.

Hydroakustik är ytterligare en icke-destruktiv fiskemetod som använts för att studera mängd stor torsk (köns mogen) i det fiskefria området under torskens lek. De hydroakustiska studierna utfördes första kvartalet i Havstensfjorden mellan 2009-2015 i februari-april med fyra nätter vardera per område; i FFO och ett angränsande referensområde placerat i buffertzonen. Vid undersökningarna användes ett Simrad EK60 120 kHz split-beam ekolod. Farten vid datainsamlingen var cirka 4 knop (2,0 m/s). Positionsdata samlades in parallellt. Hydroakustiken utfördes under natten för att minimera problematik med att torskindivider ej kan urskiljas för att fisken befinner sig alltför nära botten eller bildar stim. Inventeringen följer ett systematiskt nät av tvärsnitt med slumpad startposition. Analysen av den stora fiskens utbredning baserades på resultaten från Rose & Porter (1996) där målstyrkan ≥ -33 dB angavs motsvara ekot av en torsk med totallängd ≥ 40 cm. Som tillägg, och delvis som verifiering av de akustiska undersökningarna, genomfördes också provfisken i Havstensfjorden.

15.3 Resultat

En sammanfattning av utvärderingens resultat i relation till de mål och indikatorer som satts upp för fredningsområdet i Havstensfjorden ses i Tabell 2. Tabellen innehåller även referenser till figurer och tabeller där resultaten redovisas.

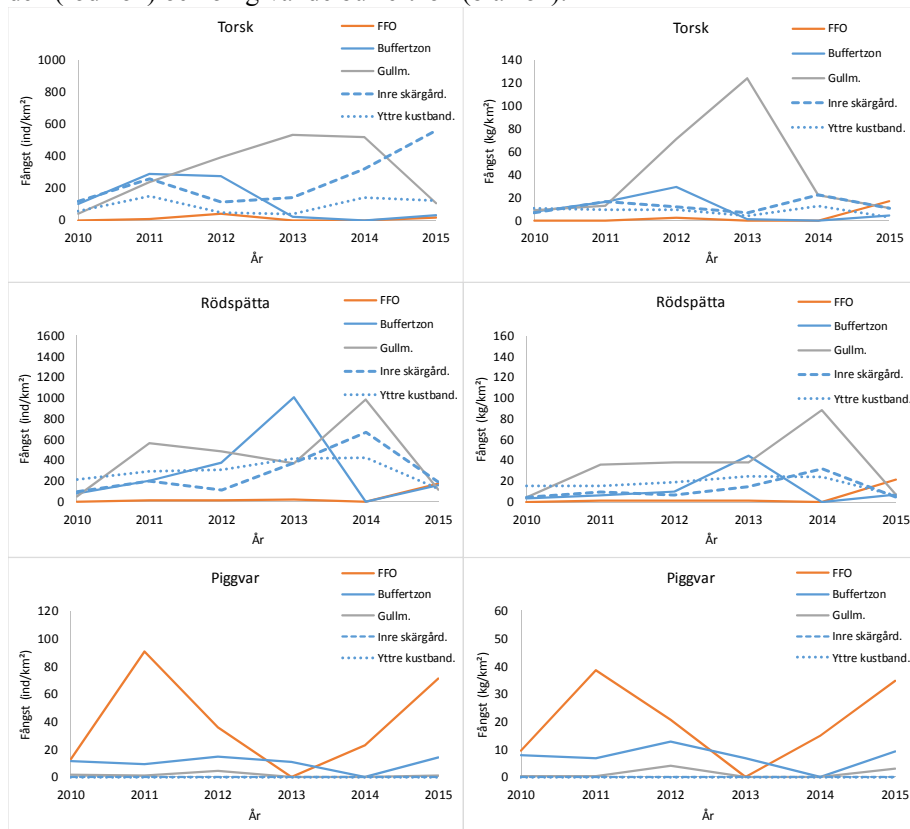
Tabell 2. GOIS-tabell för FFO i Havstensfjorden med information om resultat utifrån utvärdering och hänvisning till referens för presentation av data.

Mål	Delmål	Indikatorer	Success Criteria	Mätmetod	Resultat	Referens
Återuppbyggnad av lokala bottenfiskbestånd	Ökande populationsstorlek	Beståndstäthet för torsk, rödspätta och piggar.	Antal fiskindivider och kg fisk per km ² ökar över tid.	Provfiske med bottenrål	Ingen ökning av beståndstäthet hos de tre undersökningsarterna: torsk, rödspätta och piggar under fredningsperioden. Medeltätheten av piggar i FFO indikerar emellertid på ett relativt stabilt bestånd.	Figur 6a-f
	Starkare lekbestånd	Lekbiomassa, mätt dels som att antal stora (≥ 40 cm) torsk ökar över tid och dels som att biomassa (kg) stor torsk, stor rödspätta (≥ 24 cm) och stor piggar (≥ 35) ökar över tid.	Lekbiomassa ökar över tid.	Hydroakustik; Provfiske med bottenrål	Analys av akustikdata visar att mängden stora torsk (≥40 cm) inom FFO inte återhämtats över tid, tvärtom ses en negativ utveckling. Information från kusttråldata styrker resultatet och visar inte på en positiv utveckling av lekbiomassa för torsk, ej heller för rödspätta eller piggar. Intressant är däremot att lekbiomassa av piggar är högst inom FFO och buffertområdet jämfört med Gullmarsfjorden och Skagerraks kust.	Figur 7 & figur 8a-c
	Diversifierad storleksfördelning	Storleksstruktur (antal stora individer samt längdfördelning)	Antal stora individer av torsk (≥ 40 cm), rödspätta (≥ 24 cm) och piggar (≥ 35 cm) ökar över tid. Antal längdklasser (cm) ökar över tid	Provfiske med bottenrål	Storleksstrukturen i fisksamhället för de tre undersökningsarterna visar inte på en förbättring under fredningsperioden. Resultatet för piggar inom FFO indikerar emellertid på en mer diversifierad storleksstruktur och med ett större antal stora individer jämfört med Gullmarsfjorden och Skagerraks kust.	Figur 9a-f
	Ökad rekrytering	Rekryter i det adulta habitatet som ett mått på yngelproduktion.	Ökande tätheter av unga individer hos torsk (< 40 cm), rödspätta (< 24 cm) och piggar (<35 cm).	Provfiske med bottenrål	Det ses ingen ökning av medeltäthet av unga individer hos de tre målarterna under fredningsperioden. Medeltätheten av piggarungar i FFO indikerar en regelbunden rekrytering.	Figur 10a-c
	Spillover (juveniler och vuxen fisk)	CPUE per åldersgrupp stratifiering	CPUE ökar över tid i angränsande områden	Hydroakustik; Provfiske med bottenrål	Har ej testats eftersom ingen återuppbyggnad ses i FFO	
Populations-struktur hos torsk i 8-fjordarområdet	Lek av torsk	Ägg av torsk	Dokumentation av torskägg i tidiga utvecklings-stadier	Planktonhävning av ägg med taxonomisk identifiering utifrån genetiska analyser	Dokumentation av torskägg i tidiga utvecklingsstadier indikerar på lokala torsklekplatser i FFO i Havstensfjorden och i 8-fjordarområdet	Figur 11
	Lokala kustbestånd av torsk	Genetisk differentiering	Genetiska skillnader mellan torskägg insamlade i Nordsjön och Kattegatt jämfört med torskägg insamlade invid Bohuskusten	Populationsgenetik	Resultatet visar att det föreligger en genetisk differentiering för ägg insamlade utmed Bohuskusten jämfört med ägg insamlade i Nordsjön och i Kattegatt, vilket indikerar att det är fråga om ett kustbestånd av torsk	

15.3.1 Återuppbyggnad av lokala bottensfiskbestånd

Beståndstäthet

I figur 6a-f ses fångstutveckling enligt fångst i bottentrål för de tre målarterna: torsk, rödspätta och piggvar, under perioden 2010 till 2015. Analysen kunde inte påvisa någon statistiskt säkerställd förändring för något av bestånden under fredningsperioden ($p > 0.05$) inom de fem analyserade områdena (Figur 6a-f). Anmärkningsvärt var den låga förekomsten av både torsk och rödspätta inom FFO i Havstensfjorden. I motsats till dessa båda arter, trots att det inte föreligger en ökning under fredningsperioden, framgår att medelfångsten av piggvar är högst inom FFO i Havstensfjorden (röd zon) och omgivande buffertzonen (blå zon).

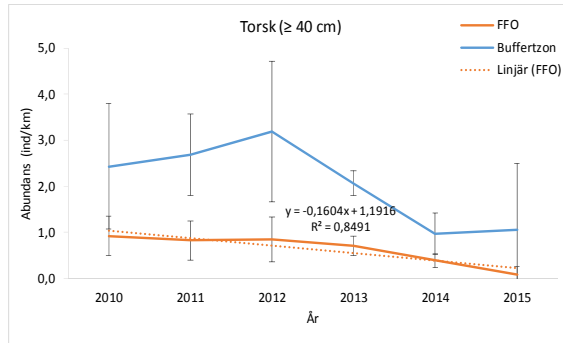


Figur 6a-f. Årsmedelfångst i bottentrål för undersökningsarterna torsk (övre), rödspätta (mitten) och piggvar (nedre). Fångsterna presenteras både som antal individer fisk per km² och kg fisk per km².

Starkare lekbestånd

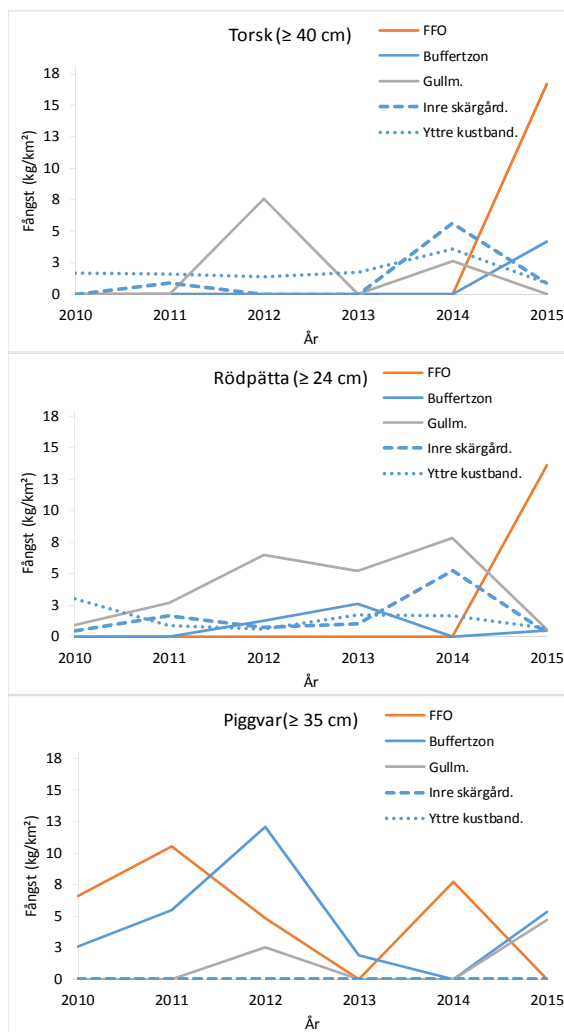
I figur 7 ses utveckling av lekmogen torsk (≥ 40 cm) baserat på hydroakustiska mätningar. Resultatet representerar fredningsperioden (2010 - 2015) med provtagning under februari – april, då torsk förväntas leka i Havstensfjorden. Resultatet inom det

fiskefria området i Havstensfjorden visar på en negativ utveckling av lekmogen (≥ 40 cm) torsk ($p < 0,05$) över tid (Figur 7). I jämförande referensområde förelåg däremot ingen trend i fångstutveckling av stor torsk. Genom 8-fjordarprojektets frivilliga fiskedagbok för 2015 finns det information om bifångster av stora torskindivider (≥ 40 cm) från två fritidsfiskare med hummertinor i zon 6 där de fiskefria områdena ingår. Sammanlagt rapporterades fångst av sju och fem stora torskar, vilket motsvarar 0,05 respektive 0,02 torskar per redskap och fisketillfälle för de två fritidsfiskarna.



Figur 7. Presentation av hydroakustiska undersökningar redovisat som årsmedelvärde ($\pm 95\%$ KI) av antal stora torskar (≥ 40 cm), det vill säga individer som betraktas som stora nog att vara könsmogna, inom FFO i Havstensfjorden och i ett referensområde.

För att vidare studera fångstutveckling av könsmogen fisk (kg) i FFO i Havstensfjorden analyserades data från kustfiskövervakningen (bottentrål) för de tre målarterna torsk, rödspätta och piggvar, under perioden 2010 – 2015. Analysen kunde inte påvisa någon statistiskt säkerställd förändring för något av bestånden under fredningsperioden ($p > 0,05$) inom de fem analyserade områdena (Figur 8a-c). Särskilt anmärkningsvärt var den låga förekomsten av lekmogen torsk och rödspätta inom FFO i Havstensfjorden. Noterbart är emellertid att det under år 2015 ses en topp för biomassa lekmogen torsk respektive rödspätta inom Havstensfjord, högre än vad som noterats tidigare år och jämfört med övriga områden. I motsats till dessa båda arter, trots att det inte föreligger en ökning under fredningsperioden, ses att medelfångsten av könsmogen piggvar är högst inom FFO i Havstensfjorden och i omgivande buffertzonen jämfört med Gullmarsfjorden och övriga områden.

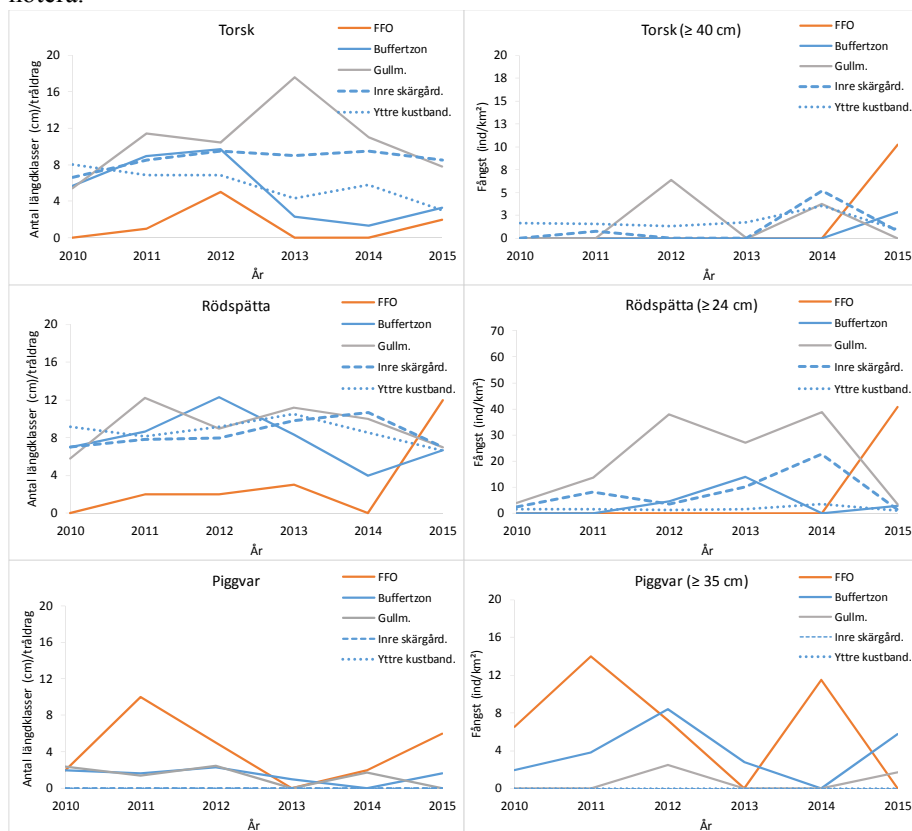


Figur 8a-c. Årsmedelfångster av potentiellt lekmogen torsk (övre), rödspätta (mitten) och piggvar (nedre) vid bottenfiske. Fångsterna presenteras som kg fisk per km² och där storleksgränserna för lekmogen fisk är: torsk ≥ 40 cm, rödspätta ≥ 24 cm och piggvar ≥ 35 cm.

Diversifierad storleksfördelning

I figur 9a-f redovisas utveckling av storleksstruktur hos de studerade arterna torsk, rödspätta och piggvar. Storleksstrukturens utveckling studeras utifrån information om antalet längdklasser (1 cm klassbredd) och antalet stora individer av torsk (≥ 40 cm), rödspätta (≥ 24 cm) och piggvar (≥ 35 cm) i provfisket. Analysen visar att det inte fanns någon statistiskt säkerställd förändring i storleksfördelningen under fredningsperioden ($p > 0,05$) för de analyserade områdena (Figur 9a-f). Anmärkningsvärt är att antalet längdklasser samt antalet stora individer av torsk och rödspätta var mycket lågt inom FFO i Havstensfjärden. Som tidigare noterats för lekmogen torsk

och rödspätta föreligger en topp år 2015 även för antal stora individer för dessa båda arter. För piggvar finns emellertid indikationer på en större bredd i storleksfördelningen inom FFO jämfört med övriga områden, men också på en större mellanårsvariation. Denna variation kan bero på att provtagningen var av för liten omfattning för att kunna generera ett stabilt medelvärde. Det kan dock sägas att vuxen piggvar (≥ 35 cm) verkar ha funnits i något större omfattning i skyddsområdet än utanför. Fångsterna av stor torsk (≥ 40 cm) och rödspätta (≥ 24 cm) under 2015 är värda att notera.

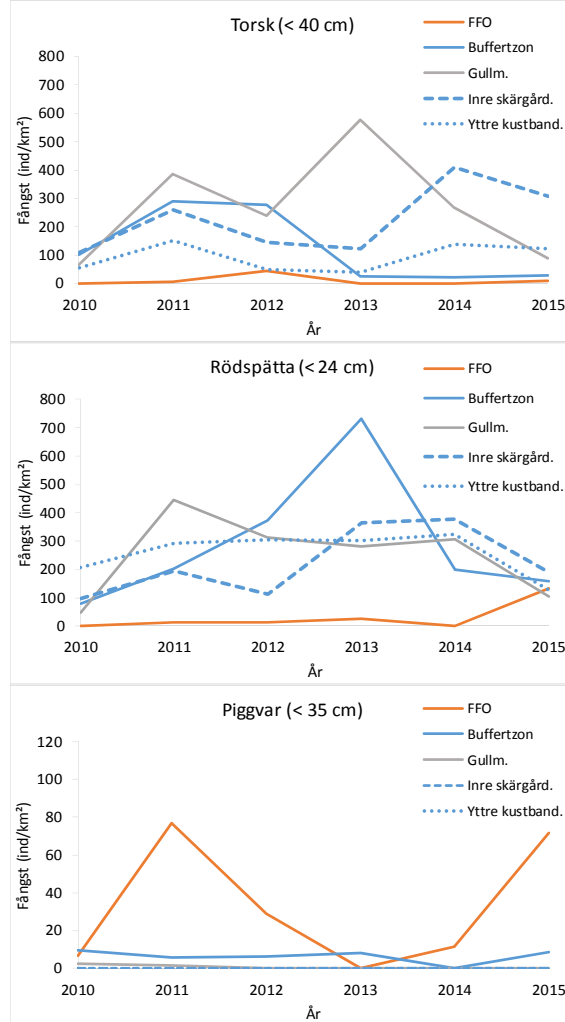


Figur 9a-f. Storleksfördelning hos de undersökta arterna: torsk (övre), rödspätta (mitten) och piggvar (nedre) fångade med bottentrål. Fångsterna presenteras både som antal längdklasser (cm) samt antal stora individer som årligen dokumenterats.

Ökad rekrytering

I figur 10a-c framgår utveckling av antal unga fiskindivider hos de studerade arterna torsk (< 40 cm), rödspätta (< 24 cm) och piggvar (< 35 cm). Analysen visar inte på en statistiskt säkerställd förändring av mängden unga individer av fisk inom FFO i Havstensfjorden eller inom FFO i omgivande vattenmassor (röd zon) under fredningsperioden. Rekrytering av torsk och rödspätta uppvisade lägst nivåer av samtligt

studerade områden med undantag för år 2015. Medeltätheten av unga individer av piggvar visade en stabilt högre täthet inom FFO i Havstensfjorden jämfört med övriga områden, utan att förändras över tid. I Gullmarsfjorden syns däremot en negativ utveckling av täthet av unga individer piggvar ($p < 0,05$) från redan låga nivåer

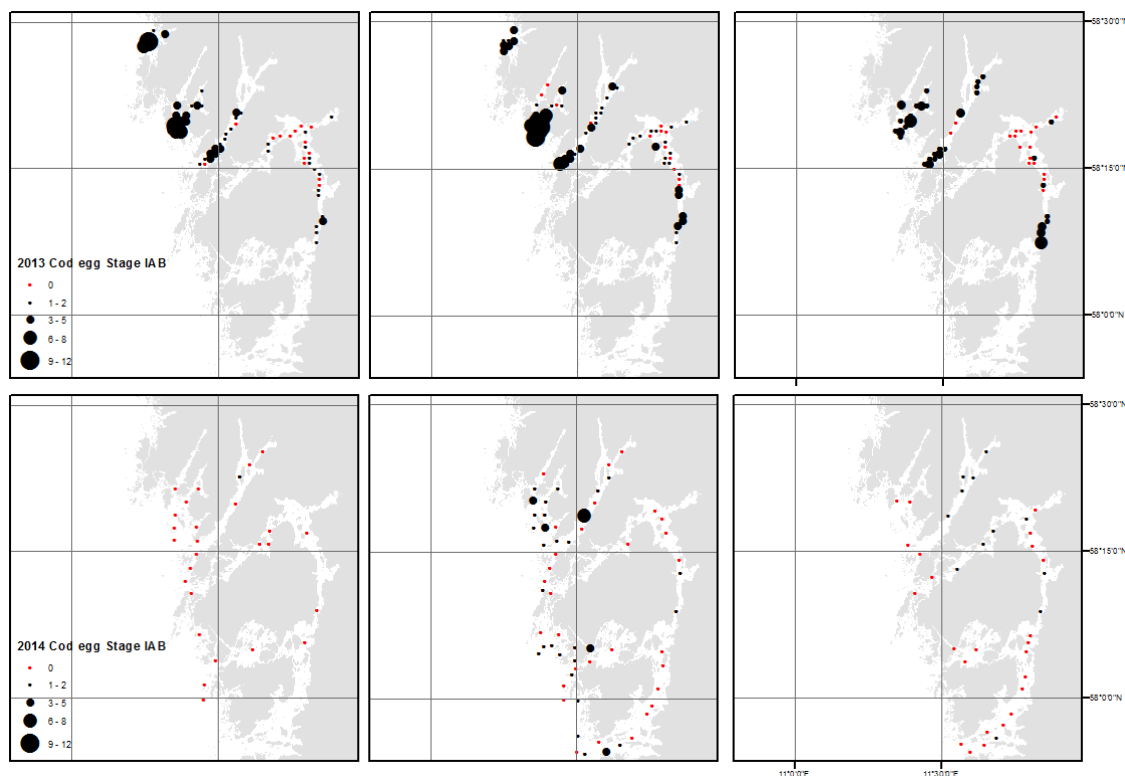


Figur 10a-c. Årsmedelfångst av unga individer av torsk (övre), rödspätta (mitten) och piggvar (nedre) med bottenfångst. Fångsterna presenteras som antal unga individer fisk per km².

Studier av torskens populationsstruktur i 8-fjordarområdet

Under 2013 undersöktes förekomst av torskägg i Havstensfjorden, Gullmarsfjorden, Brofjorden och Bottnafjorden. Följande år flyttades fokus delvis söderut genom att Hakefjorden, Koljö Fjord och områden väster om Tjörn och Orust lades till, medan Bottnafjorden i norr utgick. Vid samtliga provtagningsstillfällen under både 2013 och 2014 påträffades torskägg i tidiga utvecklingsstadier vid samtliga lokaler (Figur

11). Högre äggtäthet uppmättes under 2013 jämfört 2014. Jämförelsevis låga tätheter påträffades i 8-fjordarområdet. Torskäggets geografiska spridning vid de olika provtagningstillfällena under 2013-14 visar att de högre tätheterna återfanns vid ungefär samma lokaler såväl inom som mellan säsonger (inte redovisat här). Denna koncentration av torskägg till vissa områden kan tolkas som indikationer på att det finns specifika torsklekplatser vid Bohuskusten, men givet den passiva transporten av ägg med strömmar bör mönstret inte övertolkas över små geografiska skalor.



Figur 11. Antal torskägg per håvdrag vid tre provtagningstillfällen 2013 (övre panelraden från vänster till höger: slutet av februari, början av mars, senare delen av mars) respektive 2014 (undre panelraden från vänster till höger: början av februari, slutet av februari, mitten av mars) vid olika provtagningslokaler utmed Bohuskusten. Färg och storlek på symbolerna vid de olika lokalerna motsvarar antalet ägg per håvdrag i enlighet med figurförklaringen till vänster i figuren.

Finns det ett separat kustbestånd av torsk?

De insamlade torskäggen användes för att genetiskt undersöka den lokala populationsstrukturen. Sammanlagt användes 41 olika loci för undersöka eventuell genetisk differentiering. Resultaten från de två årens undersökningar visar tydligt att ingen eller mycket liten differentiering fanns mellan torskägg från de undersökta lokalerna längs Bohuskusten. Däremot var torskägg (tidiga utvecklingsstadier) insamlade vid

Bohuskusten klart genetiskt differentierade från torskbestånd i både Nordsjön och Kattegatt. Dessa resultat skulle med andra ord tyda på att torsk som reproducerar sig vid Bohuskusten utgör ett eget bestånd.

15.4 Diskussion

Det fiskefria området innanför Tjörn och Orust, inom Havstensfjorden med omgivande buffertzoon, har efter sex års fredning och reglering hitintills inte bidragit med en mätbar återuppbyggnad av lokala bottenlevande fiskbestånd (Tabell II). Det behöver dock inte betyda att fiskefria områden är en verkningslös förvaltningsmetod. Utvärderingstiden på sex år är relativt kort för långlivade djurarter som fiskar. Den korta tidsrymden i kombination med den starka decimeringen av bestånden historiskt är troligen en viktig anledning till att ingen mätbar effekt hittills har kunnat noteras. Området visade tydliga tecken på överfiskning redan under 1940-talet, vilket på grund av fjordsystemets skyddade fiskevatten under krigsåren inte är förvånande. Områdets begränsade storlek kan dessutom göra att endast en liten del av det naturliga utbredningsområdet för det lokala fiskbeståndet verkligen skyddas av det fiskefria området. Norska försök på Skagerackusten har dock gett mätbara resultat av FFO för ett utarmat torskbestånd över en kort tidsperiod (4 år) i ett litet skyddat kustområde (c:a 1 km²) (Moland et al. 2013). Tillgängliga genetiska analyser indikerar inte att torsk skulle ha lokala populationer över dessa synnerligen små geografiska avstånd (Henrik Svedäng pers. obs.). Torsken förefaller dock vara så stationär att en fredning av enskilda fjordavsnitt kan ge ökade populationstätheter och större individstorlekar.

I undersökningen valdes att studera utveckling av bottenlevande bestånd som torsk, rödspätta och piggvar utifrån befintliga övervakningsdata, vilka även kompletterades med akustiska undersökningar för torskens del. Kombinationen av metoder valdes för att minimera eller undvika ytterligare skador på de redan kraftigt decimerade bestånden, samtidigt som det ansågs ha goda förutsättningar att följa en återhämtning i bestånden i relation till tidserien och angränsande vattenområden genom Kusttrålningen. I efterhand kan det konstateras att metoderna bara gett begränsad information om bestånden när återhämtningen uteblev inom utvärderingsperioden. Bottentrålning är som metod begränsad till mjukbotten eftersom fiske på klipp- och bergbotten lätt trasar sönder trålen. Akustiska undersökningar har svårt att detektera fisk som står vid de branter som kännetecknar kustnära klippbotten på grund av skuggningseffekter, men fungerar bra för fisk som uppehåller sig i den fria vattenmassan. Dessa förhållande kan begränsa värdet av undersökningarna, då torsk vid låg abundans ofta uppehåller sig främst på hårbotten (sten och klippbotten) eller i den fria vattenmassan (Righton et al. 2010). Akustiken tyder på extremt låga och minskande tätheter av stor fisk (förmodad torsk), medan bottentrålningen inte

fångat stor torsk i FFO med undantag för 2015 års provtagning. Det är med andra ord svårt att med dessa metoder säkerställa om rester av ett bestånd finns kvar i området eller om det helt kan ha försvunnit. En icke-destruktiv metod som skulle kunna tillämpas i svårtillgängliga miljöer eller i områden som hyser känsliga habitat eller hotade arter, är betade kameror (Willis et al. 2003; Martinez et al. 2011). Med betade kameror som ett komplement skulle det vara möjligt att få information om artförekomst och relativ abundans av stor fisk i FFO med en större rumslig och tidsmässig upplösning jämfört med befintlig tråldata samtidigt som ingen ytterligare åverkan på bestånd eller miljöer sker. Dessutom bedöms det vara lättare att skapa fortsatt acceptans för gällande restriktiva fiskeregler genom att äggsurveyen stöttas med en metod som tydligare visar närvaron utav stor fisk utan att fånga den.

Placeringen av de fiskefria områdena är en faktor som kan ha inverkat på åtgärdens potential att bidra till en återhämtning av bestånden. Området har främst valts utifrån information om torskens förekomst och det historiska fisket i området varvid mindre hänsyn tagits till rödspätta och piggvar. Provtagningen av torskägg från 2013-15 indikerar dessutom inte att de stängda områdena utgör kärnområden för torsklek. Det är dock inte klarlagt om fördelningen av torskägg kan användas som ett kvantitativt mått på intensiteten av torsklek och över vilka geografiska skalor detta i så fall skulle vara relevant med hänsyn äggen transport med strömmar. Så här i efterhand indikerar inte resultaten att det valda fiskefria området skulle varit särskilt gynnsamt för att uppnå en snabb återhämtning av bestånden. Det omfattande historiska fisket visar dock att området hyst betydande mängder fisk och att det därför borde finnas potential till en respons på införandet av ett fiskefritt område motsvarande den återhämtning som konstaterats i norska FFO (dvs. Moland et al. 2013).

Generationstiden för torsk och rödspätta enligt IUCN:s rödlista är 6,9 respektive 10 år och könsmognaden infaller vid c:a 2-4 års ålder. För att få en snabb respons av ett fiskefritt område efter en period av överfiske krävs det att rekryteringen är fortsatt god i kombination med att den totala dödligheten förblir låg. Efter en period av tillväxtöverfiske, där ett alltför omfattande fiske fångar fisken vid för liten storlek, kan en återhämtning i lekbiomassa och storleksstruktur ske relativt snabbt när ett område blir fiskefritt om de mindre fiskarna tillåts vara kvar i havet och tillväxa i storlek. Vid rekryterings- eller ekosystemöverfiske däremot, kommer en potentiell återhämtning att ta längre tid i anspråk (Myers et al. 1994). Rekryteringsöverfiske inträffar när det vuxna beståndet reducerats så att ägg- och yngelproduktionen sjunker till kritiska nivåer där rekryteringen till nästa generation blir väldigt svag. Det kan då ta åtskilliga generationer innan lekbeståndet återhämtar sig om det alls är möjligt. Ekosystemöverfiske kan sägas ha inträffat när fisket påverkat födovävar och livsmiljöer i en utsträckning så att arten inte nödvändigtvis kan återta sin ursprungliga roll i ekosystemet när fisket upphör. Ökad kunskap om ekosystemen vad

avser habitat, bytesdjur, potentiella konkurrenter och predatorer och dessa komponenters utveckling över tid kan ge information om förutsättningarna för fiskbestånd att återfå sin historiska storlek och produktivitet. En återhämtning kan således under vissa betingelser komma att ta decennier snarare än år, och det är då särskilt viktigt att förändringar i ekosystemen och miljöbetingelser följs upp parallellt så att förutsättningarna för en återhämtning kan utvärderas.

Predation från marina däggdjur och fågel skulle potentiellt kunna ha motverkat och/eller fördröjt en återkolonisering (Östman et al. 2013; Ovegård et al. 2016). Studier av dietval hos knubbsäl från Skagerrak och Kattegatt visar att både torskfisk och plattfisk kan vara betydelsefulla bytesarter (Strömberg et al. 2012); det saknas dock information om knubbsälars diet innanför Tjörn och Orust. Skarv är en s.k. opportunistisk predator vilket innebär att den varierar sitt födointag utefter vad som är lättast tillgängligt, även om en viss selektion av bytesarter och bytesstorlekar är rimligt att anta. Under perioden 2001-2002 studerades inom 8-fjordar dietval hos skarv i Hakefjorden, (Lunneryd & Alexandersson 2005). Studien visade att plattfisk, simpör, smörbultar och torskfisk var viktiga bytesarter för skarv. För att beräkna skarvens potentiella påverkan på fisk i Havstensfjord har nya undersökningar initierats. Det som kan sägas hitintills härstammar från ett litet urval av spybollar från skarv som insamlats i juni och september under 2014-2015, vilka indikerar att plattfisk, torskfisk, simpör och smörbultar verkligen utgör en betydande andel av skarvens fördoval i 8-fjordarområdet (Lundström pers. kom.). Emellertid krävs mer detaljerade analyser av förekomst och fördoval för att kunna uttala sig om skarvens roll i det förhållandet att bottenfiskbestånden fortfarande inte har återkommit innanför Orust och Tjörn.

Det fiskefria området är med sina 13 km² relativt begränsade i storlek. Det kan dock förväntas att fiskeridödligheten har reducerats i hela buffertzonen som omfattar ytterligare 154 km², genom förbudet mot mängdfångande redskap. Torsken har dessutom ett utökat geografiskt skydd genom att den måste återutsättas efter fångst med handredskap och i bur inom hela 8-fjordarområdet inkluderande buffertzonen. Dessutom finns en generell lekfredning av torskfiskarterna innanför trålgränsen. Ålfisket som utgjort ett omfattande icke-selektivt fiske i skärgården stängdes 2011 och har ytterligare bidragit till minskande fiskerimortalitet. Det finns således flera generella åtgärder som bör ha minskat fiskeridödligheten på torsk och som kan ha varit av större betydelse än fiskefredningen i sig. Med det begränsade fiske som kan tänkas fortgå efter dessa arter i skärgården idag är det heller inte troligt att det fredade området lett till någon avgörande omförflyttning av fisket. Eftersom ingen återhämtning har konstaterats är det dock inte möjligt att kvantitativt utvärdera om storleken och placeringen av det fiskefria området varit adekvat, vilken relativ betydelse den lokala fiskefredningen har haft eller om åtgärden kan ge ”spillover” effekter till närliggande områden.

Kustbestånd av torsk med flera bottenfiskarter i Västerhavet uppvisar historiskt låga nivåer. Denna bild förstärks av de fiskundersökningar som gjorts i Havstensfjorden i detta projekt. Utarmningen av viktiga delar av fiskfaunan är även i internationell jämförelse mycket allvarlig och den försiktiga återhämtning som ses i utsjöbestånden (ICES 2016) är inte uppenbar för kustens lokala populationer. Äggtrålningarna indikerar dock att det förekommer torsklek i 8-fjordarområdet. Dessutom visar provfiske och bifångstinformation från 2015 att det fortfarande finns stor torsk i området. Piggvar uppvisar låg men relativt stabil förekomst av både rekryter och vuxen fisk. De restpopulationer av torsk och piggvar som fortfarande förekommer är mycket värdefulla att bevara då dessa kan utgöra spridningskärnor för en återkolonisation av kustområdet. De är därför i behov av ökat skydd. Andra studier från samma havsområde visar att fiskefria områden för torsk och hummer kan vara ett verktyg för att stärka bestånden och förbättra storleksfördelningen (Moland et al. 2013, Vinga-området i denna rapport). En fungerande och effektiv förvaltning som använder fiskefria områden som ett verktyg för återuppbyggnad och hållbart nyttjande av bestånd kan dock endast uppnås om kunskapsunderlaget kring populationsstrukturer och vandringsmönster är tillfredsställande.

Torsklek har varit allmänt förekommande i Skagerraks och Kattegatts kustområden. Ansamlingar av lekande torsk har förekommit allmänt såväl vid Bohus- och Hallandskusten som vid Skånes kusttrakter, även om de flesta riktade, vetenskapliga studierna har gjorts i utsjön (Hagström et al. 1990, Bagge et al. 1994, Svedäng och Bardon 2003, Svedäng et al. 2004, Svedäng et al. 2010a,b, Vitale et al. 2008, Börjesson et al. 2013). Få studier har gjorts av vilka torskbestånd som finns inom de skärgårdsbildande delarna av västkusten, ett förhållande som inte minst gäller Bohuskusten.

För flera viktiga kommersiella fiskarter som torsk, rödspätta och kummel finns det indikationer på att lokala kustbestånd samexisterar med de större Nordsjöbestånd som nyttjar kusten till uppväxtområden. Tendensen för torsk att söka sig tillbaka till samma lekplats år efter år, minskar sannolikheten för snabb återkolonisation om enskilda lekaggregationer försvinner (Svedäng et al. 2007, Rose et al. 2011, André et al. 2016). För kustarter som också påverkas av fiske såsom piggvar och läppfiskar kan det finnas en liknande problematik med lokalt mycket avgränsade bestånd längs kusten. Den ofta komplexa beståndsstrukturen ställer nya och högre krav på fiskeriförvaltningen eftersom dagens kvotsystem inte tar hänsyn till lokala kustbestånd och deras hållbara nyttjande. I detta arbete behöver vi bygga upp vår kunskap om vilka lokala bestånd som fortfarande förekommer längs hela svenska västkusten. Studier av lokala bestånd för att visa på beståndens avgränsning och samhörighet bör göras med flera metoder som ägginsamling under lekperioden, genetiska och otolitkemiska (dvs. hörselstenarnas spårämnesinnehåll) undersökningar samt i vissa fall också migrationsstudier där fisken förses med märken som kan lagra

information från sensorer, t.ex. temperatur och tryck, eller med akustiska märken (Hauser och Carvalho, 2008). Ägginsamling, med förekomst av tidiga äggstadier som bevis för lokal lek, i kombination med genetiska artbestämningar har i detta projekt visat sig vara en effektiv metod för att undersöka förekomsten av lokala bestånd av torsk. I framtiden bör även andra arters förekomst längs västkusten komma ifråga för kartering. Med genetisk artbestämning är detta fullt görligt och vi kan på så sätt avsevärt förbättra vår kunskap om lokala bestånd vid våra kuster. Fältprovtagningen torde behöva upprepas ett par gånger under säsongen eftersom lekperioderna skiljer sig åt mellan arter och bestånd. För att utveckla förvaltningen av kustzonen, det vill säga på nationella vatten för vilka i stort sett bara svensk jurisdiktion är gällande, bör principerna för ekosystembaserad fiskeriförvaltning tillämpas (Long et al. 2015). En helhetssyn bör eftersträvas, där både olika samhällsintressen och miljöintressen företräds och beaktas för att åstadkomma en effektiv förvaltning med bred acceptans och hög efterlevnad.

15.5 Referenser

- André, C., Svedäng, H., Knutsen, H., Dahle, G., Jonsson, P., Ring, A.-K., Sköld, M., Jorde, P.E. 2016. Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea - Skagerrak - Kattegat: early life stage dispersal and adult migration. BMC Research notes 9:63. doi:10.1186/s13104-016-1878-9
- Arrhenius, F., Frohnlund, 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.
- Bagge, O., Thurow, F., Steffensen, E., Bay, J. 1994. The Baltic cod. Dana 10: 1–24.
- Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Casini, M., Linderholm, H.W., Grimwall, A. 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 833–841.
- Börjesson, P., Jonsson, P., Pacariz, S., Björk, G., Taylor, M.I. och Svedäng, H. 2013. Spawning of Kattegat cod (*Gadus morhua*) – mapping spatial distribution by egg surveys. Fisheries Research 147:63-71.
- Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P., Norén, F. 2009a. Fishing through time: population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat-Skagerrak over a century. Population Ecology 52: 251–262.
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. 2009b: Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamic of turbot during the last century in the Eastern North Sea. Marine Ecology Progressive Series 386, 197–206.
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., Linderholm, H.W. 2012. Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat- Skagerrak. Journal of Applied Ichthyology 28: 1–9. doi: 10.1111/j.1439-0426.2012.01937.x
- Fiskeriverket. 2009. Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Beteckning 13-4053-09.
- Hagström, O., Larsson, P.-O., Ulmestrand, M. 1990. Swedish cod data from the international young fish surveys 1981-1990. 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.
- Hannerz, L. 1970. Recipientundersökningar vid Stenungsund 1962-1968. Rapport till Västerbygdens vattendomstol.
- Hauser, L., Carvalho, G. R. (2008), Paradigm shifts in marine fisheries genetics: ugly hypotheses slain by beautiful facts. *Fish and Fisheries* 9: 333–362.
- Jacobsson, A. Fiskmärkning. SNV. 1982. Femårsrapport Vatten 1977-1981.
- Long, R. D., Charles, A., Stephenson, R. L., 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57: 53-60.
- Lunneryd, S-G. & Axelsson, K. (2005). Födoanalyser av storskarv, *Phalacrocorax carbo* i Kattegatt-Skagerrak. *Finfo* 2005:11. 19 s.
- Martinez, I., Jones, E. G., Davie, S. L., Neat, F. C., Wigham, B. D., Priede, I. G. 2011. Variability in behaviour of four fish species attracted to baited underwater cameras in the North sea. *Hydrobiologia* 670: 23 – 34. DOI 10.1007/s10750-011-0672-x.
- Moland, E., Moland Olsen, E., Knutsen, H., Garrigou, P., Heiberg Espeland, S., Ring Kleiven, A., André, C., Atle Knutsen, J. 2013. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280 20122679; DOI: 10.1098/rspb.2012.2679.
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N., Restrepo, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science* 51: 191-205.
- Rose GA, Nelson RJ, Mello LGS. Isolation or metapopulation: whence and whither the Smith Sound cod? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 2011;68:152-169.
- Righton, D.A., Andersen, K.H., Neat, F., Thorsteinsson, V., Steingrund, P., Svedäng, H. et al. 2010. Thermal niche of Atlantic cod *Gadus morhua*: limits, tolerance and optima. *Marine Ecology Progress Series* 420: 1-13.
- Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A. och Hjelm, J. 2011. Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. *Finfo* 48 s.
- Strömberg, A., Svärd, C., Karlsson, O., 2012. Dietstudier av gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön och knubbsäl (*Phoca vitulina*) i Skagerrak och Kattegatt insamlade 2010. NV-02210-11. Rapport nr 5:2012. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Svedäng, H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science* 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., Svenson, A. 2006. Cod (*Gadus morhua* L.) populations as behavioural units: inference from time series on juvenile cod abundance in the Skagerrak. *Journal of Fish Biology Supplement C* 69: 151–164.
- 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., Righton, D., Jonsson, P. 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. 2010. 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. 2010. Migratory behaviour and otolith chemistry suggest fine-scale sub-population structure within a genetically homogenous Atlantic cod population. *Environmental Biology of Fishes* 89: 383–397.
- Vitale, F., Börjesson, P., Svedäng, H. & Casini, M. 2008. The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90: 36–44.
- Willis, T.J., Millar, R. B., Babcock, R. C. 2003. Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology* 40: 214–227.
- Östman, Ö., Boström, M., Bergström, U., Andersson, J. & Lunneryd, S-G. (2013). Estimating Competition between Wildlife and Humans – a Case of Cormorants and Coastal Fisheries in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8(12): e83763. doi:10.1371/journal.pone.0083763

