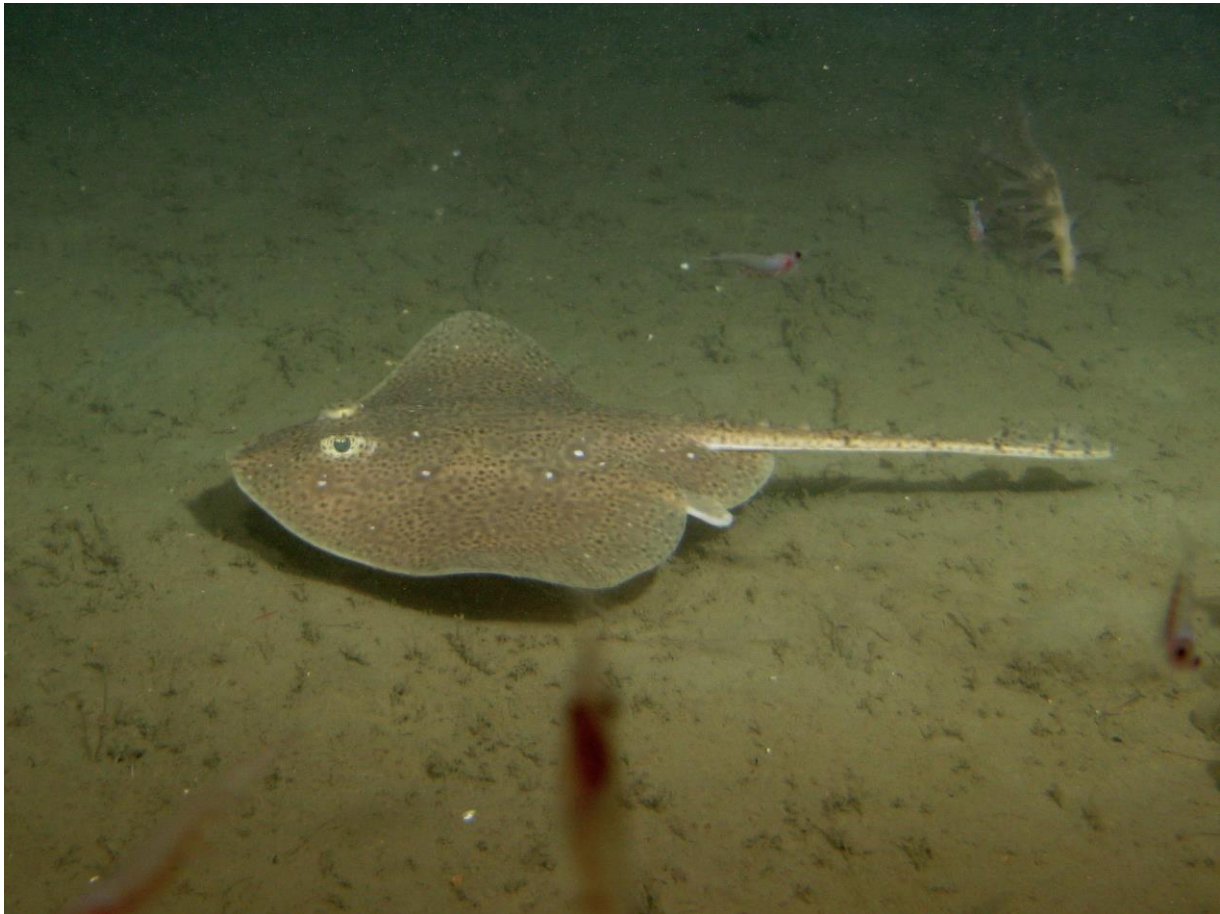




Länsstyrelserna

Västra Götaland, Halland och Skåne län



Inventering och modellering av fisk- och kräftdjurssamhällen i Kosterhavets nationalpark

Rapportnr: 2017:22

ISSN: 1403-168X

Rapportnr: 2017:22

ISSN: 1403-168X

Författare: Patrik Kraufvelin, Filip Svensson, Ronny Fredriksson, Lena Bergström, Martin Karlsson, Håkan Wennhage, Andreas Wikström och Ulf Bergström, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för Akvatiska Resurser.



Rapportansvarig: Anita Tullrot, Enheten för Kosterhavet, Naturavdelningen, Västra Götalands län

Foto: Klorocka vid Kattholmen, Lisbeth Jonsson

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturavdelningen

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer/Rapporter.

Förord

Kosterhavets nationalpark bildades 2009 och är Sveriges hittills enda marina nationalpark. Syftet med Kosterhavets nationalpark är att bevara ett särpräglat och artrikt havs- och skärgårdsområde samt angränsande landområden i väsentligen oförändrat skick. I syftet ingår att långsiktigt skydda och bevara områdets naturligt förekommande marina ekosystem, biotoper och arter samtidigt som ett hållbart nyttjande kan ske av områdets biologiska resurser.

För att kunna uppfylla dessa syften behövs kunskap om bland annat utbredning och populationsstorlek hos ett flertal arter. Det här är första gången som nationalparkens fisk- och kräftdjurssamhällen har inventerats.

Inventeringen är utförd på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län inom projekt "*Skydd och förvaltning av marina områden – Västerhavet*" där Länsstyrelserna i Västra Götaland, Halland och Skåne samarbetar. Projektet och denna studie har medfinansierats av Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö. Resultaten kommer att kunna användas i framtida förvaltning av Kosterhavets nationalpark, men till viss del även i andra skyddade områden i Västerhavet.

Författarna, som är forskare vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), ansvarar i sin helhet för rapportens innehåll och tackas för sin insats.

Anita Tullrot
Enheten för Kosterhavet/Naturavdelningen
Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Innehåll

1.	Sammanfattning.....	5
2.	Summary	8
3.	Bakgrund	11
3.1.	Kosterhavets nationalpark	11
3.2.	Fiskundersökningar i Kosterhavet	14
4.	Utförande.....	16
4.1.	Provfiske grunda områden.....	16
4.2.	Provfiske djupa områden	20
4.3.	Jämförelse med andra områden	22
4.4.	Analys	24
4.4.1.	Fångst per ansträngning per art för trålfisket.....	24
4.4.2.	Analys av artsammansättning med multivariata metoder	25
4.4.3.	Analys av artmångfald med Shannons diversitetsindex	26
4.4.4.	Habitatmodellering	26
5.	Resultat.....	29
5.1.	Omgivningsdata och fångster i ryssjefisket.....	29
5.1.1.	Fångst per art	31
5.1.2.	Storleksfördelning i ryssjefisket	35
5.1.3.	Artsammansättning enligt ryssjefiskena.....	37
5.1.4.	Jämförelse med andra områden	39
5.2.	Fångster i trålfisket i djupare områden	42
5.2.1.	Fångster på 30–130 m djup	42
5.2.2.	Fångster på > 130 m djup	44
5.2.3.	Jämförelse fiskfauna mellan 30–130 m och >130 m i Kosterhavet	46
5.2.4.	Förändring under 2002–2015 för utvalda fiskarter i Kosterhavet... ..	49
5.2.5.	Shannons diversitetsmått.....	51
5.2.6.	Jämförelser av fångst på 30–130 m djup mellan Kosterhavet, övriga Bohuskusten och Skagerrak under perioden 2002–2015	52
5.2.7.	Jämförelse längdfördelning mellan Kosterhavet, övriga Bohuskusten och Skagerrak 2015	55
5.3.	Habitatmodellering	57
6.	Diskussion.....	65
6.1.	Grunda områden.....	66
6.1.1.	Ryssjefisken	66
6.1.2.	Habitatmodelleringen.....	68
6.2.	Djupa områden	70
6.3.	Förslag till uppföljning av fisk- och kräftdjurssamhället.....	73
7.	Referenser	76

1. Sammanfattning

Kosterhavets nationalpark är 389 km² och Sveriges enda marina nationalpark. Trots den omfattande informationen om marinekologiska värden i nationalparken har kunskapen om fisksamhällen hittills varit bristfällig. För att kunna förvalta nationalparken på ett sätt som gynnar den biologiska mångfalden och därmed både ekosystemens funktion och fisket behövs en omfattande kartläggning av fisk- och kräftdjursbestånden och deras viktiga livsmiljöer. Under 2015 genomfördes inventeringar genom ryssjefiske på grunda områden (<30 m) och trålning på djupa områden (30–237 m) och bakgrundsdata om det bottenära fisk- och kräftdjursamhället togs fram. Dessa data beskriver nuläget i Kosterhavet och har använts för att kartlägga och modellera de viktigaste arternas utbredning utgående från resultaten från ryssjefisket, samt för jämförelser med andra kust- och utsjöområden.

Fångsten från provfisken med ryssjor i grunda områden (240 stationer) uppgick totalt till drygt 5 500 fiskar och drygt 5 700 individer av kräftdjur. Av sammanlagt 28 fiskarter som fångades i de grunda områdena dominerades fisksamhället antalsmässigt klart av stensnultra och skärsnultra. Därefter följde torsk, ål, vitling och gråsej. För torskfiskarna nyttjas de grunda produktiva livsmiljöerna framförallt som uppväxtområden, vilket visas av att det främst är små individer vi fångat, medan stora fiskindivider nästan saknades helt. Bland de tio arter kräftdjur som fångades var strandkrabban numerärt helt dominerande. Näst vanligast var krabbtaskan. Hummer fångades bara i liten utsträckning i fisket. Artsammansättningen av fisk- och kräftdjursamhället förändrades successivt med ökat vattendjup. Gulål, torsk, skärsnultra och strandkrabba var dominerande arter i de grundaste områdena mellan 0–6 m djup, medan stensnultra, grässnultra och gråsej var vanligast på vattendjup mellan 6–10 m. Bland de fem vanligaste fiskarterna från provfiske med ryssjor noterades tre rödlistade arter; gulål (akut hotad), torsk (sårbar), och vitling (sårbar). Ytterligare en rödlistad art påträffades, lyrtorsk/bleka (akut hotad), men enbart på ett fåtal lokaler. Jämförelser av resultaten från ryssjefisket i Kosterhavet 2015 med andra områden visar att fisk- och kräftdjursamhällena, både i sin artsammansättning och i arternas storleksfördelningar, liknar motsvarande samhällen från andra delar av Västkusten.

Habitatmodelleringen visade att de stora grundområdena kring Kosteröarna, men även de mer skyddade områdena mellan öarna nära fastlandet, är viktiga uppväxtområden för exempelvis många torsk- och plattfiskar, samtidigt som de utgör de mest betydelsefulla områdena ur ett diversitetsperspektiv. Enligt modellerna är djup (viktigast) tillsammans med vågexponering de variabler som främst styr många av arternas utbredning. För de enskilda arterna hade exempelvis ål, torsk

och vitling störst utbredning av lämpliga livsmiljöer i de grundare områdena på fastlandssidan, alltså utanför nationalparkens gränser. Eftersom de tidiga livsstaderna för fisk är hårt knutna till grunda livsmiljöer, samtidigt som dessa ofta utsätts för ett hårt tryck från t.ex. byggnation, båttrafik och övergödning, kan det vara viktigt att se över om dessa miljöer kan behöva ett starkare skydd än vad de har i dagsläget.

I provfisket av djupa områden med kusttrålningsmetodik fångades i genomsnitt drygt 200 kg fisk och kräftdjur per km² på 30–130 m djup och 600 kg fisk och kräftdjur per km² på djup större än 130 m. Den genomsnittliga biomassan i fångsterna var alltså tre gånger så hög på de större djupen för både fisk- och kräftdjur och dubbelt så hög för enbart fisk. Vitling dominerade helt i fiskfångsten i båda djupintervallen. Spetslångebarn var den näst vanligaste fiskarten på 30–130 m djup följt av sandskädda, torsk, klorocka och lerskädda. Torsk var den näst vanligaste fiskarten på djup större än 130 m, följt av kolja, gråsej, vitlinglyra, lerskädda, klorocka och rödtunga. Totalt fångades 29 olika fiskarter på 30–130 m djup och 23 olika fiskarter på större djup än 130 m. Av dessa fiskarter är tio uppsatta på ArtDatabankens rödlista över hotade arter i Sverige: vitling, torsk, kolja, kummel, klorocka, pigghaj, knaggrocka, havsnejonöga, blåkäxa och havsmus.

I några av de djupaste trålragen fångades både blåkäxa och havsmus. Fångster av dessa broskfiskar så nära land är unikt för Kosterhavet och något som särskiljer detta område från övriga Bohuskusten. Sannolikt har införandet av rist i Kosterhavet haft en positiv effekt på överlevnaden i fisket för dessa båda arter. En annan art som är utmärkande för Kosterhavet är klorockan. Sett över de 15 senaste åren verkar det finnas mer klorocka i Kosterhavet jämfört med provfiskedata från Skagerrak och utmed Bohuskusten. Data tyder på att Kosterhavet fungerar som ett habitat för klorockor under hela livscykeln. Det faktum att mindre mängd klorocka fångas i Skagerrak jämfört med Kosterhavet talar för att införandet av rist i Kosterhavet kan ha haft positiva effekter för klorocka.

När det gäller kommersiella arter verkar fiskfaunan på trålbara bottenar i Kosterhavet i stort sett avspegla situationen för kustnära fiskfauna längs Bohuskusten där den största andelen fisk utgörs av unga individer (juveniler) och där stora köns mogna individer i stort sett saknas. I Kosterhavet fångas det generellt sett lika mycket biomassa av torsk och kolja (per km²) som längs övriga Bohuskusten under perioden 2002–2015 i djupintervallet 30–130 m. Däremot fanns det på detta djup skillnader i längdfördelning mellan de olika områdena år 2015. I Kosterhavet notrades en relativt stor andel av köns mogen torsk (≥ 40 cm) och kolja (≥ 25 cm) jämfört med andra kustområden, vilket skulle kunna tyda på att det fortfarande finns spillror av ett lokalt bestånd kvar i området. Informationen som finns i nuläget är

emellertid inte tillräcklig för att avgöra populationstillhörighet. En alternativ förklaring är att dessa individer, eller en del av dem, tillhör utsjöbestånd som gör tillfälliga näringsvandringar in i området. I kustbandet längs övriga Bohuskusten är torsk längre än 30 cm sällsynt.

På basen av resultaten från denna undersökning ges följande förslag (utan prioritetsordning) till möjliga åtgärder samt uppföljande och kompletterande undersökningar av fisk- och kräftdjursamhällen i Kosterhavet med speciellt fokus på artrikedom och populationsstorlek:

- Eftersom den största utbredningen av lämpliga uppväxtmiljöer för exempelvis ål, torsk och vitling finns i de grunda livsmiljöerna nära fastlandet, alltså utanför nationalparkens gränser, behövs en översyn av möjlig påverkan på dessa miljöer från till exempel strandexploatering, båttrafik och övergödning för att bedöma behovet av skydd.
- Det behövs även undersökningar av födoval hos säl och skarv för att öka förståelsen av dessa arters roll i ekosystemet och interaktioner med fisk-samhället.
- Kartläggning av äggförekomst under lekperiod behövs för att ge information om förekomst av lokala populationer av t.ex. torsk och kolja.
- Inkludering av djupa tråldrag (> 130 m) skulle behövas i Kustråldragprogrammet, eftersom det framförallt är i de djupare delarna som en fiskfauna som är unik för den svenska kusten återfinns.
- Årlig övervakning av juvenil torsk- och plattfisk, ål, samt läppfiskbestånd genom ryssjefiske behövs i grunda områden, gärna som en del av det samordnade regionala-nationella kustfiskprogrammet, för att följa eventuella effekter av pågående fiskeaktiviteter och olika former av mänsklig påverkan på livsmiljöerna.
- Sammanställning av historiska dokument angående omfattning av tidigare fiske i Kosterhavet (exempelvis från Hushållningssällskapet) bör undersökas, för att skatta tidigare abundansnivåer av kommersiella arter.

2. Summary

Kosterhavet National Park is the only marine national park in Sweden and has an area of 389 km². Despite comprehensive information about the marine ecology of the park in general, knowledge about its fish communities is still limited. In order to manage the national park in a way that promotes biodiversity and thereby both ecosystem function and fisheries, there is thus a need for investigating fish and crustacean communities and their essential habitats. To collect background data about the demersal fish and crustacean communities, fishing with fyke nets in shallow areas (< 30 m) and trawling in deeper areas (30–237 m) was undertaken in 2015. Data from these surveys describe the current situation in Kosterhavet and the data from the fyke net fishing have been used to map and model the distribution of the most important fish and crustacean species. The data have also been used for comparisons with adjacent coastal, archipelago and offshore areas.

The catch from fyke net fishing in shallow areas (240 stations) comprised in total over 5500 individuals of fish and over 5700 individuals of crustaceans. Out of the total number of 28 fish species caught in shallow areas, goldsinny wrasse and corkwing wrasse dominated numerically. Cod, eel, whiting and saithe were also all commonly found. These cod fishes use shallow productive environments as nursery areas, which is shown by the predominance of small individuals in the catch, whereas bigger fish individuals largely were missing. Out of the ten crustacean species caught, the shore crab dominated almost entirely, even though a few hundred individuals of the edible crab were also caught. Only a few lobsters were caught. The species composition of the fish and crustacean community changed successively with increasing water depth. European eel, cod, corkwing wrasse and shore crab were most common in the shallowest areas between 0–6 m depths, whereas goldsinny wrasse, rock cook and saithe were most common in depths between 6–10 m. Among the five most numerous fish species in the fyke net fishing, three are on the Swedish red list of threatened species; eel (critically endangered), cod (vulnerable), and whiting (vulnerable). One more red-listed species was found, pollack (critically endangered), but only at a few stations. Comparison of the results from the fyke net fishing in Kosterhavet 2015 with other areas on the Swedish west coast shows considerable similarities in the fish and crustacean communities with regard to species composition and size structures of the most common species.

The habitat modelling showed that the vast shallow areas around the Koster islands, but also the more sheltered areas between the islands close to the main-

land, are important nursery areas for many codfish and flatfish species. Simultaneously, these areas constitute the most prominent ones from a diversity perspective. According to the models, depth (most important) and wave exposure were the major explanatory variables with strong influences on the species distributions. Among single species, eel, cod and whiting had their most important habitats in the shallow areas close to the mainland, which is outside the borders of the national park. As the early life stages of fish are tightly coupled to shallow habitats, which at the same time are subjected to a high degree of pressure from coastal construction, boat traffic and eutrophication, an increased level of protection for these areas could be motivated.

In the trawl survey in deeper areas, over 200 kg fish and crustaceans per km² were caught at 30–130 m depth and 600 kg fish and crustaceans per km² at depths deeper than 130 m. The average biomass of the catches was three times as high at depths deeper than 130 m compared to 30–130 m depth, for both fish and crustaceans, and twice as high for fish alone. Whiting entirely dominated these catches. Snake blenny was the second most common fish species at 30–130 m depth, followed by dab, cod, starry skate and long rough dab. Cod was the second most common fish species at depths deeper than 130 m, followed by haddock, saithe, Norway pout, long rough dab, starry skate and witch. In total, 29 different fish species were caught at 30–130 m depth and 23 different fish species at depths deeper than 130 m. Out of these fishes, ten species are currently red-listed in Sweden: whiting, cod, haddock, hake, starry skate, spurdog, thornback ray, sea lamprey, velvet belly and ratfish.

In some of the deepest trawl hauls, both velvet belly and rabbitfish were caught. Catches of these cartilaginous fishes (this close to the mainland) are unique for Kosterhavet. Probably, the introduction of a grid in the fishery in Kosterhavet has been positive for the survival of these two species. Starry skate is another species distinct for Kosterhavet and this species has, over the past 15 years, been more common here compared to both offshore Skagerrak areas and nearby areas of the Swedish west coast. Data indicate that Kosterhavet serves as a habitat for starry skates during the entire life cycle. Also, the fact that fewer starry skates are caught in Skagerrak compared to Kosterhavet indicates that the introduction of a grid in the fishery in Kosterhavet have been positive also for the starry skate.

When it comes to commercial fish species, the fish fauna on trawled bottoms in Kosterhavet resembles nearby areas of the Swedish west coast, where most individuals are juveniles and large sexually mature fish individuals are rare. In the depth interval 30–130 m in Kosterhavet, biomasses of cod and haddock (per km²) were similar to values in nearby areas of the Swedish west coast during 2002–

2015, but there were differences in size structure between the different areas in 2015. Compared to other coastal areas, relatively large fractions of sexually mature cod ≥ 40 cm and haddock ≥ 25 cm were found in Kosterhavet, which indicates that remains of local stocks may still be present. However, the currently available information is not sufficient to establish to which populations the caught fish belong. An alternative explanation is that these individuals, or part of them, belong to offshore stocks and make occasional feeding trips into the area. Along nearby parts of the Swedish west coast, cod larger than 30 cm were rare.

On the basis of the results from this investigation, the following suggestions (without any priority order) are given for possible management measures and for future studies of the fish and crustacean communities in Kosterhavet with specific focus on species richness and population structure of certain species:

- As the biggest occurrences of suitable nursery grounds for e.g. European eel, cod and whiting are found in shallow areas close to the mainland, i.e. outside the borders of the National park, the possible impact from coastal construction, boat traffic and eutrophication needs to be evaluated in order to establish the needs for protection.
- Studies on the food choice of seals and cormorants need to be done to increase the understanding of the role of these species in the ecosystem and their interaction with the fish community.
- Egg surveys during the spawning periods are needed to get information about the existence of local populations of e.g. cod and haddock.
- Inclusion of deep trawl hauls (> 130 m) in Kosterhavet into the Swedish coastal trawling program is needed, since it is in these deep areas where a fish fauna can be found that is unique for the Swedish coast.
- Yearly monitoring of juvenile cod- and flatfish, European eel, as well as labrids through fyke net fishing in shallow areas is needed, preferably as a part of joint regional/national monitoring programs for coastal fish, to get information about possible impact from ongoing fishery activities and from various human-induced effects on the fish habitats.
- Compilation of historical data on fisheries in Kosterhavet is needed to estimate past abundance levels of commercial species.

3. Bakgrund

Kosterhavets nationalpark är Sveriges första marina nationalpark. Även om det finns mycket information om marinekologiska värden i nationalparken har kunskapen om fisksamhällen varit mycket bristfällig. För att kunna förvalta nationalparken på ett sätt som gynnar den biologiska mångfalden och därmed både ekosystemens funktion och fisket behövs en omfattande kartläggning av fiskbestånden och viktiga livsmiljöer för fisken.

Syftet med denna studie är att beskriva det bottennära fisk- och kräftdjurssamhället i Kosterhavets nationalpark och i dess omedelbara närhet. Inventeringarna har gjorts med hjälp av ryssjefiske på områden grundare än 30 m och trålning på områden på 30–237 m djup, för att ge en bild av fisk- och kräftdjursfaunan lokalt och i förhållande till andra kust- och utsjöområden samt för att kartlägga och modellera arternas rumsliga utbredning.

3.1. Kosterhavets nationalpark

Sveriges riksdag beslutade den 19 mars 2009 att regeringen skulle få inrätta Kosterhavets nationalpark¹. Syftet med nationalparken är att bevara ett särpräglat och artrikt havs- och skärgårdsområde samt angränsande landområden i väsentligt oförändrat skick (Naturvårdsverket, 2009). För fisk- och kräftdjursfauna är bevarandemålet i nationalparken att förbättra förutsättningarna för långsiktigt livskraftiga bestånd (Naturvårdsverket, 2009). Mer specifikt betyder detta att:

- Bestånd av räka, havskräfta respektive hummer ska vara långsiktigt livskraftiga.
- Ursprungligt förekommande fiskarter ska öka i antal och beståndsstorlek.
- Bestånden av kommersiella fiskarter och arter viktiga för fritidsfisket ska öka.
- Bestånden av hajar och rockor ska öka.
- Bestånden av rödlistade fiskarter ska öka.

Kosterhavets nationalpark är totalt 38 860 ha (hektar) stor. Den marina delen av parken är 38 000 ha, den resterande mindre delen av parken består av land (2 %).

¹ <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-8471-4.pdf>

Kosterhavets nationalpark angränsar till Ytre Hvalers nationalpark i Norge. Kosterhavet är via Hvalerdjupets djupränna anslutet till Skagerraks djupvatten vilket gör det möjligt för arter som normalt hittas på djupare vatten och längre ut från kusten att etablera sig i Kosterfjorden (figur 1). De flesta typerna av marina biotoper och habitat som finns i Sverige förekommer i Kosterhavets nationalpark. Typiska biotoper är djupa hårbottenar, grunda vågexponerade hårbottenar samt djupa respektive grunda mjukbottenar. Kosterfjorden är antagligen det mest artrika marina området i Sverige (Nilsson, 1997). I slutet av 1990-talet gjordes en generell sammanställning av vilka arter som förekommer i området. Bland annat noterades cirka 200 djurarter i Kosterfjorden som inte hittats någon annanstans längs Sveriges kust (Nilsson, 1997). Senare undersökningar i Kosterhavets nationalpark har fokuserat på makro- och megafauna på hård- och mjukbottenar (Länsstyrelsen, 2008; Gonzalez-Mirelis m.fl., 2009).

Inför bildandet av nationalparken (invigd i september 2009) gjordes en ganska omfattande marinbiologisk dokumentation av området som låg till grund för gränsdragning och skötselplan (Länsstyrelsen, 2008). Fram tills nu har det ändå inte gjorts någon fördjupad undersökning av fiskfaunan i Kosterhavet. Historiska tillbakablickar visar att området varit mycket populärt för sportfiske efter framförallt rockor och hajar. Till exempel fångades det svenska sportfiskerekordet på slätrocka på 55,6 kg vid Grisbådarna 1970 (Nilsson, 1997; Sportfiskarna). Sportfiske bedrivs fortfarande i Kosterhavet och de senaste åren har det ryktats om förekomst av hälleflundra nära Grisbådarna (Lundgren & Waje, 2015).

Generellt har bestånden av kommersiellt viktig bottenlevande fisk i Skagerrak, Kattegatt och i kustområdet längs svenska västkusten uppvisat starkt negativa trender sedan 1970-talet (Havs- och vattenmyndigheten 2016a). Lokala populationer har på grund av ett alltför högt fisketryck nästan helt försvunnit (Svedäng, 2003; Svedäng & Bardon, 2003; Cardinale & Svedäng, 2004). För att vända den negativa utvecklingen för bottenfisksamhället gjorde Fiskeriverket år 2004 ändringar i regelverket kring trålfiske i västkustens kustzon (Sköld m.fl., 2011). Innan begränsningarna för trålfisket infördes år 2004 var trålning tillåten 2 nautiska mil (nm) från baslinjen i Skagerrak och Kattegatt. Trålgränsen flyttades ut till 4 nm från baslinjen i Skagerrak och 3 nm i Kattegatt. Innanför de nya trålgränserna gjordes så kallade inflyttningsområden där trålning efter havskräfta blev tillåtet, men endast med artsorterande rist för att förhindra bifångst av fisk.



Figur 1. Karta över Kosterhavets och delar av Ytre Hvalers nationalparker. Ritad av Hans Sjögren, Stockholm.

I Kosterhavet bedrivs ett småskaligt yrkesfiske som sysselsätter drygt 70 yrkesfiskare. De dominerande och viktigaste kommersiella arterna är räka som fiskas med trål och havskräfta som fiskas med bur. På grunda bottnar fiskar man också hummer, krabba och makrill, samt sill och havsöring i begränsad omfattning med ett

flertal olika redskap. Sedan 2011 bedrivs också ett kommersiellt fiske efter snultror och gyltor längs Västkusten och även i Kosterhavet. Snultrorna och gyltorna används för avlusning vid laxodlingar i Norge (Skiftesvik m.fl., 2014). Det största fritidsfisket inom parken är efter hummer.

I området finns även en lång tradition av trålfiske efter räka och det här fisket är fortsatt tillåtet, trots att till exempel Kosterfjordens djupa botten, där delar av räkfisket sker, är belägna innanför trålgränsen. Sedan år 2000 finns dock en överenskommelse mellan räkfiskarna och myndigheterna i området om hur fisket får bedrivas för att minska negativ påverkan på fiskfaunan och bottenhabitaten, den så kallade Koster-Väderöfjords-överenskommelsen (Naturvårdsverket, 2009). Koster-Väderöfjords-överenskommelsen involverar flera delar: 1) reglering av trålens utformning, vilket bl.a. inkluderar att endast enkel-trål med artsortering är tillåtet samt att mindre och lättare trålbord används; 2) ingen trålning grundare än 60 m; 3) ingen trålning inom sex identifierade, särskilt känsliga, områden och 4) fortsatt utveckling av fiskeredskapen och en integrerad förvaltning med deltagare från olika sektorer i området. Reglerna för räkfisket i Koster-Väderöfjorden ändrades enligt överenskommelsen 2001 och reviderades i juli 2015. Nu krävs särskilt tillstånd till räkfiske samt AIS (Airborne Identification System) på båten för att få fiska räka inom nationalparken. Därtill skyddas ytterligare fem känsliga områden för räkfiske och fisket begränsas även i tid. I Kosterfjorden är detta det enda fiske som bedrivs med trål och det finns idag ca 30 båtar som har tillstånd till trålning efter räka i området (Havs- och Vattenmyndigheten 2016b). I så kallade inflyttningsområden innanför trålgränsen trålas också havskräftor, men dessa områden <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-8471-4.pdf> ligger utanför nationalparken. Den västra gränsen av nationalparken sammanfaller med inflyttningsgränsen för trålning efter havskräfta. Kravet på artsortering i trålen gäller även här.

3.2. Fiskundersökningar i Kosterhavet

Idag sker inga riktade undersökningar för att utröna eventuella effekter av regleringen av trålfisket på fiskfaunan i Kosterhavets nationalpark. I Kusttrålsprogrammet längs den svenska västkusten ingår emellertid årlig provtagning under september på lokaler i Kosterhavet. Kusttrålsprogrammet initierades 2001 och sedan 2009 är provtagningen fokuserad till kustavsnitt med skärgård mellan Kungsbackafjorden i söder och Norska gränsen i norr. Syftet med programmet är att övervaka utvecklingen av kustbestånd med fokus på de kommersiella fiskarter som haft vikande trender sedan 1970-talet samt att övervaka biologisk mångfald enligt Havsmiljödirektivet. För den delen av fiskfaunan som permanent eller temporärt

uppehåller sig i de grundaste habitaten på 0–30 m i Kosterhavet finns det däremot ingen provtagning alls, eftersom det i Kusttrålpilotprogrammet inte trålas grundare än 30 m i Kosterhavet. Övervakning av även grundare områden är dock viktigt, eftersom grunda områden är viktiga habitat för tidiga livsstadier av arter som både är kommersiellt betydelsefulla och samtidigt funktionellt viktiga för det marina ekosystemet, till exempel torsk, gråsej och rödspätta m.fl. (Pihl & Wennhage, 2002; Wennhage m.fl., 2007; Moksnes m.fl., 2008; Fredriksson m.fl., 2010; Baden m.fl., 2012). Övervakning av fisk i grunda livsmiljöer kan därmed potentiellt ge en bild både av den lokala produktiviteten av fisk och livsmiljöernas kvalitet i ett bredare perspektiv (Bergström m.fl., 2016).

I denna rapport redovisas resultaten från undersökningar av Kosterhavets fisk och kräftdjursfauna både inom djupintervallen 0–30 m och 30–237 m. En stor del av informationen utgörs av nytt material från den första större undersökningen av fisk- och kräftdjursamhället i Kosterhavet. Provfisken utfördes under 2015 genom ryssjefiske i de grundare områdena, samt trålning i djupområdena. Därtill har vi för några arter gjort jämförelser mellan fiskens abundans eller biomassa och storleksstruktur i Kosterhavet med situationen längs övriga Bohuskusten (och Västkusten) samt i Skagerraks utsjöområden under åren 2002–2015. Data från ryssjefiskena på grunda områden har också använts för att kartlägga och modellera de viktigaste arternas utbredning.

4. Utförande

För att få en tillfredsställande beskrivning av bottenfisksamhället i Kosterhavet på både grunda och djupa habitat genomfördes provfisken med olika redskap; ryssjor på grunda områden och trål på djupa områden. Därigenom kunde de olika habitaterna i Kosterhavet täckas in på bästa sätt. De grunda livsmiljöerna omfattade 0–30 m djup och utfördes genom provfiske med ryssja, medan bottentrålningar utfördes på djup mellan 30–130 m, respektive 130–237m. Datamängderna som samlades in har kvalitetssäkrats och lagrats i SLU Aquas databaser.

En anledning att även utvidga provtagningen till de djupaste partierna av Kosterhavet är att fisksamhället och storleksfördelningen av fisk kan förväntas förändra sig med djupet. Bottenvatten som kommer in från Skagerrak via Hvalerdjupets djupränna gör att salthalten i Kosterhavet kan variera med djupet, vilket kan vara en orsak till att artsammansättningen av fisk förändras mer vertikalt.

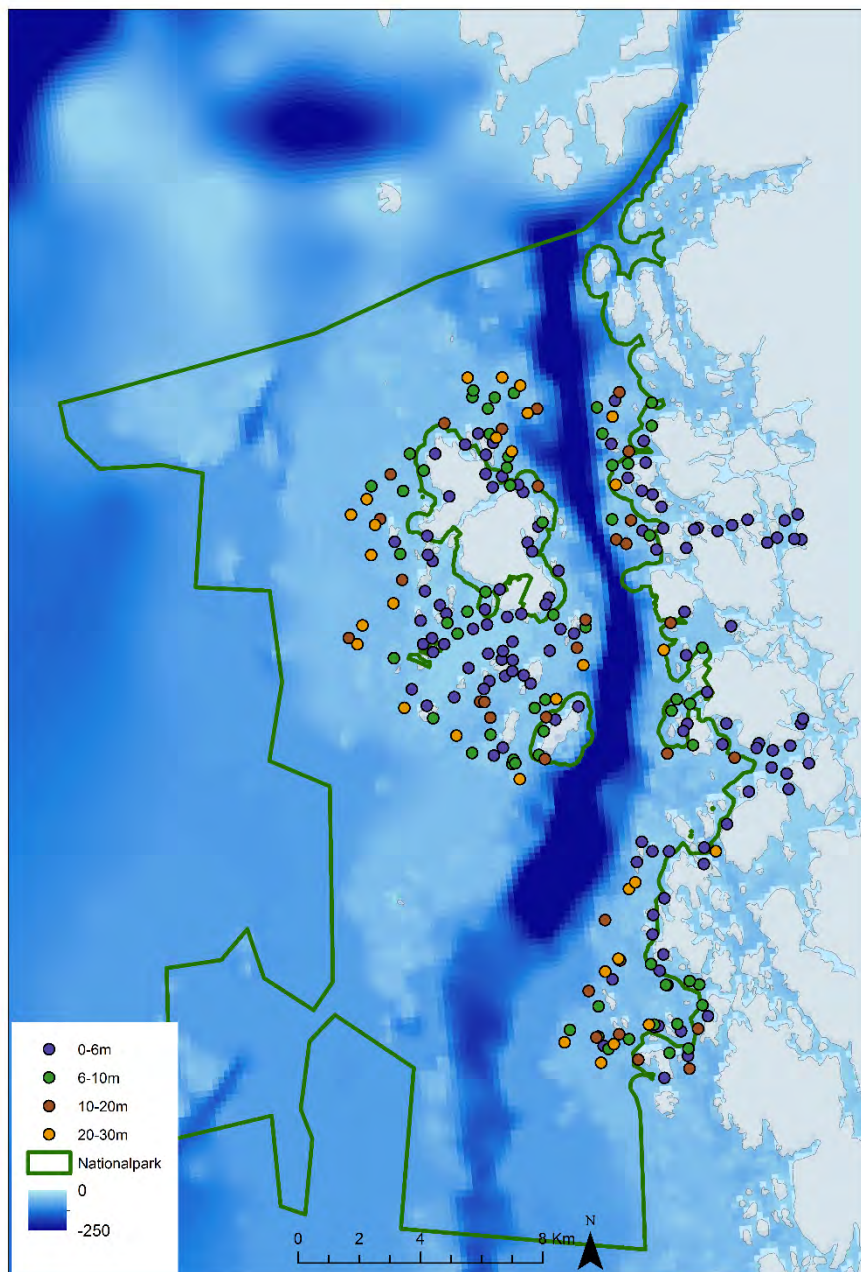
4.1. Provfiske grunda områden

Grunda botten provfiskades med småryssjor enligt standardiserad metodik (Andersson m.fl., 2013; Pihl m.fl., 2013; Bergström & Karlsson, 2016). Ryssjorna kan användas i olika typer av miljöer i grunda områden (här: < 30 m) och fångar framför allt bottennära och bottenlevande arter (Bergström m.fl., 2013). Fiskestationerna stratifierades enligt djup och vågexponering för att täcka in variationen i yttre miljöförhållanden och ge ett underlag för modellering av viktiga fiskhabitat. I samband med ryssjefisket dokumenterades även botten typ och vegetation på fiskestationerna med hjälp av droppvideo (figur 2).



Figur 2. Några stillbilder från ryssjefiskets droppvideo: vitling (uppe till vänster), sjustrålig smörbult och botten (uppe till höger), torsk (nere till vänster) och krabbtaska (nere till höger).

Totalt fiskades 240 stationer som fördelades över nationalparksområdets inre och yttre delar, samt i det grunda skärgårdsområdet öster om parken. Merparten av stationerna ingick i Kosterhavets nationalpark, även om en del stationer utanför parkens gränser också ingick såsom t.ex. vid Nordkoster, vid Sydkoster och kring Ramsö, samt i grunda vikar och sund strax öster om parken mot fastlandssidan (figur 3). Stationerna placerades slumpmässigt inom fyra djupintervall. Inom djupintervallet 0–6 m fiskades 120 stationer, inom intervallet 6–10 m 60 stationer, och inom vardera av de djupaste intervallen 10–20 m och 20–30 m fiskades 30 stationer.



Figur 3. Karta över områden för provfiske med ryssjor inom- och utanför Kosterhavets nationalpark år 2015.

Ryssjorna som användes var 60 cm höga med 5 m ledarm, tre strutar, och en minsta maskstorlek av 11 mm i det yttersta huset (figur 4). Två ryssjor, sammanlänkade arm mot arm, användes på varje station och varje station fiskades under en natt. I djupintervallet 0–6 m slumpades stationer ut så att hälften av stationerna (60 st.) hamnade strandnära. För de strandnära stationerna sammankopplades

ryssjorna så att ena fångstarmen pekade in mot land, och ryssjeparet kopplades hus till arm. Vid vittjning registrerades fångsten av alla fiskar och större kräftdjur per art och längdgrupp om 1 cm, varefter fångsten återutsattes. Lufttryck, vindriktning och vindstyrka samt vattentemperatur i ytan registrerades vid läggning och vittjning. Siktdjup och vattentemperatur samt salthalt nära botten registrerades vid varje station vid vittjning. I tillägg filmades botten vid varje station vid läggning för senare analys av bottensubstrat och vegetation.



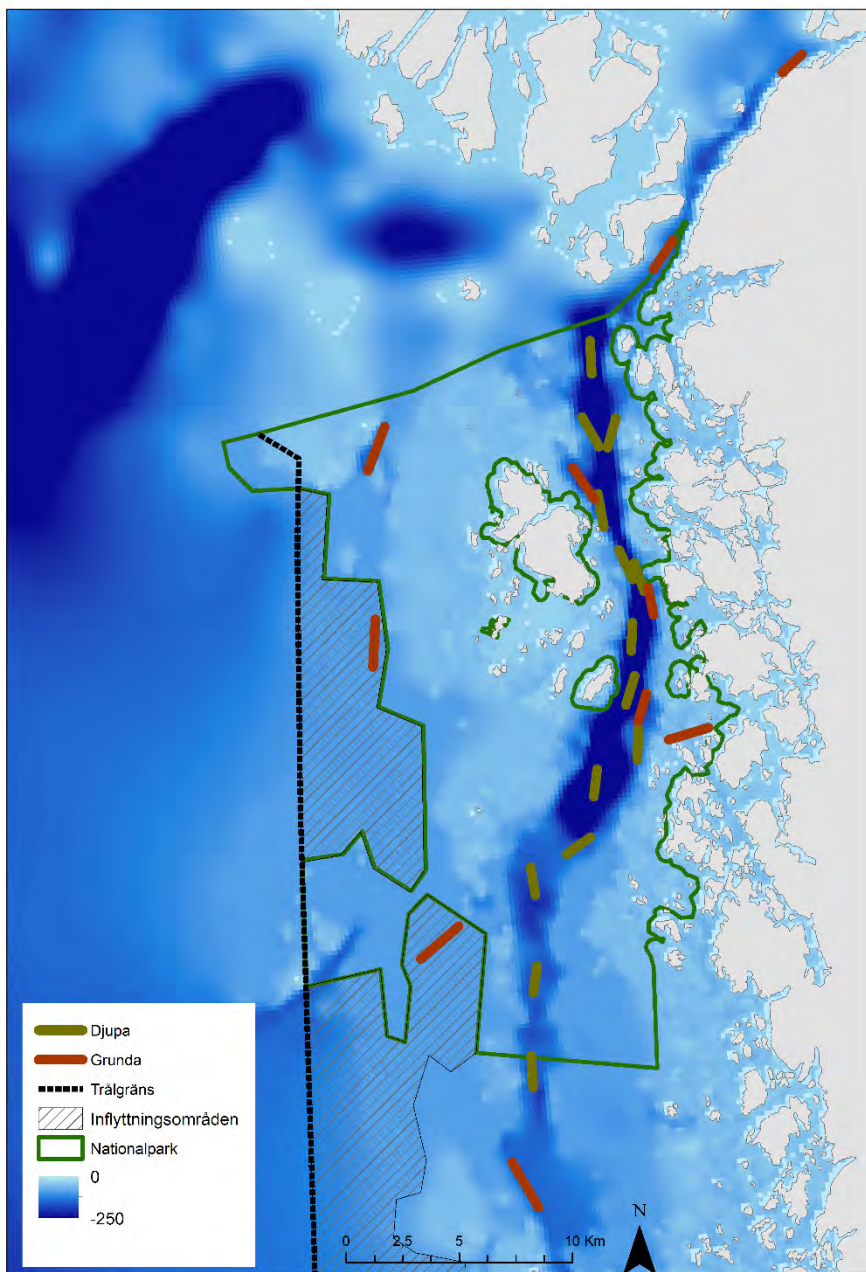
Figur 4. Station som fiskades med ryssja (uppe till vänster), ryssja under användning (uppe till höger), återutsatt äkta tunga (nere till vänster) och infångad rödspätta och några små torskar (nere till höger).

4.2. Provfiske djupa områden

Djupare bottenar inom intervallet 30–130 m provfiskades med den standardtrål som används vid kustprovtagningar av fiskbestånden i Västerhavet (God Havsmiljö del 3: Övervakningsprogram, www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2014-10-31-god-havsmiljo-2020---del-3.html). På de största djupen (> 130 m) där det idag förekommer ett småskaligt räkfiske utfördes provtagningen med inhyrd lokal fiskebåt inklusive besättning. Standardträlar för fiske i Kosterhavets nationalpark användes, men risten plockades bort för att kunna fånga fisk. Fångstens sammansättning dokumenterades av provtagare från SLU (figur 5). Omräkning av fångst mellan trälarna skedde genom att standardisera fångsten till svept yta, vilket beskrivs närmare längre ned i texten. Provtagningens fördelning i området begränsades av tillgängligheten till trålbara bottenar, både av aktsamhet gentemot känsliga bottenstrukturer och fiskeredskapen. Sammantaget genomfördes 25 tråldrag i Kosterhavet, de flesta innanför nationalparkens gränser, men ett fåtal drag gjordes även i områden strax utanför parken (figur 6).



Figur 5. Halning av trål (övre bilder) samt sortering av fisk och kräftdjur (nedre bilder).



Figur 6. Karta över områden som trålades inom- och utanför Kosterhavets nationalpark år 2015.

Djupintervallet 30–130 m provfiskades inom det ordinarie kusttrålprogrammet, där antalet lokaler kan variera något mellan olika år (God Havsmiljö del 3: Övervakningsprogram, www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2014-10-31-god-havsmiljo-2020---del-3.html). För 2015 gjordes fem tråldrag i Kosterhavet inom det ordinarie provtag-

ningsprogrammet. Därtill utökades provtagningen med fem extra tråldrag för denna undersökning, så att det totalt utfördes tio tråldrag mellan 30–130 m djup. De djupa områdena av Kosterhavet (> 130 m) provfiskades med 15 extra tråldrag under 2015. Dessa fördelades slumpvis i Kosterhavets djupa områden på djup från 123,5 m ner till 237 m djup.

Trålen som används i kusttrålprogrammet, och i de extra stationerna i djupintervallet 30–130 m, var av modell FiskeTrål-Norden. Denna fisketrål öppnar ca 3 m i höjddled vid trålning i 2.2 knop. Trålens bredd är 48–50 m på trålstationer vid djup större än 50 m. Storleken på maskan i det så kallade lyftet (*cod end*) är 16 mm (diagonalmaska). I de djupaste områdena (> 130 m) användes en så kallad Kostertrål utan artsortering med 35 mm maska i lyftet. Kostertrålen är en räktrål speciellt framtagen för fiske inom Koster-Väderöfjorden, med syfte att minimera negativ påverkan från bottentrålning på bottenfauna och fisk. Kostertrålens uppbyggnad är reglerad så att det i övertelnen får vara högst 38 m och i undertelnen högst 50 m mellan armarnas yttre ändar. Trålborden får ha en maximal vikt om vardera 350 kg och uppta en yta om maximalt 2,7 m². Trålen får endast dras som singeltrål och den minsta tillåtna maskan i lyftet är 35 mm. Risten får inte understiga 1,5 m med ett maximalt spaltavstånd på 19 mm och vinkeln mellan rist och horisontalplanet får inte överstiga 50 grader. Vid provtrålningarna i Kosterhavet plockades dock risten bort för att kunna fånga fisk.

4.3. Jämförelse med andra områden

Fisksamhället i Kosterhavet har inte undersökts med ryssjor tidigare, vilket gjorde det svårt att hitta andra data att jämföra 2015 års provfiskeresultat med. Det finns heller inga omfattande data från närliggande områden, i synnerhet inte från samma år. Som mest snarlika jämförelseområden för ryssjefisket, givet dessa begränsningar, valde vi två någorlunda likartade havsområden från svenska Västkusten för vilka det finns data för djup grundare än 10 m. Det ena området är Gåsö- och Kornöskärgården utanför Lysekil som inventerades 2008 (Lingman m.fl., 2009) och det andra är Marstrandsfjorden som inventerades 2012 (Pihl m.fl., 2013, Bergström m.fl., 2016). Eftersom dessa provfisken utförts under andra år än 2015 går det dock inte att väga in eventuell mellanårsvariation i analysen för att uttala sig om hur stor del av skillnaderna mellan studier som beror på skillnader i tid. För att stärka jämförelserna har även data från ryssjefisken från 0–5 m djup utförda i Älgöfjorden under åren 2002–2015 inkluderats. Älgöfjorden gränsar till Marstrandsfjorden och ingår som ett delområde i den samordnade långsiktiga övervakningen av kustfisk (Ahlbeck Bergendahl m.fl., 2015). Vi har också inkluderat

motsvarande data från kustfiskövervakningen i Fjällbacka som ligger i Tanums kommun i Bohuslän (1998–2015, Ericson m.fl., 2016). Variabler som jämfördes mellan områden för ryssjefiskets del var totalantal individer fisk och kräftdjur, totalantal av strandkrabba, gulål, gråsej, torsk, vitling, skärsnultra och stensnultra, samt storleksfördelning av torsk.

I den delstudie av Kosterhavets fiskfauna som gäller provtagning med trål ingår jämförelser med två andra områden och med fokus på ett urval av kommersiellt viktiga fiskarter och fiskarter som är upptagna på den Svenska rödlistan (ArtData-banken, 2016). Fiskarterna som jämfördes mellan områdena var: vitling, torsk, kolja, gråsej, rödspätta, rödtunga, havsmus, pigghaj, blåkäxa, klorocka och knaggrocka. Områden som Kosterhavet jämfördes med var övriga Bohuskusten som provtrålas i det svenska kusttrålprogrammet, samt det segment av utsjön i Skagerrak som provtrålas av Sverige inom International Bottom Trawl Survey (IBTS). Detta provfiske utförs av SLU enligt internationell standard (ICES, 2015²).

I kusttrålprogrammet längs svenska västkusten trålas lokaler från Singlefjorden i norr till Kungsbackafjorden i söder under september månad. I denna rapport används jämförelsedata från de lokaler i kusttrålprogrammet som ligger närmast kusten, innanför den nya trålgränsen om 4 nm från baslinjen i perioden 2002–2015, inklusive Gullmars- och Havsstensfjorden. I denna rapport benämns detta jämförelseområde som "övriga Bohuskusten". I Gullmarsfjorden bedrivs botten-trålning efter räka precis som i Kosterhavet, men med färre båtar. Både Gullmars- och Havstensfjorden är områden som anses hysa minimerade lokala bestånd av torsk (Svedäng m.fl., 2004; Sköld m.fl., 2011). Eftersom den nya trålgränsen etablerades 2004, inleds tidsserien med två år då trålning var tillåtet i mer kustnära områden, in till 2 nm från baslinjen. I kusttrålprogrammet används från och med 2013 en trål av typen FiskeTrål-Norden med 16 mm diagonalmaska i lyftet; tidigare användes en kräfttrål med 70 mm diagonalmaska i lyftet.

I provtagningen av utsjöområdena i Skagerrak under det tredje kvartalet trålas lokaler från den Bohuslänska kusten (minst 4 nm från baslinjen) ut till en tänkt linje mellan Kristiansand i Norge och Limfjordens utlopp på Danmarks nordvästkust. I utsjöområdena används en sillbotten-trål av typen GOV (Grande Ouverture Verticale) med 20 mm diagonalmaska i lyftet (ICES, 2012). Jämförelsen med utsjön

2

[http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/ICES%20Survey%20Protocols%20\(SISP\)/SISP%2010%20-%20Manual%20for%20the%20International%20Bottom%20Trawl%20Surveys%20-%20Revision%20IX.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/ICES%20Survey%20Protocols%20(SISP)/SISP%2010%20-%20Manual%20for%20the%20International%20Bottom%20Trawl%20Surveys%20-%20Revision%20IX.pdf)

i Skagerrak bygger på antagandet att trålfångsterna kan räknas om till kg fångad fisk per km² trots att fiskeredskapen (trålarna) skiljer sig mellan områdena och även fångsteffektiviteten för olika arter och storlekar av fisk i trålarna kan vara annorlunda. Eventuella skillnader och likheter i fångst mellan områdena skall därför betraktas med viss försiktighet. Detsamma gäller för jämförelser mellan de två djupintervallen 30–130 m och >130 m inom Kosterhavet, eftersom dessa djupintervall har provtagits med olika typer av bottentrål.

4.4. Analys

Fångstdata från ryssjefiskena och från trålningarna sammanställdes i figurer och tabeller för att ge en beskrivning av situationen i Kosterhavet 2015 och relaterades även i mån av möjlighet till tidigare provfiskeri som utförts i Skagerrak och längs övriga Bohuskusten.

4.4.1. Fångst per ansträngning per art för trålfisket

För att få fram jämförbara mått på mängden fångad fisk från olika djup, olika trålar och olika områden räknades fångsterna om till kg fångad fisk per km². Detta gjordes genom att med hjälp av båtens hastighet, den trålade tiden och trålens dimensioner beräkna hur stor yta trålen fiskade av vid varje tråldrag.

För varje tråldrag beräknades den bredd (så kallad wing spread) som trålen fiskar ut. För att göra detta måste hänsyn tas till trålarnas olika dimensioner enligt formeln:

$$\text{Wing Spread} = \frac{\text{Ground Gear Length} \times \text{Door Spread}}{(\text{Sweep Length} + \text{Bridle Length}) + \text{Ground Gear Length}}$$

Sweep-, *Bridle*- och *Ground Gear Length* är konstanta för varje trål. *Door Spread* är inte konstant utan varierar mellan olika tråldrag och även under tråldragets gång, och mäts med hjälp av sensorer. I vissa fall, om trålens sensorer inte fungerat, saknades värde för *Door Spread*, och då användes ett medelvärde för alla tråldrag.

Längden på tråldraget beräknas utifrån trålens hastighet över botten samt tråldragets varaktighet (som regel 15–30 min). Tillsammans ger tråldragets bredd och

längd den trålade ytan. Fångsten av fisk räknades upp till genomsnittlig vikt eller antal per km² trålad yta.

Vid jämförelser av fångst från trålning i Kosterhavet med andra områden (övriga Bohuskusten och Skagerrak) över tid användes Wilcoxon test (där data från olika år sattes in som replikat), eftersom alla antaganden för parametriska tester inte kunde uppfyllas.

4.4.2. Analys av artsammansättning med multivariata metoder

Likheter i artsammansättning mellan olika djup för ryssjefiske och för tråldrag undersöktes med hjälp av multivariat ordination (Principal Coordinates Analysis; PCO). Likheten mellan stationer skattades med Bray-Curtis likhetsindex som tar ställning till dels vilka arter som är gemensamma för två stationer, dels hur vanliga olika arter är (Anderson m.fl., 2008). Analysen av ryssjefisken fokuserade på att identifiera skillnader mellan stationer från olika djupintervall (0–6 m, 6–10 m, 10–20 m, 20–30 m), medan analysen för tråldrag fokuserade på att hitta skillnader mellan tråldrag från 30–130 m och tråldrag från >130 m.

Ordinationen (PCO) identifierar stationer som basen av deras interna likheter i artsammansättning och ordnar sådana stationer som har likartad artsammansättning närmare varandra, medan stationer som har mer olika artsammansättning faller ut längre från varandra. Analysen görs i flera dimensioner men presenteras i en två-dimensionell graf, där positioneringen av stationer för denna undersökning tog hänsyn både till vilka arter som fanns på stationerna och hur stort antal (ryssjefiske) eller biomassa (tråldrag) det fanns av varje art. För att öka inflytandet av ovanligare arter, så att resultaten inte bara påverkas av de dominerande arterna, transformerades data med fjärderoten innan analys. Riktningen och intensiteten av korrelationer mellan olika arter och PCO-axlarna (de olika dimensionerna) visas med vektorer i själva ordinationen.

För att statistiskt testa om det fanns skillnader mellan olika, på förhand definierade grupper, såsom olika djup inom ryssjefisket och trålfisket, användes PERMANOVA enligt Anderson m.fl. (2008). Denna analys jämför variationen i antal och artsammansättning mellan olika stationer för att se om det finns en signifikant statistisk skillnad. För ryssjefiskets del utfördes analysen först genom en övergripande test och sedan genom parvisa tester mellan alla par av djupintervall (Anderson m.fl., 2008). För tråldata behövdes bara ett övergripande test, eftersom det bara fanns två grupper. Similarity percentages breakdown (SIMPER) användes sedan för trålragen för att identifiera vilka arter som bidrog mest till skillnaden

mellan olika djupintervall (Clarke, 1993). Denna analys kördes på ej transformerade data.

4.4.3. Analys av artmångfald med Shannons diversitetsindex

För att se på skillnader i artdiversitet mellan olika djup för både ryssjefiskesdata och tråldrag räknades ett diversitetsindex ut. Detta index var Shannon-Wiener (S-W) eller Shannons som är ett mått på artdiversitet som både tar hänsyn till hur många olika arter det finns och hur dominant dessa arter är vid en station (Shannon & Weaver, 1949; Spellerberg & Fedor, 2003). En station med tio olika arter där varje art utgör tio procent av den totala biomassen eller totala antalet individer har ett högre S-W diversitetsindex än ett område med samma antal arter men där en art utgör 90 % av den totala biomassen eller totala antalet individer. S-W index räknas ut enligt:

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

Där H' är S-W diversitetsindex, p_i är proportionen individer eller biomassa av en viss art och \ln den naturliga logaritmen. Genom att först multiplicera proportionen individer eller biomassa som en art utgör utav alla arter inom ett prov med den naturliga logaritmen av samma proportion och sedan summera detta över alla arter får man fram S-W diversitetsindex, H' . Vid rapporteringen anges vilken bas som använts för logaritmen, vilket i detta fall blir e för den naturliga logaritmen.

4.4.4. Habitatmodellering

För att göra heltäckande kartor över fiskars utbredning på grundare bottnar i Kosterhavet skapades statistiska modeller som beskriver fiskens fördelning i relation till olika förklarande variabler (djup, vågexponering, bottenkomplexitet och siktdjup). Prediktioner gjordes sedan i GIS för att få heltäckande kartor som visar utbredningen av viktiga fisk- och kräftdjursarter inom studieområdet, inklusive rödlistade arter. Liknande metodik har tidigare använts i flera sammanhang för att kartlägga utbredningen av livsmiljöer för fisk (till exempel Bergström & Fredriksson, 2009; Fredriksson m.fl., 2010; Sundblad m.fl., 2011; Le Pape m.fl., 2014) och används för att ta fram kartor över marina bevarandevärden som underlag för marin planering och förvaltning.

Habitatmodelleringen gjordes för fisk och kräftdjur som fångades i ryssjefisket. Den statistiska modelleringen har baserats på ett flertal statistiska metoder, så kallad ensemblemodellering, där resultaten från de olika modelleringsteknikerna slås samman till en "medelmodell" som man sedan kan ha som underlag för kartprediktioner. Fördelen med ensemblemodellering jämfört med att använda en enskild statistisk metod är att man kan kombinera styrkorna som erbjuds av flera konceptuellt olika modelleringsmetoder, och därmed få säkrare modeller och habitatkartor (Araújo & New, 2007). All modellering är gjord i statistikprogrammet R med hjälp av paketet BIOMOD2 (Thuiller m.fl., 2009). De fiskarter som testades var gråsej, gulål, grässnultra, skärsnultra, stensnultra, skrubbskädda, tånglake, vitling, rödspätta mindre och större än 11 cm samt torsk mindre och större än 20 cm. Rödspätta och torsk delades upp, eftersom det för dessa arter var tydligt att flera årsklasser fångats. Detta gjordes för att undersöka om förekomsten av olika årsklasser avspeglar olika habitatpreferens. De kräftdjursarter som modellerades var krabbtaska och strandkrabba. Vid den initiala modelleringsprocessen togs även modeller för lyrtorsk och hummer fram, men dessa hade för låga fångster för att tillåta byggande av tillförlitliga modeller. Som utvärderingsmått för artmodellernas tillförlitlighet användes ett AUC-värde. Detta sträcker sig mellan 0,5 till 1 och anger hur väl modellen predikterar förekomst av arten. En perfekt modell som predikterar alla värden rätt har ett AUC-värde på 1, medan en modell som betar sig helt slumpartat (det vill säga ger lika många falska positiva som sanna positiva värden) har ett AUC-värde på 0,5. Enligt Thuiller m.fl. (2009) klassas modeller med AUC-värde lägre än 0,7 som icke tillförlitliga, 0,7–0,8 som godkända och modeller med ett AUC-värde över 0,8 klassas som mycket bra. Under den initiala modelleringsprocessen testades ett flertal förklaringsvariabler. I de slutgiltiga modellerna användes enbart variabler som generellt visade på en stark koppling till utbredningen av arterna. Dessa förklaringsvariabler var djup, vågexponering, siktdjup samt bottenkomplexitet (ett mått på skillnaden i lutning mellan närliggande punkter).

Utöver de enskilda arterna modellerades även antalet fiskarter, antalet kräftdjursarter samt fångsten av mesopredatorer. Mesopredatorer är ett samlingsnamn för de fiskar i näringskedjan som återfinns mellan rovfiskar och växtätare. Den infångade mängden mesopredatorer i ett område kan ge en bild av fisksamhällets ekologiska funktion/status (Sundqvist & Tärnlund, 2015; Bergström m.fl., 2016). Vilka arter som ingår i de olika grupperna anges i appendix F. Då BIOMOD2 endast klarar av att hantera förekomstdata, modellerades dessa variabler med hjälp av Generella Additiva Modeller i paketet mgcv (Wood, 2006) i R som kan hantera abundansdata. Modellvalet, d.v.s. vilka variabler som ingick i de slutgiltiga modellerna, baserades på att samtliga förklaringsvariabler skulle vara signifikanta samt på mo-

dellens förklaringsgrad. Den modell med högst förklaringsgrad och där samtliga förklaringsvariabler var signifikanta valdes.

5. Resultat

5.1. Omgivningsdata och fångster i ryssjefisket

Provfisket med ryssjor utfördes under perioden 11–21 augusti, 2015. Samtliga stationer kunde fiskas utan störningar. Vattnets medeltemperatur i ytan var knappt 18 °C, vinden var mellan svag och frisk, med övervägande sydlig riktning. Vattnets temperatur vid redskapen varierade mellan 14,2 och 19,7 °C, med medelvärden för de olika djupintervallen mellan 16,2 och 18,1 °C (tabell 1). Skillnaden mellan intervallen ner till 20 m var liten. Medeltemperaturen var sedan lite lägre inom det djupaste intervallet, 20–30 m. Salthalten var lägst i de två grundaste djupintervallen, kring 23 psu, och sedan högre i de två djupare intervallen mellan 10–20 m (25 psu) och mellan 20–30 m (27 psu). I de djupare intervallen var också variationerna mellan stationerna högre. Siktdjupet varierade mellan 4 och 14,5 m, med ett genomsnitt på 10 m (tabell 1).

Tabell 1. Omgivningsdata från provfisket med ryssjor utfört under perioden 11–21 augusti 2015.

Variabel	Intervall	Medel	Minimum	Maximum
Temperatur (yta)	strata 0–6 m	18,1	16,9	19,7
	strata 6–10 m	17,9	16,9	18,6
	strata 10–20 m	17,4	15	18,6
	strata 20–30 m	16,2	14,2	18
Salthalt (psu botten)	strata 0–6 m	23,4	22	26,6
	strata 6–10 m	23,2	22,2	25
	strata 10–20 m	24,6	22,7	30,3
	strata 20–30 m	27,4	23,1	31,9
Siktdjup (m)	samtliga stationer	10	4	14,5

Fångsten i provfisket med ryssjor (240 stationer) uppgick till drygt 5 500 fiskar (tabell 2) och drygt 5 700 individer av kräftdjur (tabell 3). Framför allt karakteriserades fiskfångsten av en hög förekomst av stensnultra och skärsnultra. Övriga vanligt förekommande fiskarter var torsk, gulål, vitling, gråsej, grässnultra, röt-simpa, svart smörbult, rödspätta, oxsimpa och skrubb-skädda. Bland kräftdjuren var speciellt strandkrabban talrik (med över 5 300 individer), medan 275 individer av krabbtaska fångades. Sammanlagt observerades i ryssjorna 28 fiskarter och tio

taxa av kräftdjur (vissa kräftdjur bestämdes inte till artnivå). Bland de fem vanligaste fiskarterna fanns tre rödlistade arter; gulål (akut hotad), torsk (sårbar) och vitling (sårbar; ArtDatabanken, 2016). En annan akut hotad art, lyrtorsk, påträffades det totalt fyra individer av.

Tabell 2. Totalantal fiskar i ryssjefisket i Kosterhavet i olika djupintervall (ordnat enligt totalantal individer och art från den vanligaste till den ovanligaste arten). Notera att det är olika antal stationer som fiskats vid de olika djupen.

Fiskar Svenskt namn (vetenskapligt namn)	Djup 0–6 m (120 stationer)	Djup 6–10 m (60 sta- tioner)	Djup 10–20 m (30 sta- tioner)	Djup 20–30 m (30 sta- tioner)	Status rödlista
Stensnultra (<i>Ctenolabrus rupestris</i>)	704	999	204	21	Livskraftig
Skärsnultra (<i>Symphodus melops</i>)	1 528	244	6	0	Livskraftig
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	315	181	31	1	Sårbar
Gulål (<i>Anguilla anguilla</i>)	227	5	0	0	Akut hotad
Vitling (<i>Merlangius merlangus</i>)	48	147	5	0	Sårbar
Gråsej (<i>Pollachius virens</i>)	40	109	37	2	Livskraftig
Grässnultra (<i>Centrolabrus exoletus</i>)	4	123	33	0	Livskraftig
Rötsimpa (<i>Myoxocephalus scorpius</i>)	57	36	6	1	Livskraftig
Rödspätta (<i>Pleuronectes platessa</i>)	52	13	2	0	Livskraftig
Svart smörbult (<i>Gobius niger</i>)	41	22	4	0	Livskraftig
Oxsimpa (<i>Taurulus bubalis</i>)	35	24	2	0	Livskraftig
Skrubbskädda (<i>Platichthys flesus</i>)	55	4	2	0	Livskraftig
Tånglake (<i>Zoarces viviparus</i>)	40	3	2	0	Livskraftig
Femtömmad skärlånga (<i>Ciliata mustela</i>)	25	12	0	0	Livskraftig
Blågylda (<i>Labrus mixtus</i>)	1	12	7	1	Livskraftig
Berggylda (<i>Labrus bergylta</i>)	8	4	1	0	Livskraftig
Äkta tunga (<i>Solea solea</i>)	11	1	1	0	Livskraftig
Randig sjökock (<i>Callionymus lyra</i>)	0	0	3	4	Livskraftig
Lyrorsk (<i>Pollachius pollachius</i>)	1	3	0	0	Akut hotad
Bergskädda (<i>Microstomus kitt</i>)	0	3	0	0	Livskraftig
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	3	0	0	0	Livskraftig
Sandskädda (<i>Limanda limanda</i>)	1	1	0	0	Livskraftig
Slätvar (<i>Scophthalmus rhombus</i>)	1	1	0	0	Livskraftig
Paddtorsk (<i>Raniceps raninus</i>)	0	1	0	0	Livskraftig
Piggvar (<i>Psetta maxima</i>)	0	1	0	0	Livskraftig
Större kantnål (<i>Syngnathus acus</i>)	1	0	0	0	Livskraftig
Tejstefisk (<i>Pholis gunnellus</i>)	1	0	0	0	Livskraftig
Tungevar (<i>Arnoglossus laterna</i>)	0	1	0	0	Livskraftig
Fiskar totalt	3 199	1 950	346	30	

Tabell 3. Totalfångst av kräftdjur i ryssjefisket i Kosterhavet på olika djupintervall (ordnat enligt totalantal individer och art från den vanligaste till den ovanligaste arten). Notera att olika antal stationer har fiskats vid de olika djupen.

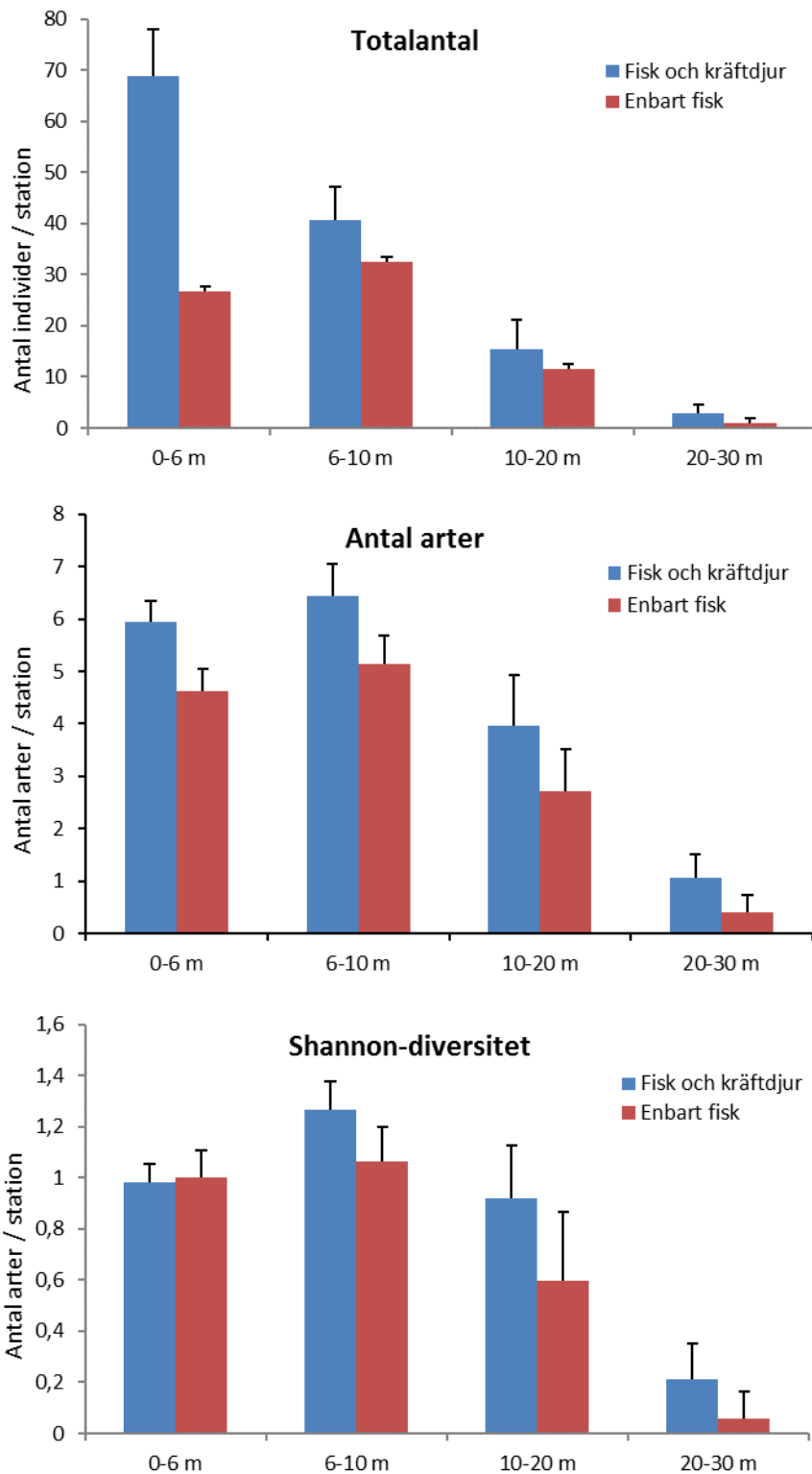
Kräftdjur Svenskt namn (vetenskapligt namn)	Djup 0–6 m (120 prov)	Djup 6–10 m (60 prov)	Djup 10–20 m (30 prov)	Djup 20–30 m (30 prov)	Status rödlista
Strandkrabba (<i>Carcinus maenas</i>)	4 954	347	48	0	Livskraftig
Krabbtaska (<i>Cancer pagurus</i>)	78	116	37	44	Livskraftig
Blåklod simkrabba (<i>Liocarcinus depurator</i>)	5	14	19	5	Livskraftig
Tångräka (<i>Palaemon/Eualus</i>)	23	0	0	0	Livskraftig
Eremitkrabba (<i>Anapagurus/Pagurus</i>)	8	0	1	0	-
Hummer (<i>Homarus gammarus</i>)	0	5	2	0	Livskraftig
Maskeringskrabba (<i>Hyas coarctatus</i>)	0	0	1	4	Livskraftig
Trollhummer (<i>Galathea/Munida</i>)	0	0	3	1	Livskraftig
Spindelkrabba (<i>Inachus</i> spp.)	0	2	1	0	Ej tillämplig
Porslinskrabba (<i>Pisidia longicornis</i>)	0	0	2	0	Livskraftig
Kräftdjur totalt	5 068	484	114	54	

5.1.1. Fångst per art

Fångsten kvantifierades som antal individer per art per ansträngning (två ryssjor sammanlänkade per station och natt, se kapitel 2.1 Provfiske grunda områden). Totalantalet individer av fisk och kräftdjur per station minskade successivt med djupet från i medeltal nästan 70 individer på 0–6 m djup, till drygt 40 individer på 6–10 m djup till 15 respektive tre individer på 10–20 m och 20–30 m djup. Totalantalet fisk var i medeltal kring 30 individer i de två grundare djupintervallen, knappt tolv individer inom 10–20 m djup och endast en individ i medeltal per station på 20–30 m djup (figur 7).

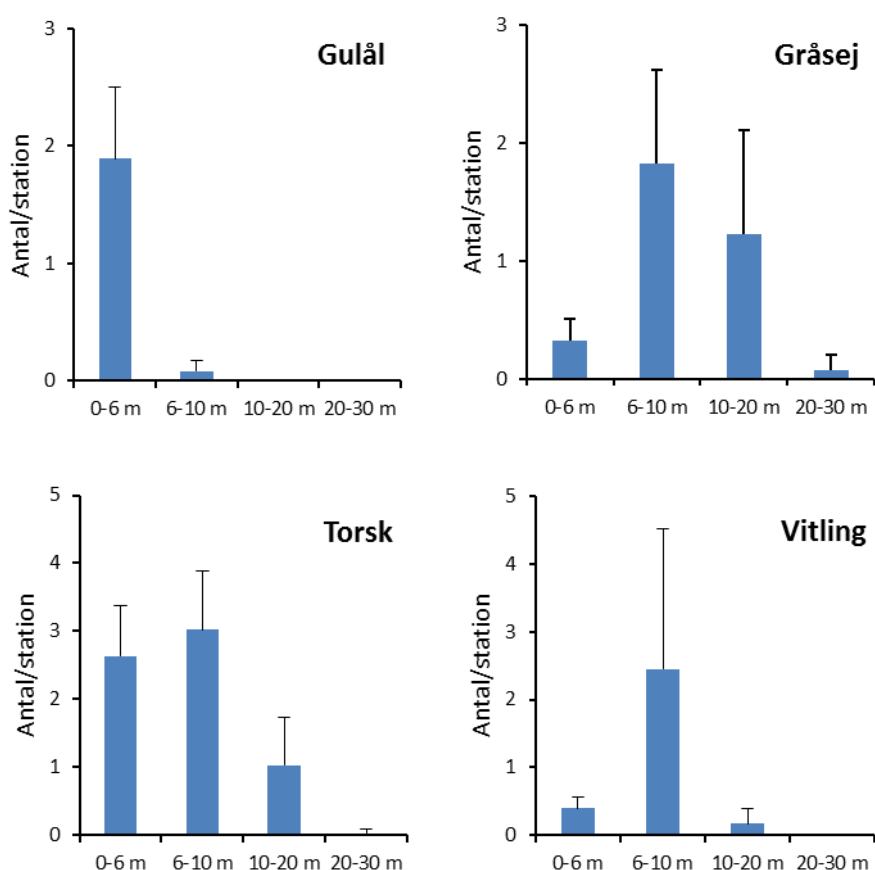
Det totala antalet arter kräftdjur och fiskar per station skilde sig inte i någon väsentlig grad mellan de två översta djupintervallen på 0–6 m och 6–10 m (i medeltal omkring sex arter per station), men minskade sedan ner till 10–20 m (fyra arter) och 20–30 m (en art) djup. Sett till enbart fisk är de relativa skillnaderna mellan djupintervall likartade de för fisk och kräftdjur sammanräknat (figur 7).

Diversiteten av kräftdjurs- och fisksamhället enligt Shannons index var högst på 6–10 m djup, följt av 0–6 m och 10–20 m djup. Den var klart lägst på 20–30 m djup. Sett till enbart fisk var diversiteten likartad mellan de två grundaste djupintervallen, men sedan lägre på större djup (figur 7).

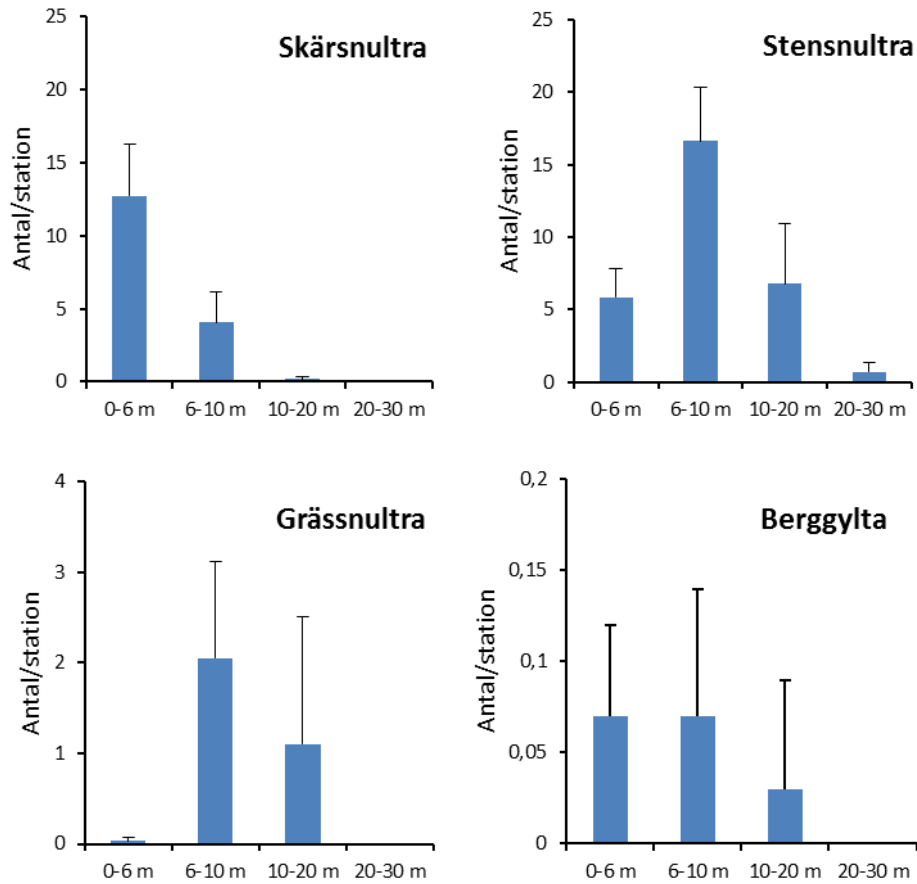


Figur 7. Medeltal + 95 % konfidensintervall för totala antalet individer, totalt artantal och Shannons diversitetsindex för kräftdjur och fisk sammantaget, samt enbart fisk i olika djupintervall vid provfiske med ryssjor i Kosterhavet.

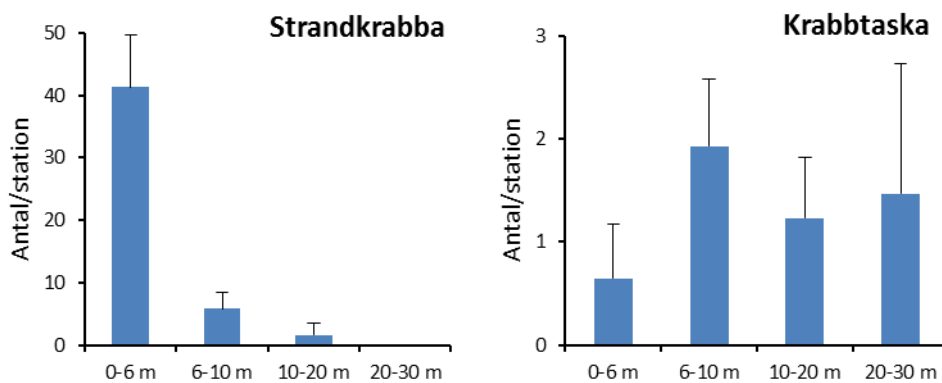
I de följande figurerna och tabellerna visas fördelningen av fångst per fiskeansträngning (medelantal + 95 % konfidensintervall per ryssjehus och natt) över olika djupintervall (0–6 m, 6–10 m, 10–20 m, 20–30 m djup) hos de sju vanligaste fiskarterna plus berggylta (som var ovanlig i området) samt för krabbtaska och strandkrabba. Arterna har grupperats så att resultaten för de kommersiella fiskarterna torsk, vitling, gråsej och gulål visas först (figur 8). Därefter visas resultaten för fyra arter av läppfisk (figur 9) och till sist resultaten för två olika arter av krabba (figur 10). Skillnader mellan olika djupintervall kan studeras genom att se om det är en överlappning i konfidensintervallen mellan staplar. Hos gulål, torsk, skärsnultra och strandkrabba ses en tendens till minskad fångst med ökat vattendjup. Gråsej, vitling, grässnultra och stensnultra har alla fångats mest på 6–10 m och i mindre utsträckning på 0–6 m djup (speciellt gråsej och grässnultra) och på 10–20 m djup (speciellt vitling). Av de vanligaste arterna var det endast krabbtaskan som förekom i några större antal på 20–30 m djup.



Figur 8. Medel + 95 % konfidensintervall för totala antalet individer för gulål, gråsej, torsk och vitling i olika djupintervall vid ryssjefiskena i Kosterhavet. Notera de olika skalorna på y-axlarna.



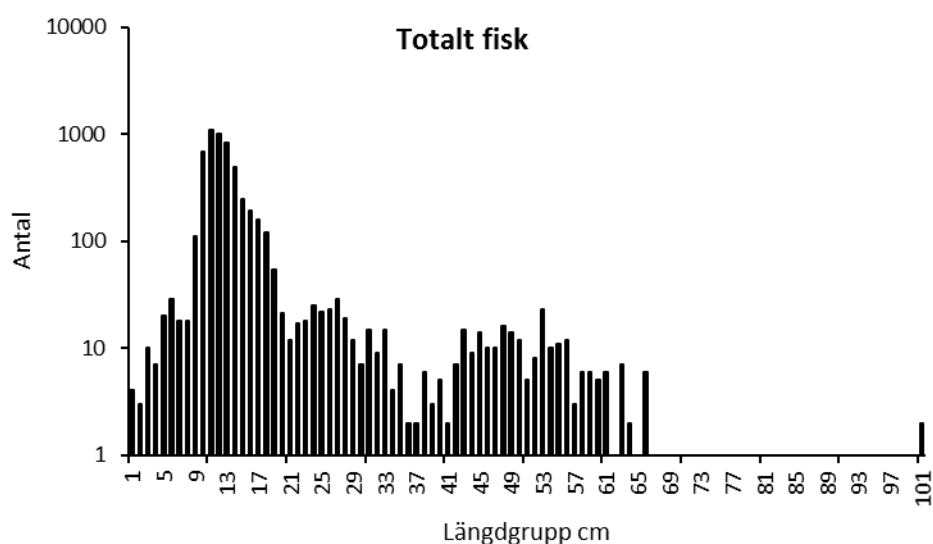
Figur 9. Medel + 95 % konfidensintervall för totala antalet individer av läppfiskarna skärsnultra, stensnultra, grässnultra och berggylta i olika djupintervall vid ryssjefiskena i Kosterhavet. Notera de olika skalorna på y-axlarna.



Figur 10. Medel + 95 % konfidensintervall för totala antalet individer av strandkrabba och krabbtaska i olika djupintervall vid ryssjefiskena i Kosterhavet. Notera de olika skalorna på y-axlarna.

5.1.2. Storleksfördelning i ryssjefisket

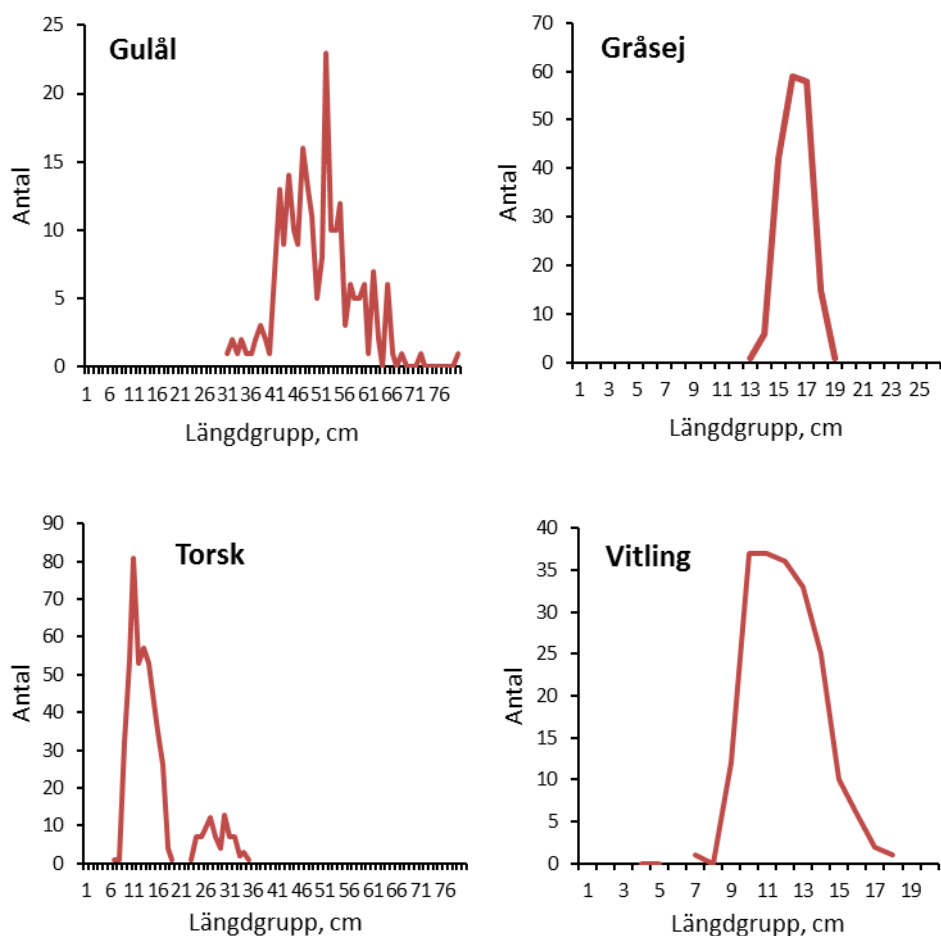
Små storleksklasser dominerade i fångsten med ryssjor, medan stora fiskar nästan saknades helt (figur 11). För de kommersiella fiskarterna gråsej, torsk och vitling dominerade småvuxna individer starkt (figur 12). De flesta av dessa fiskar befann sig baserat på sin storlek under sitt första eller andra levnadsår. Enstaka något större individer förekom av gråsej och torsk. För gulålens del var de flesta individerna mellan 40 och 65 cm, även om ett fåtal både mindre och större individer förekom (figur 12). Övriga fiskarter, t.ex. de dominerande arterna stensnultra och skärsnultra, hade en jämn storleksfördelning, med de flesta fångade individerna inom storleksintervallen 8–13 cm (stensnultra) och 9–16 cm (skärsnultra; figur 13). Kräftdjuren strandkrabba och krabbtaska hade de flesta individerna inom intervallen 2–7 cm för strandkrabba och 4–17 cm för krabbtaska (figur 14).



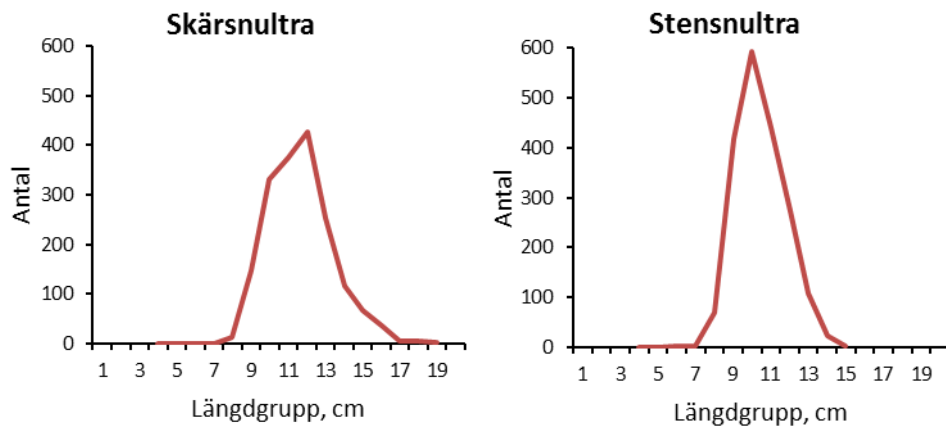
Figur 11. Antal individer per storleksklass totalt sett (från ryssjefisket, notera den logaritmiska skalan på y-axeln).

Förekomst av stora individer kan användas för att indikera fisksamhällets miljöstatus på så sätt att låga värden i fisksamhällen som domineras av kommersiella arter ofta indikerar ett högt fisketryck (OSPAR, 2010; Havs- och vattenmyndigheten, 2012; SLU Aqua, 2012). I materialet från Kosterhavet var 95 % av individerna mindre än 30 cm (figur 11). Endast 5 % var således större än 30 cm och 4 % var större än 40 cm. Siffran är likartad den från Stigfjorden 2012, där 96 % av fiskarna var mindre än 30 cm inom motsvarande djupintervall, omkring 4 % var större än 30 cm och 3 % större än 40 cm (Andersson m.fl., 2013).

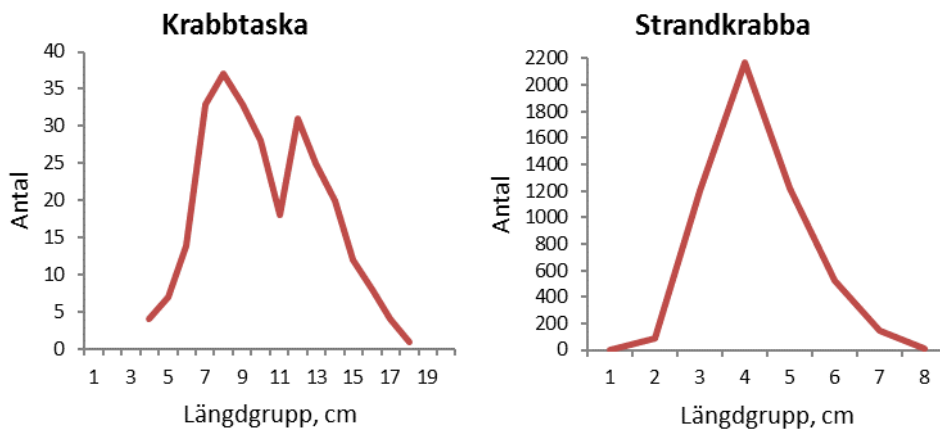
Hos torsk var 7,4 % av individerna större än 30 cm (figur 12). Endast 1,1 % (6 st.) av individerna var större än 37 cm, vilket är en ungefärlig medelskattning av torskens längd vid könsmogen ålder. Merparten av torsken, omkring 83 % var mindre än 18 cm, vilket kan anses motsvara årsyngel. Sammantaget över alla områden sågs två toppar i längdfördelningen, en som representerade torsk mindre än 18 cm och en annan torsk mellan 24 och 32 cm (figur 12).



Figur 12. Antal individer per storleksklass i ryssjefisket för de kommersiellt viktiga arterna gulål, gråsej, torsk och vitling. Notera att skalorna på både x- och y-axlarna varierar mellan de olika arterna.



Figur 13. Antal individer per storleksklass i ryssjefisket för skärsnultra och stensnultra.

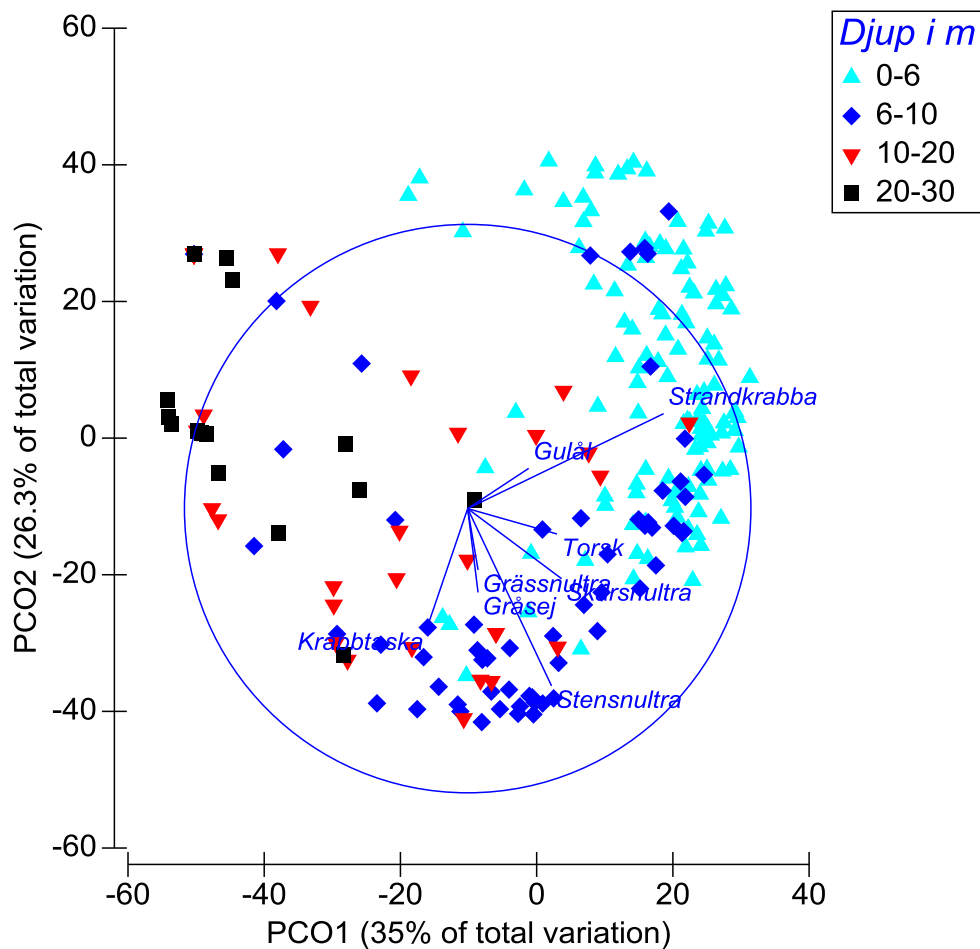


Figur 14. Antal individer per storleksklass i ryssjefisket för krabbtaska och strandkrabba. Notera de olika skalorna på både x- och y-axlarna.

5.1.3. Artsammansättning enligt ryssjefiskena

Den multivariata PCO-ordinationen på fjärderotstransformerade data visade en successiv förändring i artsammansättning från grunt till djupare vatten (figur 15). Inritade artvektorer på basen av arternas korrelation med de två PCO-axlarna pekar mot den riktning i ordinationen där det fanns mest individer av just dessa arter. Speciellt gulål och strandkrabba kännetecknade grunda vatten på 0–6 m djup, medan torsk och skärsnultra karakteriserade vattendjup på 0–10 m och stensnultra, grässnultra och gråsej vattendjup på 6–10 m. Krabbtaskan var den enda arten vars förekomst ökade med större vattendjup (> 6 m). I det djupaste interval-

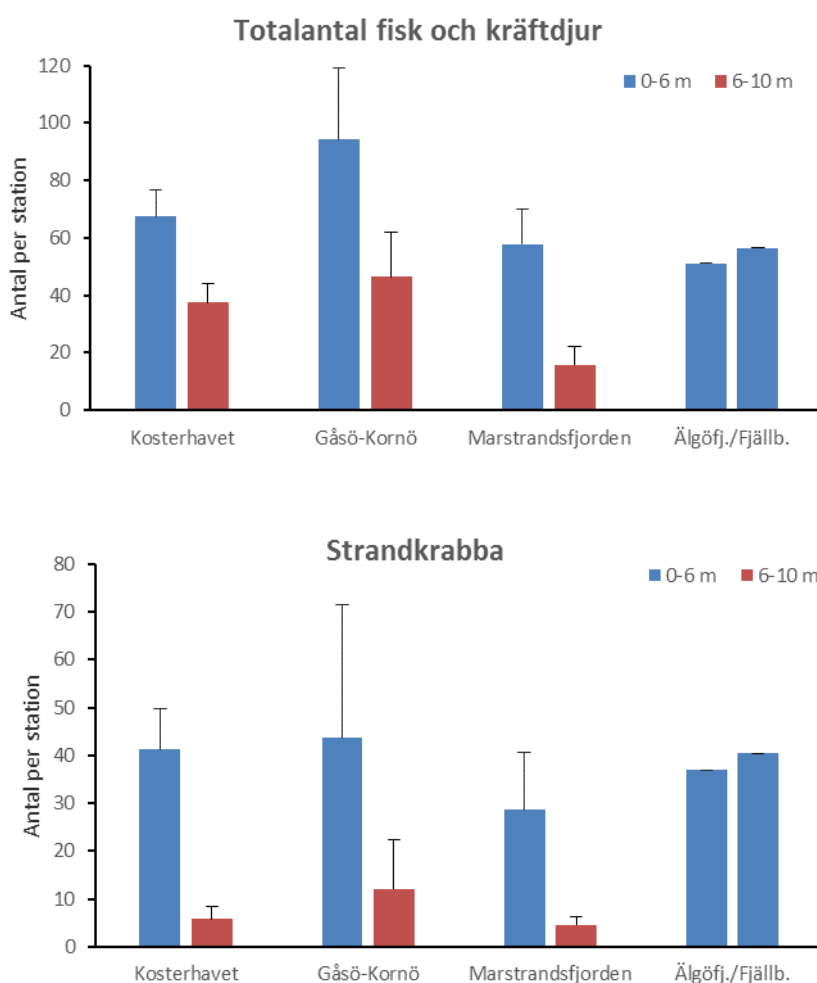
let (20–30 m) var förekomsten generellt låg för karaktärsarterna. Jämförelsen mellan djupintervall (PERMANOVA) visade att det fanns signifikanta skillnader i artsammansättning mellan samtliga djupintervall (p alltid $< 0,001$). Störst var skillnaderna mellan 0–6 m och 20–30 m och minst var skillnaderna mellan 6–10 m och 10–20 m.



Figur 15. PCO över fjärderotstransformerade artabundansdata för fisk och kräftdjur baserat på Bray-Curtis likheter mellan stationer från olika djupintervall i Kosterhavet. PCO1-axeln förklarar 35 % av den totala variationen, medan PCO2-axeln förklarar drygt 26 % av den totala variationen.

5.1.4. Jämförelse med andra områden

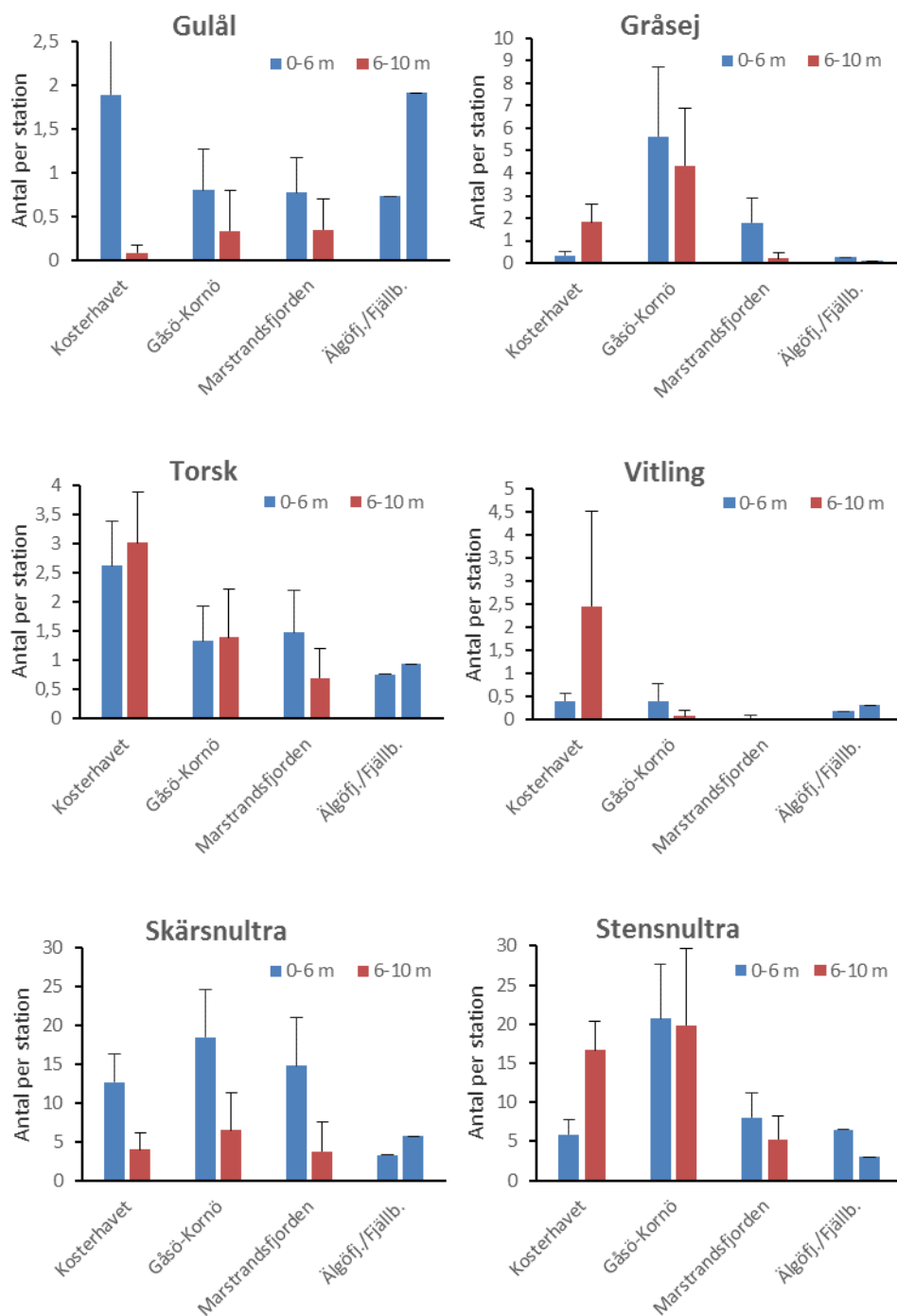
Resultaten från ryssjefiskerna i Kosterhavet från 0–6 och 6–10 m djup jämfördes med resultat från ryssjefisken i Gåsö-/Kornöskärgården 2008 (Lingman m.fl., 2009), Marstrandsfjorden 2012 (Andersson m.fl., 2013, Bergström m.fl. 2016), samt långtidsmedelvärden från Älgöfjorden 2002–2015 (Ahlbeck Bergendahl m.fl., 2015) och Fjällbacka 1998–2015 (Ericson m.fl., 2016) för 0–5 m djup. Inga tydliga skillnader förekom mellan de olika områdena, varken gällande total fångst eller för strandkrabban, som var den klart vanligaste arten i fångsten (figur 16).



Figur 16. Jämförelser av totalantalet individer av fisk och kräftdjur samt totalantal strandkrabba (medeltal + 95 % konfidensintervall) från ryssjefisken i Kosterhavet 2015, i Gåsö-/Kornöskärgården 2008 och i Marstrandsfjorden 2012. Längst till höger visas långtidsmedelvärdet från kustfiskövervakningen i Älgöfjorden 2002–2015 och Fjällbacka 1998–2015 (utan spridningsmått).

Inte heller de vanligaste fiskarterna i Kosterhavet, d.v.s. skärsnultra och stensnultra, eller gulål, gråsej, torsk och vitling, som också förekom någorlunda allmänt, uppvisade några tydliga skillnader vid jämförelser med närliggande områden i Västerhavet (figur 17).

Storleksfördelningen (längd) jämfördes för den totala fiskfaunan och för torsk mellan Kosterhavet 2015 och Marstrandsfjorden 2012 (från Andersson m.fl., 2013). Formen på längdfördelningskurvan var likartad för den totala fiskfaunan, medan det för torskens del fanns betydligt flera små individer och något färre stora individer i Kosterhavet 2015 än det gjorde i Marstrandsfjorden 2012 (se figurer 11–12 i denna rapport och figurer 11–12 i Andersson m.fl., 2013). Det är dock inte möjligt att uttala sig om detta beror på skillnader i årsklasstyrka eller skillnader mellan områden (eller bådadera).



Figur 17. Jämförelser av antalet individer av gulål, gråsej, torsk, vitling, skärsnultra och stensnultra (medeltal + 95 % konfidensintervall) från ryssjefisken i Kosterhavet 2015, i Gåsö-/Kornöskärgården 2008 och i Marstrandsfjorden 2012. Långtidsmedeltalet från kustfiskövervakningen i Älgöfjorden 2002–2015 och i Fjällbacka 1998–2015 är givna längst till höger som två skilda staplar. Notera de olika skalorna på y-axlarna.

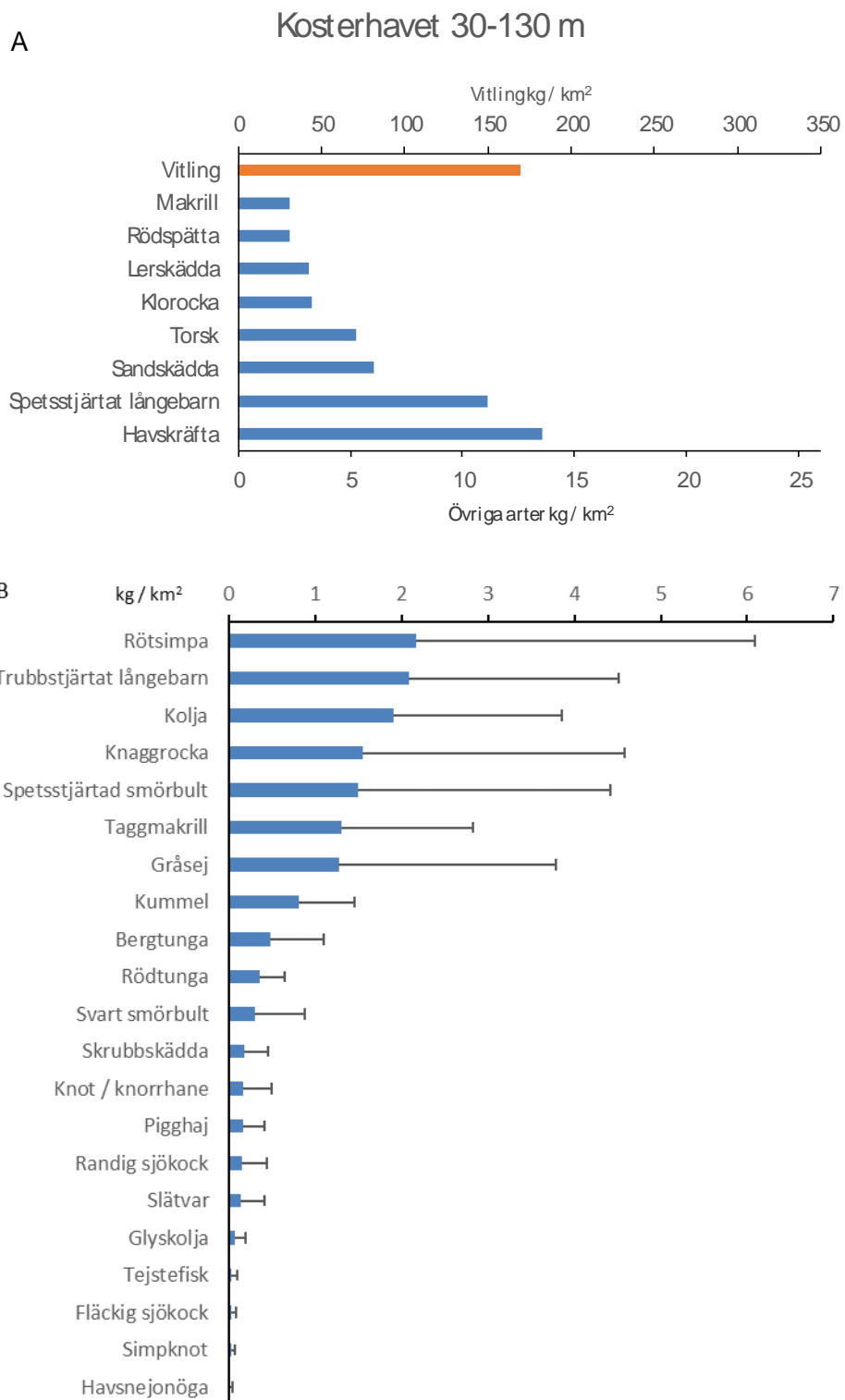
5.2. Fångster i trålfisket i djupare områden

5.2.1. Fångster på 30–130 m djup

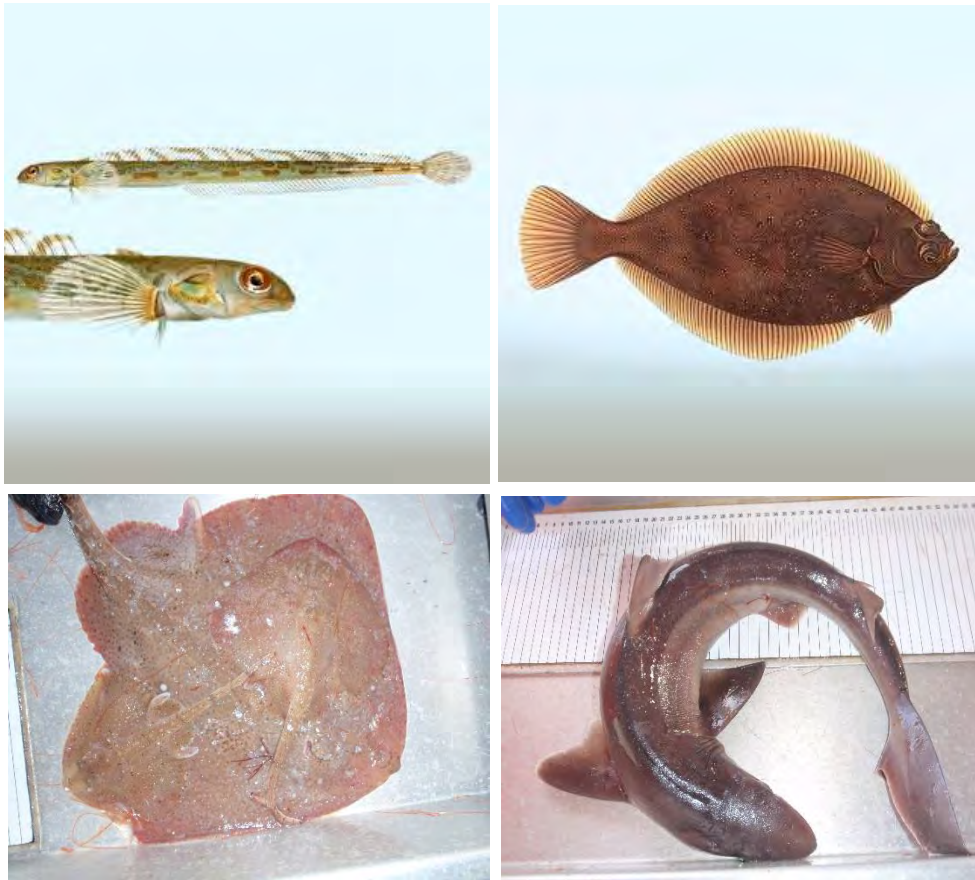
I provfisket med kusttrålningsmetodiken (30–130 m djup) fångades i genomsnitt 231 kg fisk och kräftdjur per km² (figur 18). Vitling dominerade helt i fångsten med i genomsnitt 169 kg/km². Spetslångebarn var den näst vanligaste fiskarten följt av sandskädda och torsk (figur 19). Den femte vanligaste arten var klorocka (figur 19). Dessutom fångades två andra arter av broskfiskar: pigghaj (figur 19) och knaggrocka. Den enda arten av kräftdjur som fångades var havskräfta men havskräftan utgjorde i sin tur den näst vanligaste arten. Totalt fångades 29 olika fiskarter på 30–130 m djup. Av dessa är åtta arter uppsatta på ArtDatabankens rödlista över hotade arter i Sverige (ArtDatabanken, 2016). De åtta rödlistade arterna var vitling, torsk, kolja, kummel, klorocka, pigghaj, knaggrocka och havsnejonöga (tabell 4).

Tabell 4. Rödlistade arter som fångades i trålragen på 30–130 m djup.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Noterad i antal tråldrag	Relativ förekomst (% av totalt antal tråldrag)	Rödlista (2016) Kategori
Pigghaj	<i>Squalus acanthias</i>	2	20%	Akut hotad (CR)
Klorocka	<i>Amblyraja radiata</i>	7	70%	Starkt hotad (EN)
Knaggrocka	<i>Raja clavata</i>	1	10%	Starkt hotad (EN)
Havsnejonöga	<i>Petromyzon marinus</i>	1	10%	Nära hotad (NT)
Kolja	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	6	60%	Sårbar (VU)
Kummel	<i>Merluccius merluccius</i>	4	40%	Sårbar (VU)
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	10	100%	Sårbar (VU)
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	10	100%	Sårbar (VU)



Figur 18. Trälad biomassa av olika fisk- och kräftdjursarter på 30–130 m djup (medeltal + 95 % konfidensintervall). Notera att vitling visas på en egen axel.

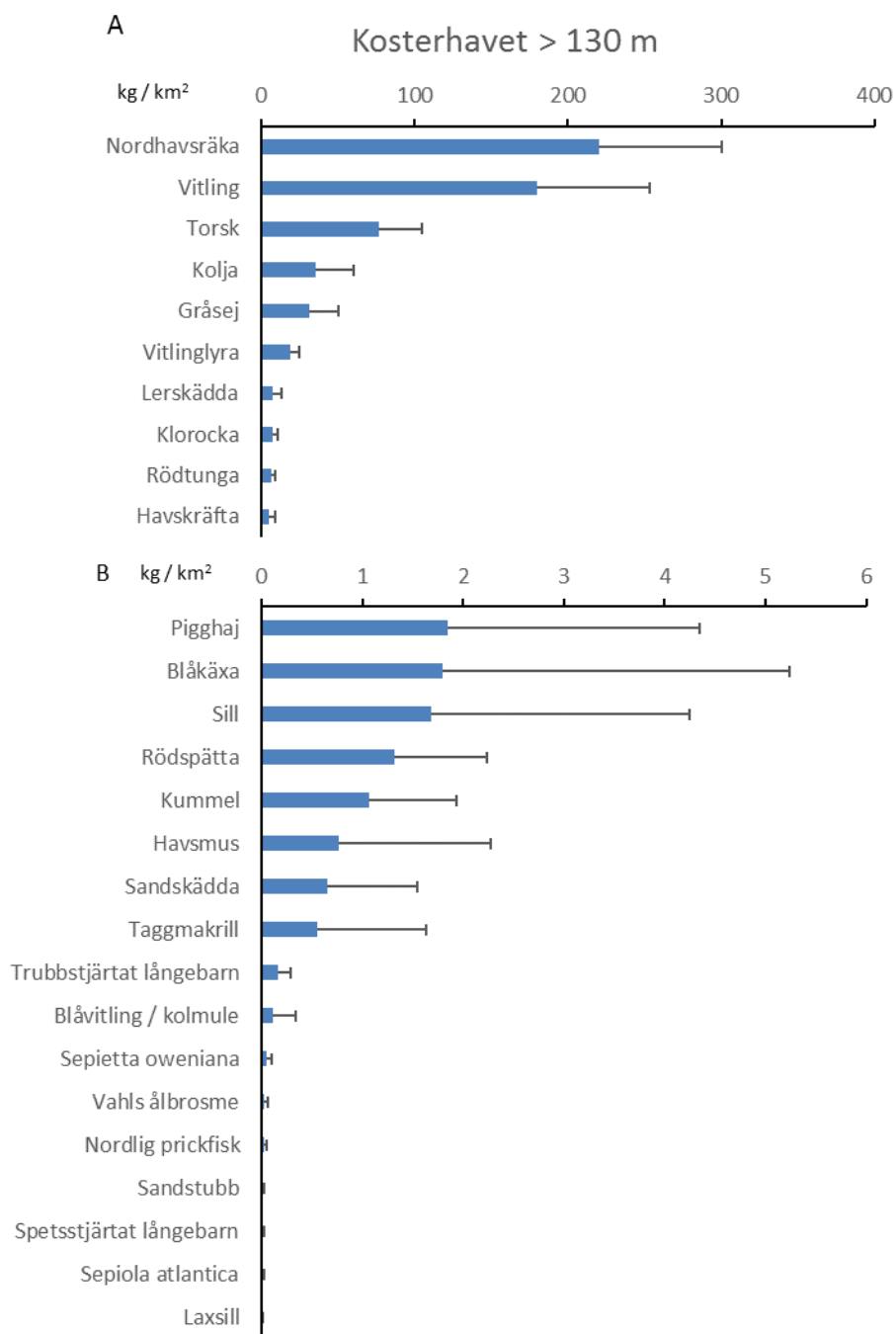


Figur 19. Spetslångebarn (uppe till vänster), sandskädda (uppe till höger), tre stycken klorockor (nere till vänster) och en pigghaj (nere till höger).

5.2.2. Fångster på > 130 m djup

Det fångades i genomsnitt 600 kg fisk, kräftdjur och bläckfiskar per km² på >130 m djup. Precis som i djupintervallet 30–130 m var vitling den vanligaste fiskarten i den djupaste delen (> 130 m) av Kosterhavet (figur 20). Efter vitling var torsk den näst vanliga fisken, följt av kolja och gråsej. De vanligaste plattfiskarna var lerskädda, rödtunga och rödspätta. Fyra arter broskfiskar påträffades: klorocka, pigghaj, blåkäxa och havsmus. Bland kräftdjuren dominerade nordhavsräkan, som även var totalt sett den organism som det fångades mest av (figur 21). Det fångades två arter av bläckfiskar: *Sepiola atlantica* och *Sepietta oweniana* (utan kända svenska namn). Av de totalt 23 fiskarterna är åtta uppsatta på Artdatabankens rödlista över hotade arter i Sverige (ArtDatabanken, 2016). Dessa åtta arter inkluderar vitling, torsk, kolja, kummel, klorocka, pigghaj, blåkäxa och havsmus (tabell 5). För fångst av antal individer, se appendix A, figur A1. För fångstplatser för rödlistade arter inom trålfisket i Kosterhavet, se appendix B, figurer B1– B9.

Biomassan i de djupa trålade delarna var nästan tre gånger högre än i intervallet 30–130 m. Om fångst av räka undantas, som var en dominerande art på de djupa bottenarna, och samtidigt havskräfta undantas från det grunda intervallet, kvarstår fortfarande ca dubbelt så hög biomassa i det djupare delområdet.



Figur 20. Trålad biomassa av olika fisk- och kräftdjursarter på > 130 m djup (medeltal + 95 % konfidensintervall).

Tabell 5. Rödlistade arter som fångades i de djupaste tråldragen (> 130 m).

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Noterad i antal tråldrag	Förekomst i andel av totalt antal tråldrag	Rödlista (2016) Kategori
Pigghaj	<i>Squalus acanthias</i>	2	13%	Akut hotad (CR)
Havsmus	<i>Chimaera monstrosa</i>	1	7%	Starkt hotad (EN)
Klorocka	<i>Amblyraja radiata</i>	13	87%	Starkt hotad (EN)
Blåkäxa	<i>Etmopterus spinax</i>	2	13%	Sårbar (VU)
Kolja	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	15	100%	Sårbar (VU)
Kummel	<i>Merluccius merluccius</i>	6	40%	Sårbar (VU)
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	15	100%	Sårbar (VU)
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	15	100%	Sårbar (VU)
Nordhavsräka	<i>Pandalus borealis</i>	15	100%	Nära hotad (NT)

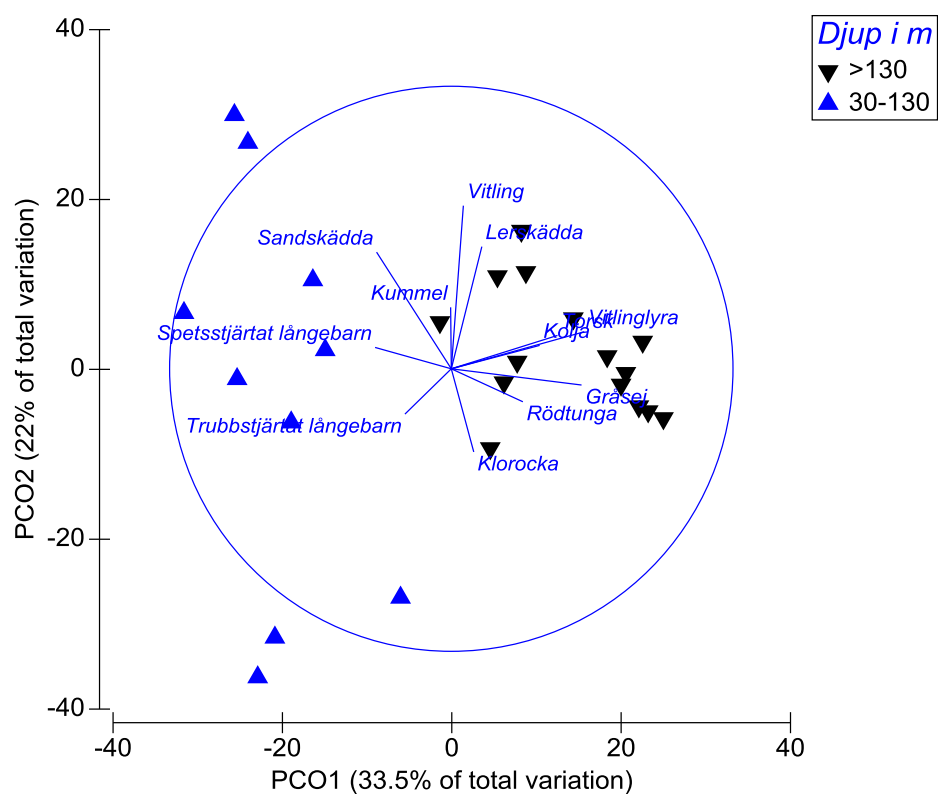


Figur 21. Bilder på fiskar fångade i de djupa tråldragen: torsk (uppe till vänster), blåkäxa (uppe till höger), nordhavsräkor blandat med torsk, vitling och en gråsej (nere till vänster), havsmus och vitling (nere till höger).

5.2.3. Jämförelse för fiskfauna mellan 30–130 m och > 130 m i Kosterhavet

Den totala biomassan av fisk- och kräftdjur vid trålning anges art för art för de båda djupintervallen i tabell 6 (ordnade med SIMPER efter hur stort bidrag respek-

tive art ger till observerade skillnader mellan de två djupintervallen). I fråga om artsammansättning bildade tråldragen från de större djupen (> 130 m) en tydlig och förhållandevis likartad grupp, som skiljde sig signifikant från artsammansättningen i tråldragen från 30–130 m djup (Figur 22; PERMANOVA, Pseudo-F = 9,53, $p < 0,001$). De grunda tråldragen var även mer olika varandra sinsemellan. De tio fiskarter som bidrog mest till de observerade skillnaderna mellan djupintervallen var vitling, torsk, kolja, gråsej, vitlinglyra, klorocka, spetslångebarn, lerskädda, rödtunga och sandskädda (SIMPER; tabell 6). Av dessa arter var spetslångebarn och sandskädda vanligast inom 30–130 m, resterande åtta arter var vanligast på > 130 m djup. Resultatet återspeglas även i riktningen och längden på vektorerna i PCO-ordinationen (figur 22).



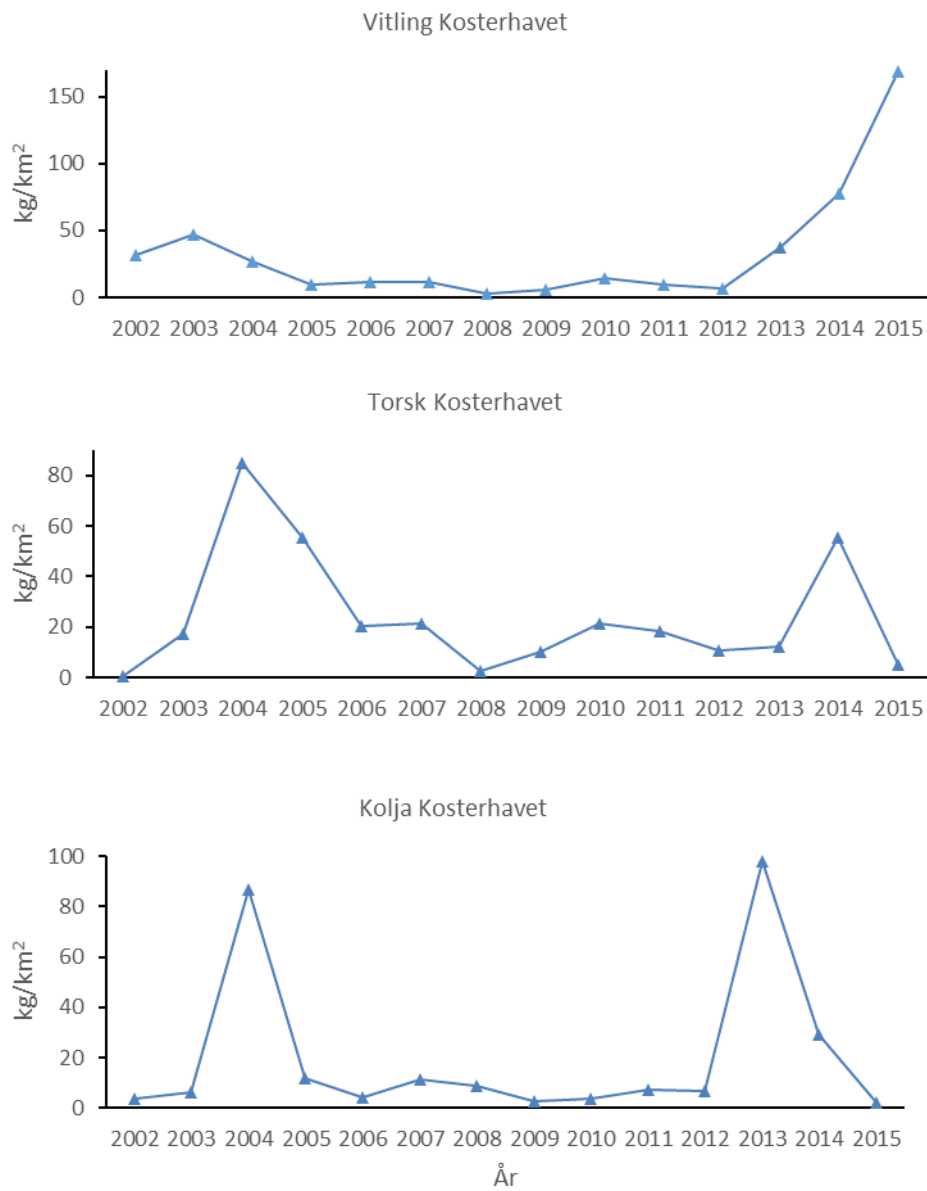
Figur 22. PCO över fjärderotstransformerade artbiomassadata för fisk baserat på Bray-Curtis likheter mellan stationer från två olika djupintervall i Kosterhavet. PCO1-axeln förklarar knappt 34 % av den totala variationen, medan PCO2-axeln förklarar 22 % av den totala variationen.

Tabell 6. Resultat av SIMPER-analys för fisk från trålningarna inom två djupintervall. Fiskarterna är rangordnade i fallande ordning efter hur mycket de bidrar med i procent (%) till observerad olikhet i artsammansättning mellan djupintervall 30–130 m jämfört med > 130 m djup.

Art	Medelfångst kg/km ²		Bidrag till olikheten
	30–130 m	> 130 m	%
Vitling	169,4	180,1	42,3
Torsk	5,3	76,9	20,7
Kolja	1,9	35,6	8,7
Gråsej	1,3	31,2	8,6
Vitlinglyra	0	18,8	5,6
Klorocka	3,2	7,1	2,2
Spetslångebarn	11,1	< 0,1	2,1
Lerskädda	3,2	7,8	1,8
Rödtunga	0,4	6,8	1,7
Sandskädda	6,0	0,7	1,3
Pigghaj	0,2	1,8	0,7
Rötsimpa	2,2	0	0,7
Rödspätta	2,3	1,3	0,7
Blåkäxa	0	1,8	0,6
Knaggrocka	1,6	0	0,5
Trubblångebarn	2,1	0,2	0,5
Spetsstjärtad smörbult	1,5	0	0,5
Kummel	0,8	1,1	0,4
Havsmus	0	0,8	0,2
Bergtunga	0,5	0	0,2
Svart smörbult	0,3	0	0,1
Skrubbskädda	0,2	0	0,1
Knot	0,2	0	0,1
Randig sjökock	0,2	0	< 0,1
Slätvar	0,1	0	< 0,1
Glyskolja	0,1	0	< 0,1
Kolmule	0	0,1	< 0,1
Ålbrosme	0	< 0,1	< 0,1
Tejstefisk	< 0,1	0	< 0,1
Nordlig/mindre prickfisk	0	< 0,1	< 0,1
Fläckig sjökock	< 0,1	0	< 0,1
Sandstubb	0	< 0,1	< 0,1
Havsnejonöga	< 0,1	0	< 0,1
Simpknot	< 0,1	0	< 0,1
Laxsill	0	< 0,1	< 0,1

5.2.4. Förändring över tid under 2002–2015 för utvalda fiskarter i Kosterhavet

Kusttrålningar i Kosterhavet under 2002–2015 har under större delen av den studerade perioden haft relativt konstanta fångstnivåer av vitling, men sedan 2012 har fångsten ökat kraftigt i biomassa (linjär modell $p < 0,05$; figur 23). Torsk har med undantag av tillfälliga höga fångster år 2004, 2005 och 2014 legat på en förhållandevis konstant nivå (figur 23). Kolja uppvisar nästan samma mönster som torsk, men med relativt större ökning under 2004 och 2014 (figur 23). Fångsterna av rödspätta har varierat mellan 1 och 15 kg per km² årligen och visar, precis som torsken, en fångsttopp år 2004 (appendix C, figur C1). Med undantag av 2014 har gråsej endast fångats sporadiskt i Kosterhavet. Rödtunga har under de senaste tre åren visat på stora variationer i fångst, med en toppnotering år 2014 följt av en bottennotering 2015. Pigghajen fångades i Kosterhavet under perioden 2004–2011 men under 2012–2014 fångades den inte alls (appendix C, figur C2). Klorocka har under större delen av perioden 2002–2015 visat på relativt stabila fångster men med en nedgång år 2015. Knaggrocka har bara fångats år 2007, 2008, 2010 och 2015; och har då uppvisat stora variationer i fångst.



Figur 23. Fångst av vitling, torsk och kolja vid trålning i Kosterhavet 2002–2015.

5.2.5. Shannons diversitetsmått

Räknat per tråldrag fångades mellan sju och tolv arter av fisk på 30–130 m djup och mellan åtta och fjorton arter av fisk på >130 m djup. Shannons diversitetsindex (S-W = 1,85) visade högst värden för ett av de djupa trålragen, tråldrag nr. 4 (tabell 7). Det fanns ingen statistiskt signifikant skillnad i S-W index mellan de två olika djupintervallen (Welch t-test $p > 0,05$).

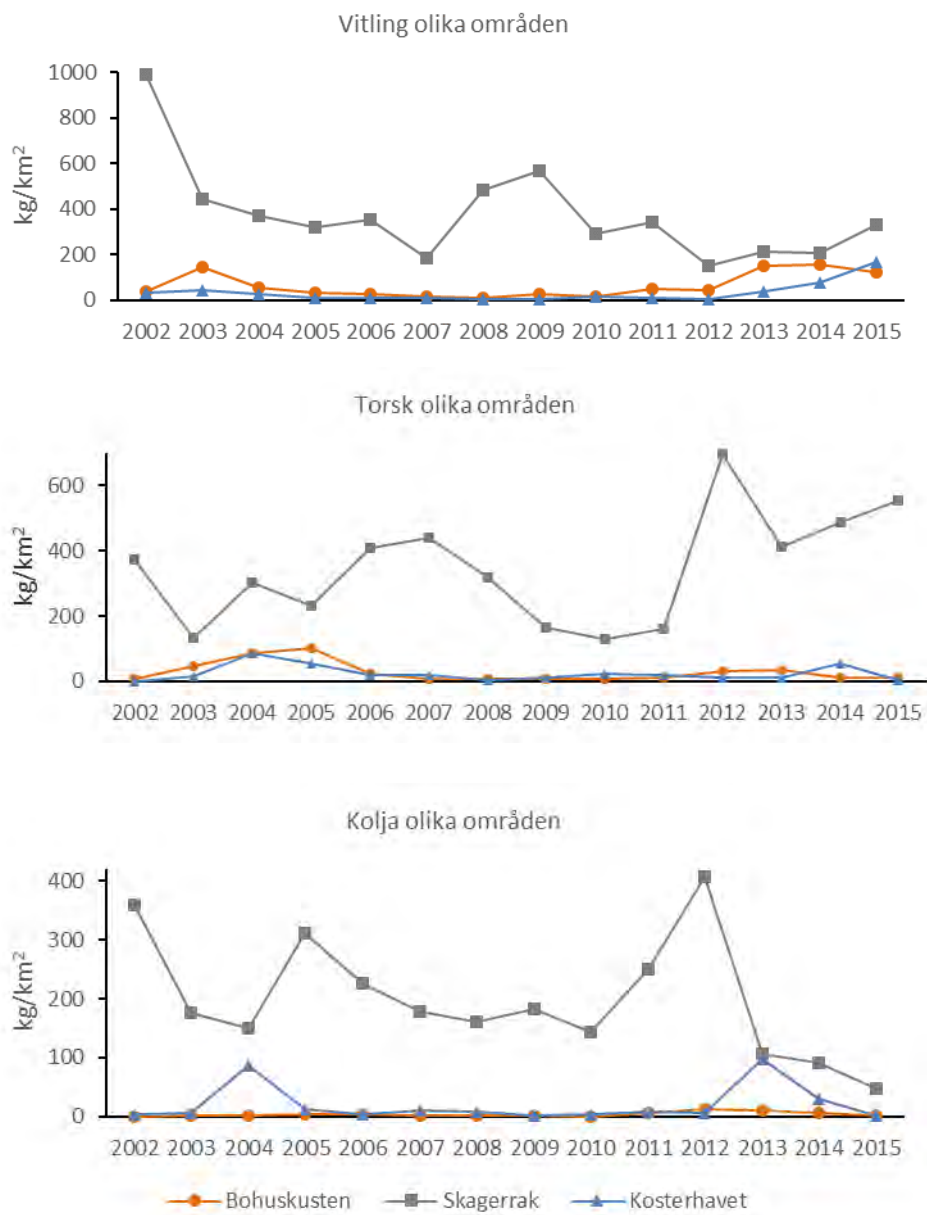
Tabell 7. Trålhalen rangordnade efter fallande Shannons diversitetsindex inom grunda respektive djupa trålhal.

Djup (m)	Antal arter	S-W diversitet	Hal nr:	Lat. dec. sätt.	Long. dec. sätt.	Lat. dec. lyft	Long. dec. lyft
Grunda halen							
93	10	1.71	504	58.90942	10.88678	58.92728	10.89748
130	8	1.57	505	58.99605	11.09628	59.008	11.11007
32	12	1.41	496	58.81567	11.15852	58.81	11.12885
78	12	1.32	500	59.08455	11.20058	59.07693	11.18628
70	11	1.21	502	58.85078	10.89947	58.83187	10.89997
148	6	1.19	507	58.82787	11.1097	58.81668	11.10483
133	11	1.04	497	58.91548	11.0437	58.90352	11.0614
121	7	1.02	506	58.86977	11.10638	58.85902	11.11175
64	8	0.87	520	58.63885	11.02883	58.6217	11.05057
70	9	0.29	515	58.71735	10.95007	58.73115	10.97718
Djupa halen							
221	9	1.85	4	58.8555	11.096	58.8443	11.0962
119	8	1.67	11	58.9245	11.0625	58.9358	11.0483
225	10	1.64	12	58.9663	11.0508	58.9532	11.0535
237	10	1.63	2	58.8228	11.0947	58.8345	11.1
205	11	1.6	15	58.884	11.0825	58.8727	11.0942
168	14	1.59	13	58.9363	11.0742	58.9243	11.069
181	10	1.55	3	58.8682	11.1035	58.8793	11.0947
157	13	1.54	14	58.9058	11.0637	58.8927	11.0698
230	9	1.39	9	58.7857	11.0742	58.7967	11.0755
154	11	1.39	6	58.7065	11.037	58.7173	11.0387
139	12	1.17	1	58.6817	11.0383	58.669	11.0412
150	9	1.1	5	58.7065	11.037	58.7173	11.0387
198	8	1.09	7	58.7453	11.0342	58.7563	11.0293
150	11	1.05	8	58.7623	11.0563	58.7695	11.0733
124	8	0.38	10	58.8013	11.1058	58.8137	11.1052

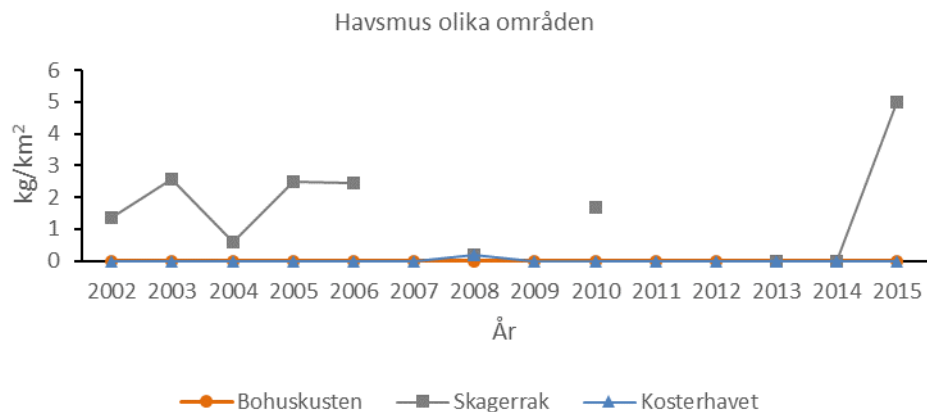
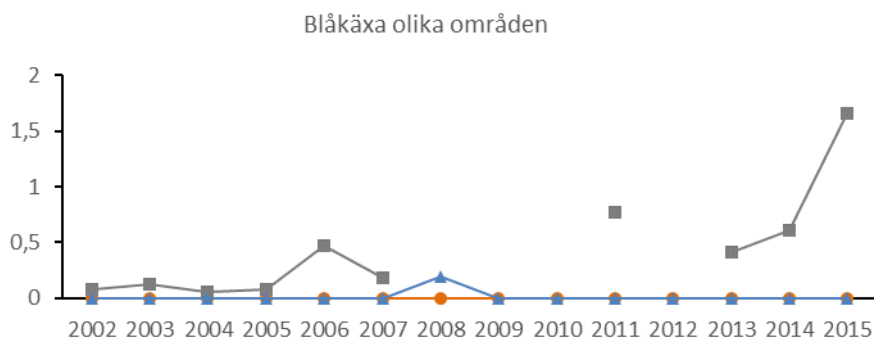
5.2.6. Jämförelser av fångst på 30–130 m djup mellan Kosterhavet, övriga Bohuskusten och Skagerrak under perioden 2002–2015

Det fanns stora skillnader i genomsnittlig biomassa fångad fisk per km² mellan de tre områdena Kosterhavet, övriga Bohuskusten och Skagerrak för flera kommersiella fiskarter. I utsjöområdena i Skagerrak var fångsterna i genomsnitt 10–100 gånger högre av torsk, kolja, vitling och gråsej än i Kosterhavet och de kustnära bestånden utefter övriga Bohuskusten (Wilcoxon $p < 0,05$ för skillnader mellan områden med användning av år som replikat; figur 24). I Kosterhavet och utmed övriga Bohuskusten fångades det generellt sett lika mycket torsk och gråsej per km² under perioden 2002–2015. Kolja fångades mer i Kosterhavet jämfört med övriga Bohuskusten (Wilcoxon $p < 0,05$), medan vitling fångades mer utmed övriga Bohuskusten jämfört med Kosterhavet (Wilcoxon $p < 0,05$; figur 24). Rödspättan uppvisade samma mönster som torskfiskarna med betydligt större fångster i utsjöområdena i Skagerrak jämfört med Kosterhavet och övriga Bohuskusten (Wilcoxon $p < 0,05$; appendix D, figur D1). Större delen av tidsperioden 2002–2015 fångades mer rödspätta längs övriga Bohuskusten än i Kosterhavet (Wilcoxon $p < 0,05$). Fångsterna av rödtunga hade ett något annorlunda mönster än övriga fiskarter där fångsterna i Kosterhavet och utsjöområdena i Skagerrak samt övriga Bohuskusten var likartade (appendix D, figur D1).

När det gäller fångster av broskfiskar uppvisar pigghaj en stor mellanårsvariation med årsvis mycket höga tätheter. År 2014 i utsjöområdena i Skagerrak och 2010 i Kosterhavet är ett exempel på detta (appendix D, figur D2). Med undantag för år 2010 och 2014 är fångsterna av pigghaj i utsjöområdena, Kosterhavet och övriga Bohuskusten ungefär lika stora. Under perioden 2002–2006 fångades ingen knaggrocka, men år 2007 började knaggrocka fångas sporadiskt i samtliga områden (appendix D, figur D2). Under perioden 2002–2015 fångades det i genomsnitt mer klorocka i Kosterhavet än längs övriga Bohuskusten och i utsjöområdena i Skagerrak (Wilcoxon $p < 0,05$; figur 25). Havsmus och blåkäxa fångades överhuvudtaget inte längs övriga Bohuskusten och endast under 2008 i Kosterhavet (figur 25). När det gäller utsjöområdena i Skagerrak ser det ut som att dessa båda arter bara sporadiskt påträffats i provfiskeprogrammet eftersom data helt saknas för vissa år. Detta gör det svårt att se några generella trender över tiden.



Figur 24. Fångst av vitling, torsk och kolja vid trålning i olika områden (övriga Bohuskusten, Skagerrak och Kosterhavet) 2002–2015. Notera att endast fångstdata från de grunda trålhalsen (30–130 m) i Kosterhavet ingår i jämförelsen med Skagerrak och övriga Bohuskusten.

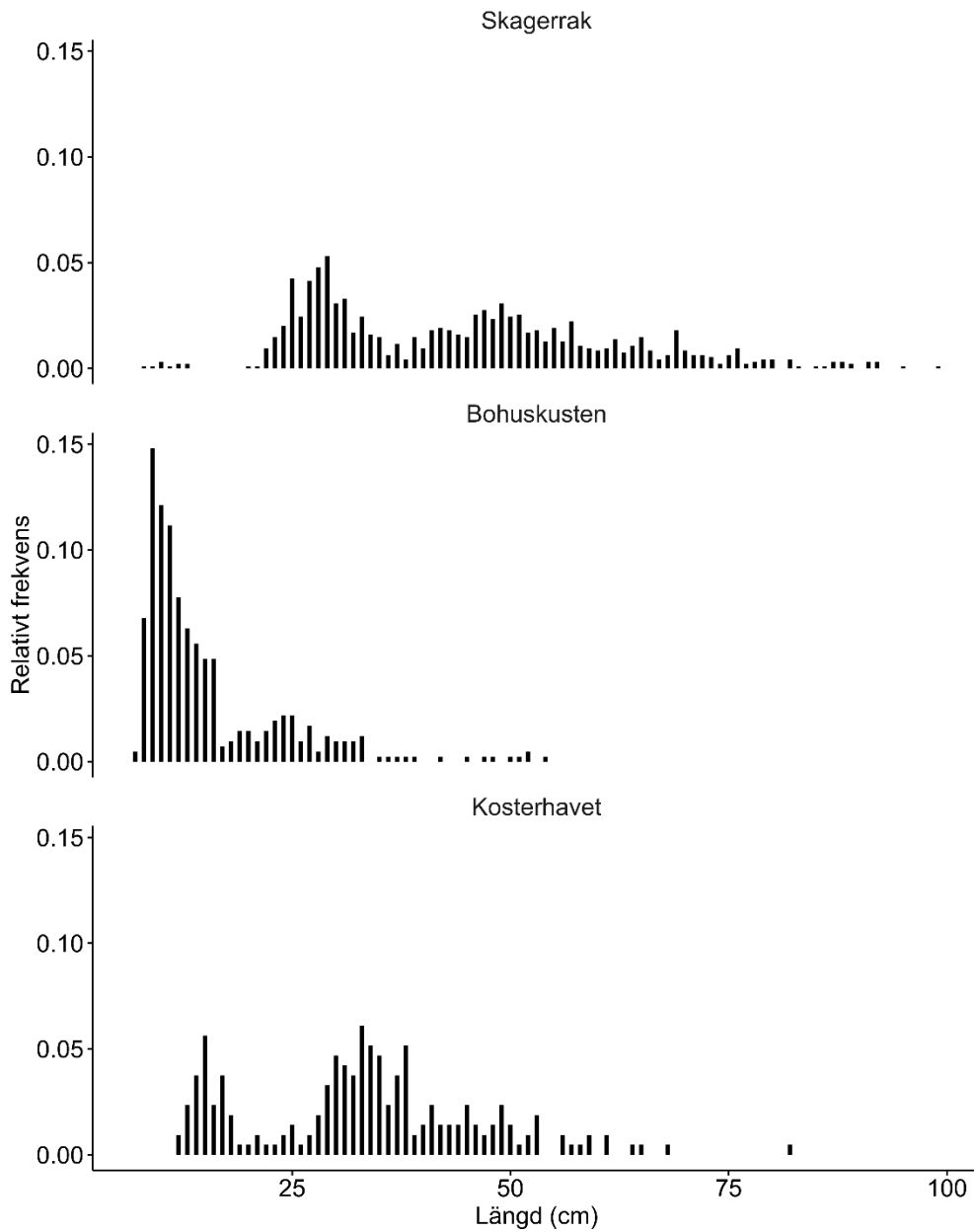


Figur 25. Fångst av klorocka, blåkäxa och havsmus vid trålning i olika områden (övriga Bohuskusten, Skagerrak och Kosterhavet) 2002–2015. Notera att endast fångstdata från de grunda trålhalen (30–130 m) i Kosterhavet ingår i jämförelsen med Skagerrak och övriga Bohuskusten.

5.2.7. Jämförelse längdfördelning mellan Kosterhavet, övriga Bohuskusten och Skagerrak 2015

För jämförelsen av längdfördelning mellan olika områden 2015 har fångsterna från de båda djupintervallen i Kosterhavet (30–130 m och >130 m) slagits samman. Längdfördelningen av torsk fångad i Kosterhavet skiljer sig från övriga Bohuskusten genom att små torskar (ca 10 cm långa) dominerade fångsterna utmed övriga Bohuskusten. I Kosterhavet dominerade torsk omkring 33 cm i storlek och det fanns även enstaka större individer (> 50 cm), vilka nästan helt saknades längs övriga Bohuskusten (figur 26). Längdfördelning av torsk från utsjöområdena i Skagerrak skiljer sig från Kosterhavet och övriga Bohuskusten, genom att det nästan helt saknades torsk < 21 cm, och genom att torsk > 21 cm hade en jämnare längdfördelning där även stor torsk fanns representerad. För kolja fångades små individer runt 10 cm mest i Skagerraks utsjöområden, medan fångsterna i Kosterhavet dominerades av individer runt 18 cm. För övriga delar av Bohuskustens innerskärgård noterades endast enstaka koljor (appendix E, figur E1). Fastän största andelen koljor i utsjöområdena är små individer, fångades det, till skillnad från de andra områdena, även en större andel stora koljor (> 40 cm). Längdfördelning på vitling var likartad i de olika områdena, dock med något mindre individer i utsjöområdena (appendix E, figur E2). Fångsterna av rödspätta i Kosterhavet bestod av en större andel mindre individer (8–9 cm) jämfört med övriga Bohuskusten (appendix E, figur E3). Storleksfördelningen på rödspätta i utsjöområdena skiljde sig helt från de andra områdena dels genom att individerna var betydligt större (medellängd 28 cm) och att det saknades mindre individer (< 9 cm). Röttunga fångades i låga antal längs övriga Bohuskusten under 2015 och därför är längdfördelningen svår att jämföra med de två andra områdena (appendix E, figur E4). I Kosterhavet var röttungan mindre (medellängd 20 cm) jämfört med utsjöområdena (medellängd 33 cm). Klorocka fångad i Kosterhavet och längs övriga Bohuskusten hade en likartad längdfördelning men med en något större spridning över olika längdgrupper i Kosterhavet (appendix E, figur E5). De klorockor som fångades i utsjöområdena var generellt sett större än i Kosterhavet och längs övriga Bohuskusten. Endast enstaka individer av gråsej fångades längs övriga Bohuskusten vilket gör det svårt att jämföra med de andra områdena (appendix E, figur E6). Gråsej som fångades i Kosterhavet var huvudsakligen mellan 30 och 50 cm i längd medan det i utsjöområden fångades större individer på upp till 99 cm. Fångsterna av pigghaj 2015 var för låga antal i samtliga områden för att kunna utföra meningsfulla jämförelser (appendix E, figur E7).

Torsk längdfördelning 2015



Figur 26. Längdfördelning av torsk fångad under 2015 i Skagerrak (n = 936, djup: 20-256 m), längs övriga Bohuskusten (n = 412, djup: 12-108 m) och i Kosterhavet (n = 213, djup: 30-237 m).

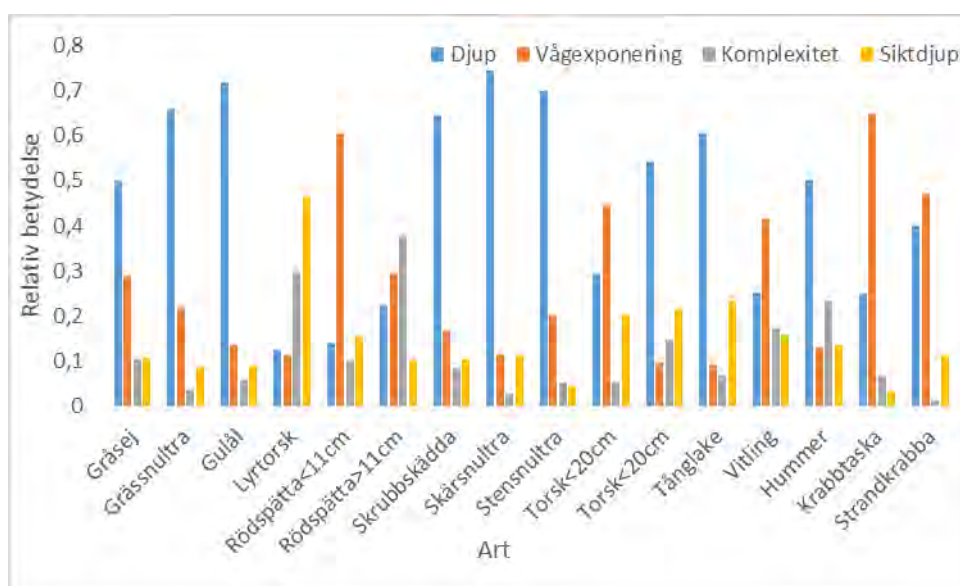
5.3. Habitatmodellering

I tabell 8 visas resultat från framtagningen av ensemblemodeller för ryssjefisket 0–30 m. AUC-värdena indikerar att modellerna överlag var tillförlitliga med värden mellan 0,92 och 0,99. Modellerna predikterar såväl förekomst som frånvaro av arter, vilket visas av att samtliga värden för sensitivitet och specificitet låg över 80 %.

Tabell 8. Ensemblemodellernas (EM) AUC-värde, sensitivitet och specificitet, dvs. förmåga att prediktera förekomster respektive icke-förekomster. AUC-delmodell och SD anger medelvärdet och standardavvikelsen för de delmodeller som ingick i ensemblemodellen.

Art	EM-AUC	Sensitivitet	Specificitet	AUC delmodell	SD
Gråsej	0,95	90	90	0,83	0,10
Grässnultra	0,96	89	93	0,90	0,07
Gulål	0,96	88	94	0,91	0,07
Rödspätta < 11 cm	0,97	92	99	0,84	0,10
Rödspätta > 11 cm	0,98	100	89	0,86	0,10
Skrubbskädda	0,95	97	86	0,84	0,09
Skärsnultra	0,95	85	91	0,85	0,09
Stensnultra	0,94	82	92	0,83	0,10
Torsk < 20 cm	0,92	89	82	0,86	0,08
Torsk > 20 cm	0,95	91	90	0,81	0,11
Tånglake	0,94	87	87	0,82	0,10
Vitling	0,96	91	88	0,85	0,09
Krabbtaska	0,94	94	83	0,87	0,09
Strandkrabba	0,99	96	97	0,97	0,04

I figur 27 illustreras de olika förklaringsvariablernas betydelse, d.v.s. hur stor del av modellens prediktionsförmåga som styrs av respektive variabel. Djup var den i särklass viktigaste förklaringsvariabeln och stod i många fall för över hälften av modellens prediktiva förmåga. Även vågexponering var i många fall en viktig variabel och enligt modellerna är djup tillsammans med vågexponering det som styr många av arternas utbredning. Responskurvor som visar hur de olika variablerna påverkar utbredningen visas i appendix F och i appendix G förklaras mer kring använda förklaringsvariabler.



Figur 27. De olika förklaringsvariablernas betydelse för de olika modellernas prediktiva förmåga.

I tabell 9 sammanfattas resultaten för modellerna av antal arter fisk och kräftdjur samt fångsten av mesopredatorer. Modellerna för mesopredatorer och antal arter fisk visade på hög förklaringsgrad. Däremot lyckades modellen för antal arter av kräftdjur inte förklara mer än ca 13 % av variationen. Modellen för antal fiskarter lyckades inte passa de högre värdena från provfisket. Det högsta antalet fiskarter i provfisket var 11, medan modellen maximalt predikterade 6 arter.

Precis som för artmodellerna var djup den i särklass viktigaste variabeln. De låga skillnaderna mellan RMSE (root mean square error; ett mått på hur bra modellen är) och cvRMSE-värdena från en 5-delad korsvalidering tyder på stabila modeller som inte styrs av delar av datasetet.

Tabell 9. P-värden för de olika förklaringsvariablerna samt de olika modellernas förklaringsgrad. Sist i tabellen redovisas modellernas RMSE-värde samt ett cvRMSE-värde framtaget som ett medel från en 5-delad korsvalidering. Värdena är normaliserade med rangen för att bli jämförbara.

Testad variabel	Djup	Vågexponering	Siktdjup	Förklaringsgrad	Range	nRMSE	cv-nRMSE
Mesopredatorer	< 2e-16	0,00138	0,00494	35,5	0–26	0,40	0,40
Antal arter fisk	< 2e-16	-	0,0136	45,2	0–6	0,35	0,35
Antal arter kräftdjur	0,000367	0,000577	0,002061	13,2	0–4	0,17	0,1

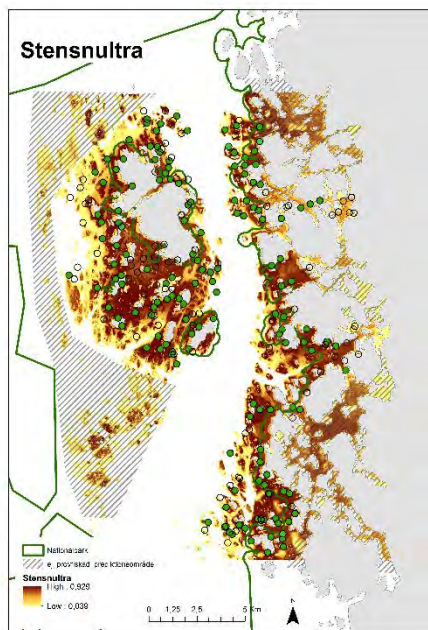
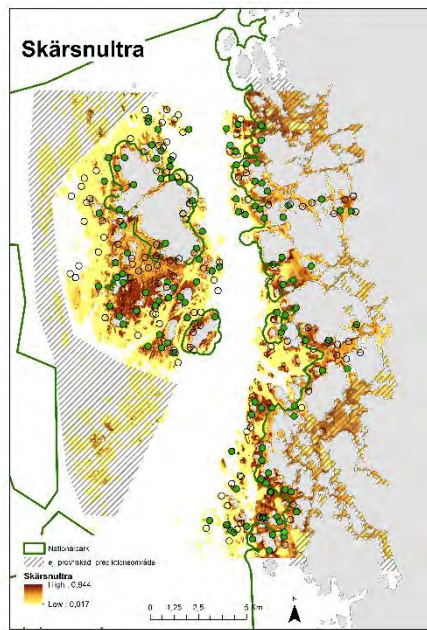
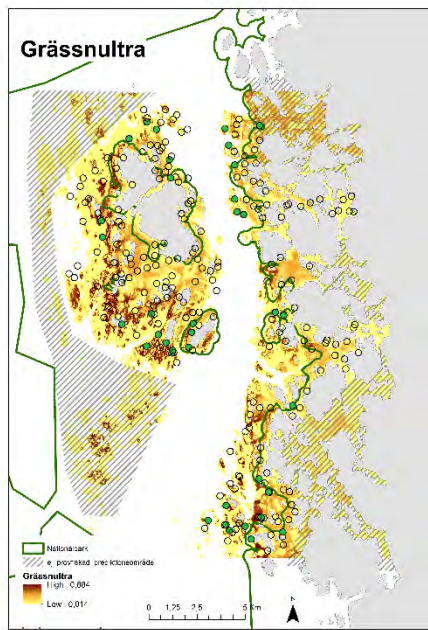
I figurerna 28–33 visas kartprediktioner utifrån de framtagna modellerna. Bland de arter som testats i denna studie indikerar resultaten att de grundaste och mest vågskyddade områdena främst nyttjas av gullål, skrubbskädda och rödspätta (< 11 cm). Uppväxande torsk och vitling förekommer också främst i vågskyddade miljöer, fast framför allt på några meters djup. De mindre storlekarna av både rödspätta och torsk föredrar mer skyddade miljöer än de större storlekarna av dessa arter (på basen av fördelning i förhållande till vågexponeringsgrad). Sten-, skär- och grässnultra föredrog alla de exponerade områdena, liksom gråsejen. Snultrorna förekom över hela studieområdet, och deras utbredning styrdes framför allt av djupet. Skärnsultra och stensultra hade lämpliga habitat i princip över hela studieområdet, med avtagande förekomst med djupet. Grässnultran förekom i mer exponerade miljöer än övriga snultror, och även lite djupare (figur 28). Responskurvorna i appendix F, figur F1, visar de också att skärnsultra och stensultra föredrog något grundare miljöer än sin släkting grässnultran som hade sin preferens vid djup kring 10 m. Ett liknande mönster kan ses när det gäller förekomst av vitling och gråsej, arter som också kan anses konkurrera om tillgängliga miljöer under unga livsstadier. Vitlingen föredrar mer skyddade delar och gråsejen förefaller vara mer knuten till de yttre, mer exponerade delarna av området (figur 29).

Strandkrabban hade en påfallande jämn utbredning över hela området (figur 31), och förekom i lägre tätheter enbart vid djup över 17–18 m. Även krabbtaskan hade en jämn utbredning, och endast de allra mest skyddade och grunda områdena predikterades ha lägre sannolikhet för förekomst (figur 31).

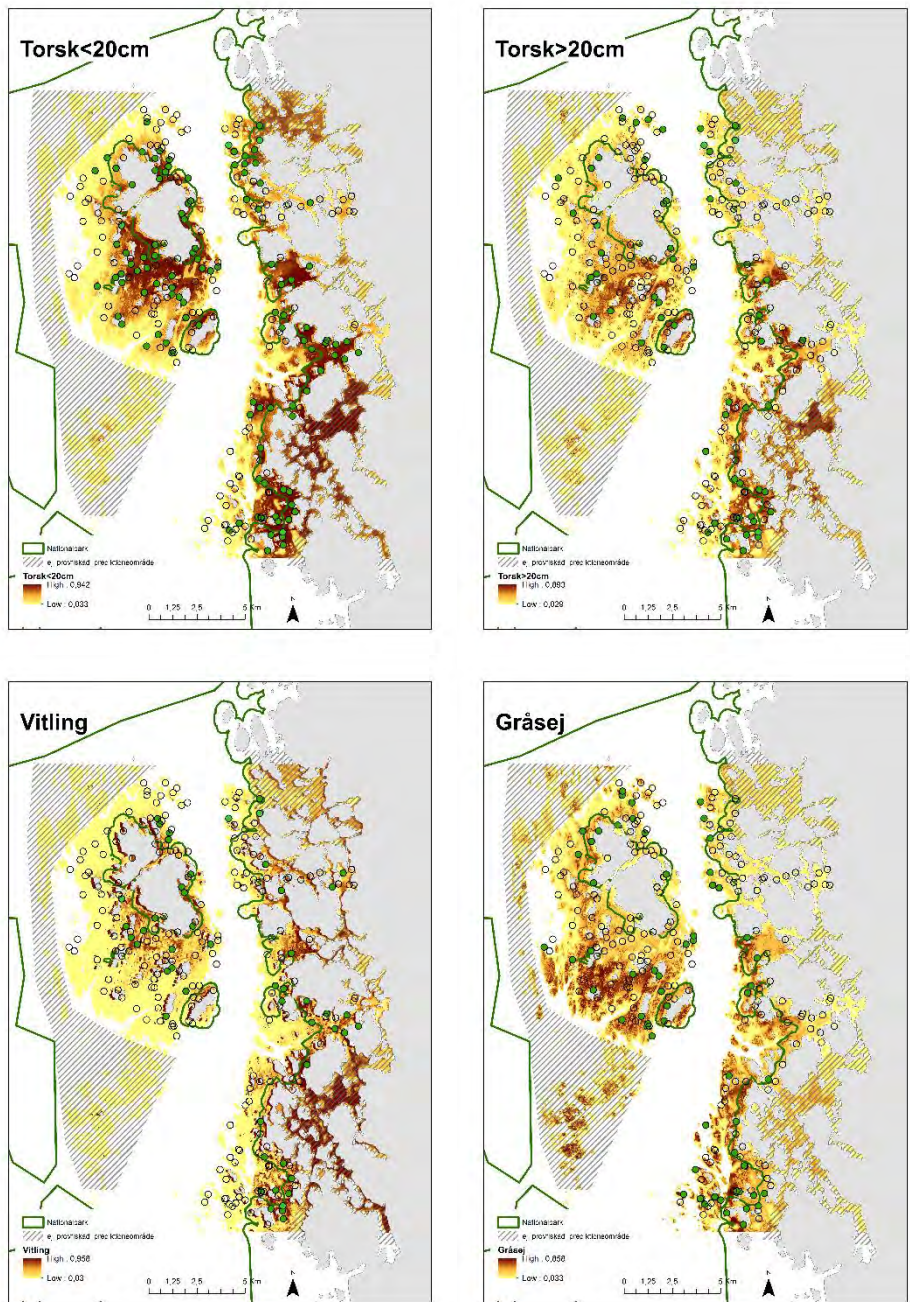
Responskurvor för arterna i habitatmodelleringen visas i appendix F, figurer F1–F8.

En detaljerad metodbeskrivning av habitatmodelleringen ges i appendix G, figurer G1–G3.

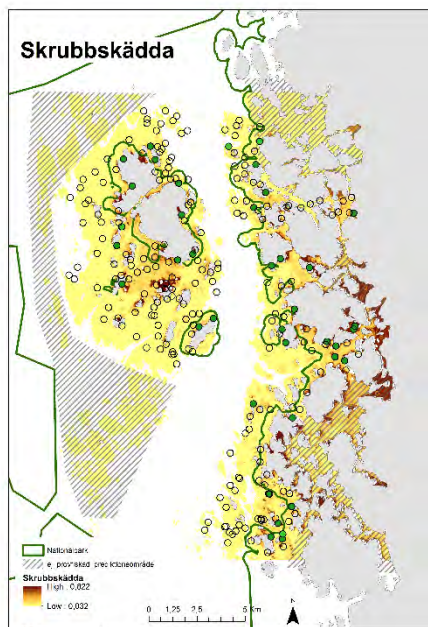
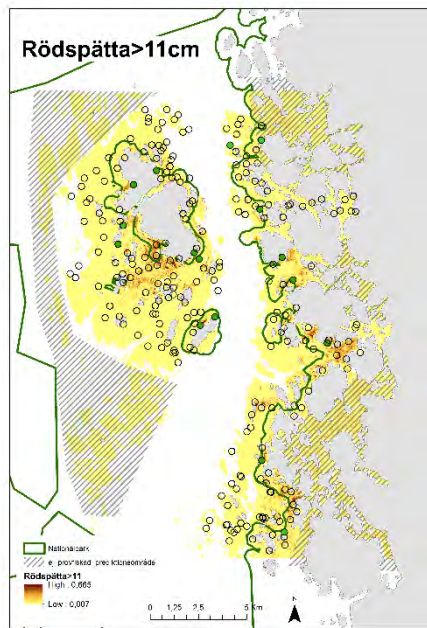
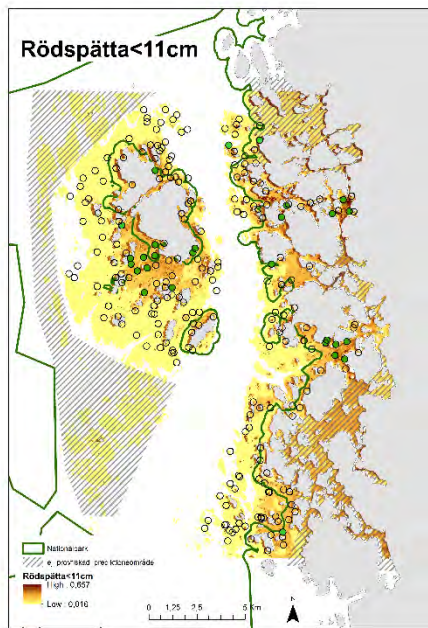
Större versioner av de enskilda modelleringarna som presenterats i figurerna 28–33 finns i appendix H, figur H1–H17.



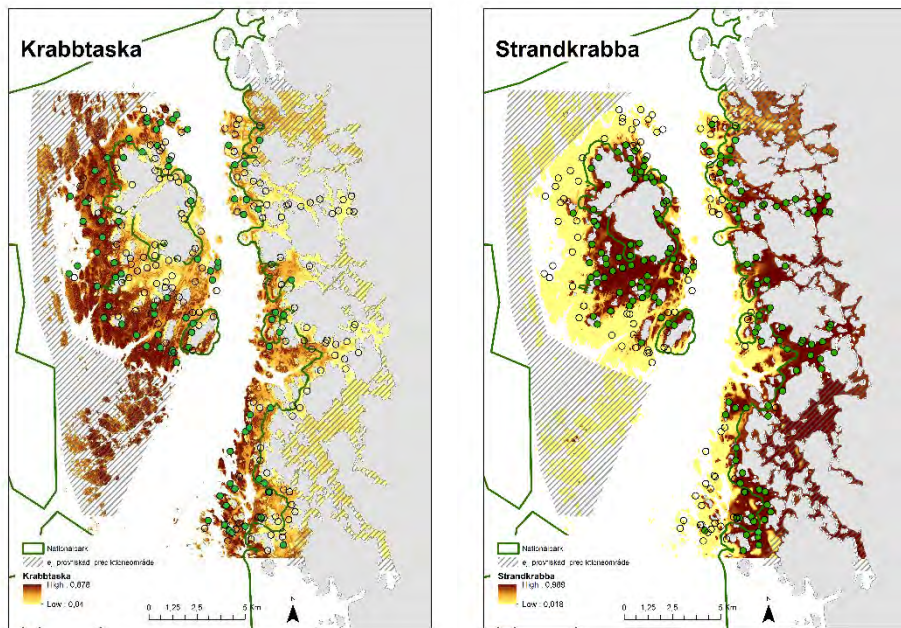
Figur 28. Kartprediktioner med sannolikhet för förekomst av grässnultra, skärsnultra samt stensnultra. Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirklar där arten inte fångats. Streckat område anger osäker prediktion.



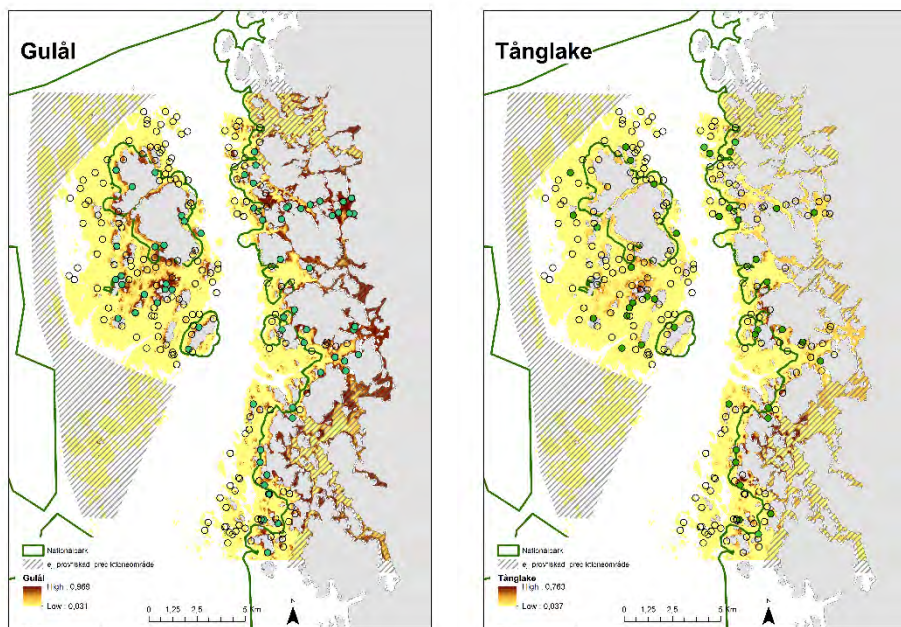
Figur 29. Kartprediktioner med sannolikhet för förekomst av torsk mindre och större än 20 cm, vitling samt gråsej. Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirklar där arten inte fångats. Strekat område anger osäker prediktion.



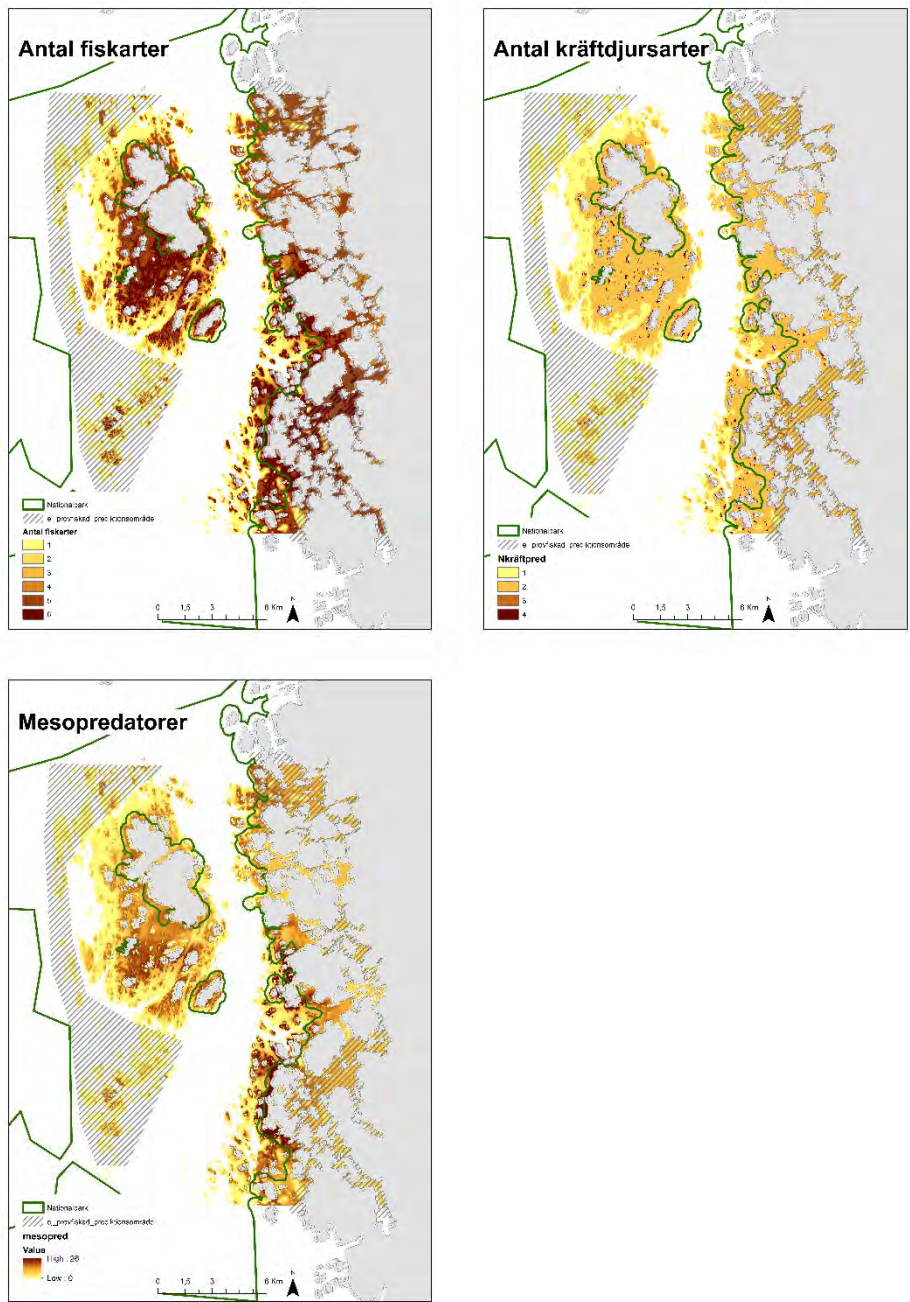
Figur 30. Kartprediktioner med sannolikhet för förekomst av rödspätta mindre och större än 11 cm samt skrubbskädda. Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirklar där arten inte fångats. Streckat område anger osäker prediktion.



Figur 31. Kartprediktioner med sannolikhet för förekomst för krabbtaska och strandkrabba. Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirklar där arten inte fångats. Streckat område anger osäker prediktion.



Figur 32. Kartprediktioner med sannolikhet för förekomst av gulål och tånglake. Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirklar där arten inte fångats. Streckat område anger osäker prediktion.



Figur 33. Kartprediktioner med antal arter av fisk och kräddjur samt fångst per ryssjehus av mesopredatorer. Streckat område anger osäker prediktion.

6. Diskussion

Kosterhavet är ett unikt område på den svenska västkusten. Det har både karaktär av utsjöområde, genom sina djupa områden med kontinuerligt syresatt vatten med hög salthalt och vindexponerade ytterskärgårdar, samtidigt som Kosterområdet även representerar Bohuskustens innerskärgård genom ett grundare relativt vindskyddat skärgårdsområde (figur 34).

Denna rapport presenterar ny kunskap om Kosterhavets fisk- och kräftdjurssamhällen och deras viktiga livsmiljöer, baserad på inventeringar utförda med ryssjor på grunda områden (< 30 m), trålningar på djupa områden 30–237 m och modellering av de viktigaste arternas utbredning utgående från resultaten från ryssjefisket. Här diskuterar vi först resultaten från ryssjefisket i grunda områden och den tillhörande habitatmodelleringen, och därefter resultaten från trålningen på djupare botten. Till sist sammanfattar vi våra resultat och presenterar några tankar kring fortsatt uppföljning av fisk- och kräftdjurssamhället i Kosterhavet.



Figur 34. En grund station utanför Saltö som provfiskades med ryssjor.

6.1. Grunda områden

6.1.1. Ryssjefisken

Fångsten från provfisken med ryssjor i grunda områden (240 stationer) uppgick till drygt 5 500 fiskar och drygt 5 700 individer av kräftdjur. Av de totalt 28 fiskarter som fångades i de grunda områdena dominerades fiskesamhället klart antalsmässigt av stensnultra och skärsnultra. Dessa arter är stationära och lever främst på vegetationsklädda bottenar. Efter dessa två arter av snultror var torsk, ål, vitling och gråsej de talrikaste arterna. För torskfiskarna nyttjas de grunda produktiva livsmiljöerna främst som uppväxtområden, vilket visas av att det främst är små individer vi fångat. Ålen lever i de grunda kustområdena ända från att de driver in som små glasålar tills de många år senare vuxit upp till könsmogna individer, som tar sig till Sargassohavet för lek. Bland kräftdjuren är strandkrabban numerärt helt dominerande, vilket även är fallet längre söderut längs Skagerraks kust. Näst vanligast bland de tio kräftdjursarter som påträffades var krabbtaskan. Hummer fångades endast i liten utsträckning i fisket kanske beroende på att hummerförekomsterna längs Västkusten är på historiskt låga nivåer (Havs- och vattenmyndigheten, 2016a).

Fiske med ryssjor bygger på att fisken aktivt simmar in i redskapet, vilket gör att fångstbarheten varierar mellan arter beroende på arternas beteende. I redskapet fångas främst arter som lever mycket bottennära, medan arter som lever högre upp i vattenmassan, som till exempel makrill, sill och lyrtorsk (bleka) sällan påträffas. Eftersom fisket utfördes i augusti fångades främst arter och livsstadier som trivs i varmt vatten. Det här innebär exempelvis att man inte fångat vuxna individer av torskfiskar och plattfiskar i någon högre utsträckning, eftersom de lever i djupare och svalare vatten under sommaren. Under andra delar av året kan de nyttja de grunda produktiva områdena som födosöksområden.

Artsammansättningen av fisk förändrades successivt från grunda till djupare vatten. Speciellt gulål kännetecknade de grundaste vattnen på 0–6 m djup, torsk och skärsnultra karakteriserade vattendjup på 0–10 m, medan stensnultra, grässnultra och gråsej var vanligast på vattendjup på 6–10 m. Sammanlagt observerades i ryssjorna 28 fiskarter och tio kräftdjursarter. Bland de fem vanligaste fiskarterna fanns tre rödlistade arter; gulål (akut hotad), torsk (sårbar) och vitling (sårbar). En fjärde akut hotad art, lyrtorsken, påträffades vid ett fåtal stationer. Såväl totalantalet individer, totalantalet arter som diversiteten av fisk- och kräftdjur var högst i de två grundaste djupintervallen under 10 m och avtog mot djupare vatten 10–30 m. Små storleksklasser dominerade i fångsten, både totalt sett samt för de kommersiellt

intressanta fiskarterna gråsej, torsk och vitling, medan stora fiskindivider nästan saknades helt.

Resultaten från provfisket med ryssjor i Kosterhavet 2015 visar att fisk- och kräftdjursamhällena är likartade de som förekommer i Gåsö-Kornöskärgården utanför Lysekil, provtagningar utförda sommaren 2008 (Lingman m.fl., 2009), och i Marstrandsfjorden på basen av provtagningar utförda sommaren 2012 (Andersson m.fl., 2013, Bergström m.fl., 2016). Dessa två skärgårdsområden är i genomsnitt lite mer exponerade än Kosterhavet, där även ett antal mera skyddade lokaler ingick, till exempel i inre vikar och sund öster om nationalparkens gränser. Eftersom Gåsö-Kornöskärgården och Marstrandsfjorden inventerats andra år kan mellanårsvariationer i bestånden och eventuella långsiktiga förändringar av olika arter påverka jämförelser mellan Kosterhavet och dessa områden. För att stärka jämförelserna valde vi därför också att relatera Kosterhavet till data från ryssjefisken (0–5 m djup) i Älgöfjorden, som gränsar till Marstrandsfjorden, 2002–2015 och i Fjällbacka 1998–2015. Bägge dessa områden ingår som övervakningsområden för kustfisk och har nyligen rapporterats i Faktablad; Älgöfjorden av Ahlbeck Bergendahl m.fl. (2015) och Fjällbacka av Ericson m.fl. (2016).

Samtliga jämförelser visar på stora likheter i fisk- och kräftdjursamhällenas sammansättning mellan Kosterhavet och övriga områden (Gåsö-Kornöskärgården, Marstrandsfjorden, Älgöfjorden och Fjällbacka), både när man betraktar fisksamhällena som helhet och enskilda dominerande arter. Detta är kanske lite förvånande med tanke på att salthalten är högre (i genomsnitt 2–4 promille) i Kosterhavet än i de ovannämnda jämförelseområdena längre söderut. På samma sätt fanns det inte heller några stora skillnader i storleksfördelningen av fisk, varken för den totala fångsten eller för de flesta av de vanligaste arterna. För torskens del fanns det dock 2015 betydligt flera små individer och något färre stora individer i Kosterhavet än det gjorde i jämförelseområdena. De relativt höga tätheterna av småtorsk i Kosterhavets grundområden indikerar att dessa är fungerande uppväxtområden. Det går ändå inte att avgöra om detta beror på skillnader i torskförekomst beror på årsklasstyrka eller skillnader mellan områden (eller bådadera). I de fall där man kan säkerställa statistiskt signifikanta skillnader för någon variabel är dessa skillnader oftast marginella till sin karaktär. Det här visar att Kosterhavets mer marina miljö jämfört med de sydligare jämförelseområdena, inte verkar inverka så mycket på fisk- och kräftdjursamhällenas struktur.

6.1.2. Habitatmodelleringen

Det omfattande provfisket med ryssjor hade en god geografisk spridning och omfattade de olika förekommande livsmiljöerna ner till 30 m djup på ett bra sätt. Provtagningsdesignen täckte in allt från skyddade till starkt exponerade områden och dessutom förekomsten i djupled för de flesta arter och livsstadier som modellerats. För att beskriva förekomsten av arterna tillämpades ensemblemodellering, där olika statistiska modelleringsmetoder kombineras. Med denna metodik kan man dra nytta av styrkorna i de konceptuellt olika metoderna, samtidigt som problem i enskilda modeller kan elimineras. Slutresultatet blev ett antal starka modeller över arternas relation till miljön, vilket i sin tur gett användbara kartor med hög precision för utbredningen av fisk och kräftdjur i områden från ytan ner till 30 m djup.

Habitatmodelleringsanalyserna visar att de stora grundområdena kring Kosteröarna är viktiga för många fiskarter. Även de mer skyddade områdena mellan öarna nära fastlandet visade sig vara viktiga för många av arterna. Modellerna för antal arter av fisk respektive kräftdjur visar att det är dessa grunda områden som är viktigast sett även ur ett diversitetsperspektiv. Djup var den i särklass viktigaste förklaringsvariabeln och stod i många fall för över hälften av modellernas förklaringsgrad. Även vågexponering var i många fall en viktig variabel och enligt modellerna är djup tillsammans med vågexponering det som främst styr många av arternas utbredning.

För de enskilda arterna ser man att exempelvis ål, torsk och vitling har lämpliga livsmiljöer framför allt i de grundare områdena på fastlandssidan, alltså utanför nationalparkens gränser. Dessa tre arter finns alla på ArtDatabankens rödlista över hotade arter. Ål är klassad som akut hotad, medan torsk och vitling är klassade som sårbara. Torsken kan eventuellt ha lokala bestånd i området. Även rödspätta och skrubbskädda har sina huvudsakliga uppväxtområden i dessa grunda, vindskyddade miljöer. Stora delar av dessa arters livsmiljöer omfattas alltså inte av det skydd nationalparken innebär. De grunda livsmiljöerna utsätts för en omfattande påverkan från t.ex. byggnation, båttrafik och övergödning, vilket bland annat lett till att ålgräs försvunnit i stora områden (Sundblad & Bergström, 2014; Moksnes m.fl., 2016). Eftersom de tidiga livsstadier för fisk är hårt knutna till dessa livsmiljöer så kan det vara viktigt att se över om dessa miljöer kan behöva ett starkare skydd än de har i dagsläget.

De mer exponerade grundmiljöerna är i stället viktiga för uppväxande gråsej och för snultror. Snultrorna förekom över hela studieområdet, och skillnader i deras inbördes utbredning styrdes framför allt av djupet. Skärsnultra och stensnultra

hittade lämpliga habitat i princip överallt, med avtagande förekomst med ökande djup, medan grässnultran förekom i mer exponerade miljöer än övriga snultror, och även lite djupare (Appendix F). Sannolikt beror skillnaden i utbredning på konkurrens mellan dessa arter som har ett likartat levnadssätt. Ett liknande mönster kan ses när det gäller förekomst av vitling och gråsej, arter som också kan anses konkurrera om tillgängliga miljöer under unga livsstadier. Vitlingen föredrar mer skyddade delar och gråsejen förefaller vara mer knuten till de yttre, mer exponerade delarna av området. Vuxen, större fisk av torsk- och plattfiskarna finns generellt djupare ner, särskilt i augusti när provfisket ägde rum, och därför var fångsterna av dessa relativt låga. För ett flertal av arterna kan det även i huvudsak vara fråga om uppväxande fisk från de stora Nordsjöbestånden som fångats i provfiske. När till exempel torskar växer upp migrerar de ut till födosöks- och lekområden ute i Nordsjön (André m.fl. 2016). I vilken omfattning det finns lokala bestånd av torsk- och plattfiskar i området är i dagsläget dåligt känt.

Eftersom många kommersiellt viktiga arter idag har mycket låga förekomster i Västerhavet, har yrkesfisket i Kosterhavets grunda områden, liksom längs övriga västkusten, varit mycket begränsat. Under 2011 startade ett kommersiellt fiske efter snultror och gyltor ("läppfiske"). Bland annat stensnultra och skärsnultra används för avlusning vid laxodlingar i Norge (Skiftesvik m.fl., 2014) och ett kommersiellt fiske på arterna sker nu i Kosterhavet. Enligt fiskedispenser för 2015 års fiske gällde följande reglering för storlek: berggylta 15 – 25 cm, skärsnultra \geq 13 cm, stensnultra \geq 11 cm. Utöver minimimåtten skall rombärande honor och individer i lekdräkt återutsättas. Stabila fångstnivåer och fångst per ansträngning (CPUE) under de senaste fyra åren för berggylta, skärsnultra, och stensnultra indikerar att beståndsnivåerna för dessa arter är stabila vid nuvarande fisketryck (Wennhage pers. kom.). Det finns dock ingen information om hur fisket påverkar ålders- och storleksstruktur hos dessa arter. Det kan kanske vara skäl att diskutera om delar av parken ska undantas från dispensen för "läppfiske" eller vara helt fiskefria zoner. En färsk norsk studie visar på att även små fiskefria områden kan ha positiv effekt på stensnultra och skärsnultra (Halvorsen m.fl. 2017).

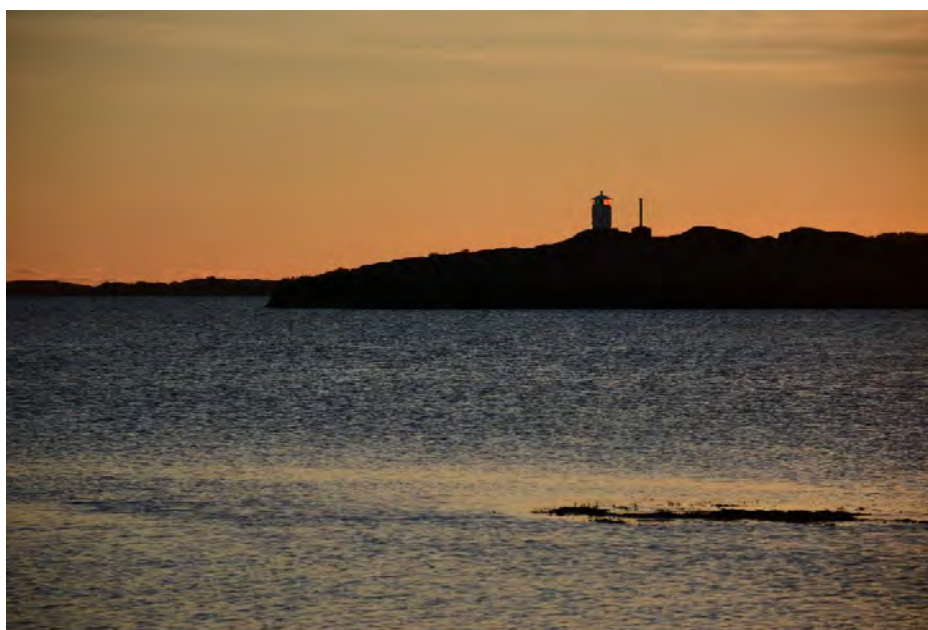
Kartorna över läppfiskarnas utbredning kan p.g.a. "läppfisket" vara av speciellt intresse ur ett förvaltningsperspektiv. Noggrannheten i positioner av fiskeplatser i rapporteringen från det kommersiella fiskets fångster är dock i dagsläget inte tillräckligt hög för att man ska kunna göra rumsliga jämförelser med habitatkartorna. Mera noggrann information om fiskeplatser och var olika fiskarter förekommer vore mycket värdefullt för att kunna utvärdera miljöförändringar, inte minst eftersom många arter är lokala. Likaså är det viktigt att ha ingående kvantitativ kunskap om all mänsklig verksamhet som har relevans för förvaltningen av Kosterhavet. Ett möjligt tilläggsproblem med "läppfisket" kan vara att en hel del skyddsvärd torsk tas som bifångst, och att en viss dödlighet uppstår vid återutsättning. En färsk

studie från Västerhavet (i en gradient från Byfjorden ut till Marstrandsfjorden) visar att förekomsten av snultror och torsk korrelerar positivt med varandra (Bergström m.fl., 2016).

Kartorna ger tillsammans en god bild över utbredningen av viktiga livsmiljöer för fisk och kräftdjur i grunda livsmiljöer i Kosterhavets nationalpark och det fastlandsnära området ost om parken. Modellerna var starka och kartprediktionerna är därför tillförlitliga och användbara i förvaltnings-sammanhang. Sammantaget visar de tydligt den stora betydelsen av de allra grundaste områdena för många arter.

6.2. Djupa områden

Förekomsten av stora djupområden såsom Kosterrännan (figur 35) i Kosterhavet försvårar delvis jämförelse med andra områden längs den svenska Bohuskusten. Ett område som kunde vara mest representativt med avseende på djup utmed övriga Bohuskusten är Gullmarsfjorden, men djupområdena i Gullmarsfjorden är till skillnad från de i Kosterhavet periodvis utsatta för syrebrist och fjorden saknar den direkta förbindelse till Skagerraks djupare botten, med kontinuerlig tillförsel av salt vatten, som Kosterhavet har (Naturvårdsverket, 2011). I rapporten har därför den mer djuplevande fiskfaunan i Kosterhavets nationalpark, som undersökts genom trålning, ställts i relation både till Skagerraks utsjöområden och till övriga Bohuskustens skärgårdsområden.



Figur 35. Vy mot Kosterhavets nationalpark från Saltö.

När det gäller icke-kommersiella fiskarter fångades både blåkäxa och havsmus i de djupaste tråldragen. Fångster av dessa arter av broskfiskar så nära land är unikt för Kosterhavet och något som särskiljer detta området från övriga västkusten. Båda dessa arter är med på ArtDatabankens rödlista över hotade arter i Sverige, där blåkäxan har statusen "Sårbar" och havsmusen "Starkt hotad" (ArtDatabanken, 2016). Blåkäxa och havsmus kännetecknas av en långsam tillväxt och sen köns-mognad vilket gör dem känsliga för fiske (Calis m.fl., 2005, Coelho & Erzini, 2008). Sannolikt har införandet av rist i Kosterhavet haft en positiv effekt på överlevnaden i fisket för dessa båda arter. Det är dock svårt att göra en direkt jämförelse mellan Kosterhavet och utsjöområdena i Skagerrak för dessa arter.

En annan art som är utmärkande för Kosterhavet är klorockan. Sett över hela perioden 2002–2015 verkar det finnas mer klorocka i Kosterhavet jämfört med provfiskedata från Skagerrak och utmed övriga Bohuskusten. Det är svårt att säga om detta är en konsekvens av införandet av rist i Kosterhavet eller om det är generella skillnader i miljön som gör att det finns mer klorocka i just Kosterhavet. Avsaknaden av trålfiske som kan fånga klorocka även i de kustnära områdena längs övriga Bohuskusten gör det rimligare att anta att de relativt stora fångsterna av klorocka skulle kunna vara en konsekvens av skillnader i habitat mellan Kosterfjorden och övriga Bohuskusten. Samtidigt kan det inte uteslutas att det tidigare funnits lokala populationer av klorocka längs andra delar av Bohuskusten men att dessa nu är utrotade eller starkt decimerade i likhet med vad som beskrivits för andra större arter av rocka (Cardinale m.fl., 2015). Det faktum att mindre mängd klorocka fångas i Skagerrak jämfört med Kosterhavet talar dock för att införandet av rist i Kosterhavet kan ha haft positiva effekter för klorockan i nationalparken.

I längdfrekvensdata för klorocka finns visst stöd för att Kosterhavet skulle kunna hysa en lokal population. Data från Skottland pekar på att det går en tydlig gräns vid 50 cm för klorockans mognad, < 50 cm inte könsmogen och > 50 cm könsmogen (Simon & Frank, 1996). Då det till största del var individer mindre än 50 cm ner till en minsta längd av 9 cm som fångades under 2015 skulle det tyda på att det mesta av klorockorna i Kosterhavet är ungfisk (juvenil). Samtidigt visar andra undersökningar från Skagerrak och Norska rännan, relativt nära Kosterhavet (figur 1), att klorockor där börjar blir könsmogna vid en längd av 30 cm och att 50 % av individerna är könsmogna vid 44 cm (Skæraasen & Bergstad, 2000). Undersökningar på ägg från klorockor visar att då äggen kläcks är rockorna 9–11 cm långa, i Skagerrak har även 8 cm långa klorockor fångats (Walker, 1999; Skæraasen & Bergstad, 2000). Sammantaget tyder detta på att Kosterhavet fungerar som ett habitat för klorockor från kläckning av äggen, under det juvenila stadiet samt för könsmogna individer.

När det gäller kommersiella arter verkar det som fiskfaunan i Kosterhavet i stort sett speglar situationen i den kustnära fiskfaunan längs övriga Bohuskusten där den största andelen fisk utgörs av unga individer (juveniler) och där stora köns mogna individer i stort sett saknas. Det finns dock några intressanta skillnader mellan fiskfaunan i den djupa delen av Kosterhavet och den övriga Bohuskusten.

I Kosterhavet vid 30–130 m djup fångas det generellt sett lika stor biomassa av torsk (per km²) som längs övriga Bohuskusten under perioden 2002–2015. Ser man däremot till hela det trålade djupintervallet på 30–237 m i Kosterhavet förelåg det skillnader i längdfördelning mellan de olika områdena år 2015. Den relativt stora andelen av köns mogen torsk ≥ 40 cm i Kosterhavet skulle kunna tyda på att det fortfarande finns spillror av ett lokalt bestånd kvar i området. I kustbandet längs övriga Bohuskusten finner man sällan torsk längre än 30 cm vilket motsvarar en ålder av ca två år (Svedäng, 2003). Istället är svenska Bohuskusten, exklusive Öresund och vissa områden av Kattegatt, uppväxtområden för ägg och larver av torsk från Nordsjön som driver in till kusten med strömmarna (Svedäng, 2003; Cardinale & Svedäng, 2004). När torsken är > 37 cm vandrar den normalt till Nordsjön för att leka (Svedäng m.fl., 2007).

Tidigare års undersökningar av Kosterfjorden i kusttrålprogrammet (30–130 m) har däremot inte visat på fångster av köns mogen torsk (Svedäng m.fl., 2004). Våldigt få stora individer av torsk fångades också i ryssjefisket i de grunda områdena 2015. Bara sex individer av 528, eller 1,1 %, var > 37 cm. En anledning till att så få torsk fångats i kusttrålprogrammet kan vara att de djupa lokalerna i Kosterfjorden där den största andelen torsk verkar uppehålla sig inte provtas i det ordinarie programmet. I 2015 års provtagning fanns det stora skillnader i genomsnittlig fångst av torsk från de olika djupintervallen; vid 30–130 m fångades i genomsnitt 5 kg/km² medan det på djup > 130 m fångades 77 kg/km². Notera att endast de grunda trål dragen på 30–130 i Kosterfjorden ingår i jämförelsen över tid från 2002 till 2015. Det är viktigt att komma ihåg att det fiskades med olika trålar på de olika djupintervallen under 2015 vilket kan ha en inverkan på jämförelsen. Det faktum att det användes bottentrål med större maskstorlek (35 mm) i lyftet i de djupaste områdena och med mindre maskstorlek (16 mm) i lyftet på de grundare områdena indikerar att skillnaden i torskbiomassa mellan djup är i underkant. En alternativ förklaring till närvaron av stor torsk på djupare bottnar i Kosterhavet är att den relativt stora andelen stor fisk (jämfört med övriga Bohuskusten) istället kommer från utsjöbestånd som gjort näringsvandringar (till exempel efter räka) in i Kosterfjorden under icke lektid. Intressant vad gäller torsken är också att större torsk knappt alls påträffades i ryssjefisket i Kosterhavet, även om det i detta fiske förekom en hel del småtorsk.

Koljan fångades mer i Kosterhavet än längs övriga Bohuskusten, i synnerhet i Kosterhavets djupaste områden (> 130 m). För 2015 skilde sig också längdfrekvensdata av kolja fångad i Kosterhavet åt från övriga Bohuskusten genom att även inkludera en del fisk över 23 cm, som är den längd då 50 % av honorna är köns mogna (Marty m.fl., 2014). Det är möjligt att detta precis som för torsken i Kosterhavet kan utgöra spillror av lokala populationer. Koljan har historiskt sett i Skagerrak och Kattegatt varit utsatt för ett hårt fisketryck, vilket decimerat beståndet till mycket låga nivåer (Cardinale m.fl., 2012).

6.3. Förslag till uppföljning av fisk- och kräftdjursamhället inom Kosterhavet

Fisketrycket har historiskt varit högt i Skagerrak och nordöstra Nordsjön, vilket har lett till omfattande förändringar i fisksamhällena även i kustområdena. Många rov- och plattfiskbestånd är starkt överfiskade eller till och med lokalt försvunna (Svedäng & Bardon, 2003; Cardinale & Svedäng, 2004; Casini m.fl., 2005; Stål m.fl., 2008; Cardinale m.fl. 2010, 2012; Bartolino m.fl., 2012). Parallellt med minskningen i mängden stor fiskätande fisk har mesopredatorer, d.v.s. småvuxna fiskar och krabbor, ökat i antal under de senaste 30 åren (Svedäng & Bardon, 2003; Eriksson m.fl., 2011, Baden m.fl., 2012).

Ett av målen i skötselplanen för Kosterhavet nationalpark är att ursprungligt förekommande fiskarter och kommersiella fiskarter ska öka i antal och i beståndsstorlek. I Kosterhavet saknas historiskt jämförbara tidsserier för täthet och biomassa av fisk under perioden innan nationalparken inrättades, därför är det svårt att bedöma hur mycket fisk det tidigare kan ha funnits. För flera stora kommersiella bestånd i Nordsjön har vi sett en återhämtning de senaste åren, men längs övriga Bohuskusten är tätheterna fortfarande påfallande låga, trots omfattande begränsningar i fisket. Givet att Kosterhavet har många likheter med utsjömiljöerna (djup, salthalt, syre) i Skagerrak samt närheten till produktiva grundområden så skulle det vara rimligt att anta att tätheten av exempelvis torskfiskar i Kosterhavet på sikt skulle kunna öka till nivåer som är mer jämförbara med situationen för bestånden i utsjön i Skagerrak. Eftersom det för många arter kan vara fråga om olika bestånd är detta ändå ytterst osäkert. I de grunda kustområdena har det skett stora förändringar i livsmiljöerna de senaste årtiondena, vilket skulle kunna göra det svårare för lokala bestånd att växa till. Exempelvis sker en kontinuerlig förlust av viktiga livsmiljöer till följd av övergödning, strandexploatering och båttrafik. Speciellt båttrafiken har ökat mycket i området de senaste åren. Dessa effekter späds på av trofiska kaskadeffekter till följd av att rovfisken saknas i systemet, vilket leder till ökad trå-

dalgs påväxt och ytterligare habitatförlust (Baden m.fl. 2012, Östman m.fl. 2016). Samtidigt har populationerna av knobbsäl och skarv ökat totalt sett vid Västkusten. I Kosterhavet är framför allt populationen av knobbsäl mycket stor (över 1 individ per km²). Uttagen från säl och skarv kan påverka fiskbestånden i kustzonen. För att klargöra om predation kan vara en bidragande orsak till att fiskbestånden inte återhämtat sig som förväntat, efter den starka regleringen av fisket i området, behöver uppskattningar av sälens och skarvens uttag göras.

Här följer ett antal förslag och motiveringar för uppföljande och kompletterande undersökningar av fisk- och kräddjursamhällen i Kosterhavet med fokus på nationalparkens målsättningar gällande stärkta fiskbestånd:

- En fördjupad undersökning av i vilken omfattning de viktiga livsmiljöer för fisk som identifierats i denna undersökning påverkas av olika mänskliga verksamheter, t.ex. strandexploatering, båttrafik, trålfiske, och eutrofiering, behövs för att utvärdera behovet av ytterligare förvaltningsåtgärder.
- Undersökningar av sälens och skarvens roll i näringsvävar och ekosystem, med fokus på interaktioner med fisksamhället, behöver göras. För dessa analyser behövs information om utbredning och trender i förekomst av toppredatorer samt lokala dietval. Dessutom behövs skattningar av fiskbeståndens produktionspotential.
- Kartläggningar av äggförekomst för att utröna om det finns lekande lokala populationer av torsk, kolja och andra torskfiskar. Befintlig äggsurvey kan anpassas och utökas för att täcka in aktuella arter och områden. Närvaro av de yngsta stadierna av ägg indikerar lokal lek, vidare kan genetiska analyser användas för att visa på förekomst av lokala bestånd.
- Möjligheter att inkludera djupa tråldrag (> 130 m) i Kustråldragprogrammet bör utredas. Detta eftersom jämförelserna med övriga kusten indikerade att det framförallt är i de djupare delarna som en fiskfauna som är unik för den svenska kusten återfinns. Man behöver också bedöma om man skall fortsätta med räktrål eller försöka använda samma trål som för djupintervallet 30–130 m. Miljöerna i Kosterhavet är mycket känsliga och området är av begränsad storlek, varför det inte är rimligt med en alltför tät uppföljning. En uppföljning som sker vart tredje eller var femte år kan vara lämplig.
- Inrättande av ett årligen återkommande ryssjefiske i området, som en del av kustfiskövervakningen, kan behövas för att följa utvecklingen av de unga livsstadier av både rov- och plattfisk, liksom förekomsten av ål. Även be-

ståndet av läppfisk kan behöva övervakas, med tanke på det kommersiella fiske som pågår i området.

- Förekomst av historiska dokument angående omfattning av tidigare fiske i Kosterhavet (exempelvis från Hushållningssällskapet) borde undersökas. Sammanställning av historiskt fiske kunde eventuellt användas som ett mått på tidigare förekomst av kommersiella arter.

7. Referenser

Ahlbeck Bergendahl, I., Jansson, M. & Sundqvist, F. 2015. Faktablad – Resultat från övervakningen av kustfisk 2015:6. Älgöfjorden (Västerhavet) 2002-2015.

Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Andersson, J., Fredriksson, R., Bergström, L., Lawett, E. & Bergström, U. 2013. Inventering och modellering av fisk- och kräftdjurssamhället i Stigfjorden sommaren 2012. Aqua Reports 2013:12. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. 46 s.

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.

Araújo, M.B. & New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecology and Evolution 22:42-47.

ArtDatabanken. 2016. Rödlistning artdatabanken.
<http://www.artdatabanken.se/naturvaard/roedlistning/>

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.-J. & Åberg, P. 2012. Shifts in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. Marine Ecology Progress Series 451: 61-73.

Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Linderholm, H. W., Casini, M., & Grimwall, A. 2012. Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69:833-841.

Bergström, L., & Karlsson, M. 2016. Undersökningstyp: Djupstratifierat provfiske med smaryssjor.
<https://www.havochvatten.se/download/18.2daa1277152c4afdb3064e28/1456317658273/undersokstyp-provfiske-med-smaryssjor.pdf>

Bergström, L., Karlsson, M. & Pihl, L. 2013. Comparison of gill nets and fyke nets for the status assessment of coastal fish communities. WATERS Report no. 2013:7. Havsmiljöinstitutet, Sweden.

Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L. & Kraufvelin, P. 2016. Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. *Marine Biology* 163: 201.

Bergström, U. & Fredriksson, R. 2009. Kartläggning av viktiga habitat för fisk och kräftdjur vid Vinga. Rapport till Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Booth, T.H., Nix, H.A., Busby, J.R. & Hutchinson, M.F. 2013. BIOCLIM: the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. *Diversity and Distributions* 20:1-9.

Calis, E., Jackson, E.H., Nolan, C.P. & Jeal, F. 2005. Preliminary age and growth estimates of the rabbitfish *Chimera monstrosa*, with implications for future resource management. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 35: 15-26.

Cardinale, M. & Svedäng, H. 2004. Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in eastern Skagerrak-Kattegat (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. *Fisheries Research* 69: 263-282.

Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Börjesson, P. & Norén, F. 2010. Fishing through time: population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat-Skagerrak over a century. *Population Ecology* 52:251-262.

Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, M., Casini, M. & Linderholm, H. 2012. Spatial and temporal depletion of haddock and Pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *Journal of Applied Ichthyology* 28:200-208.

Cardinale, M., Bartolino, V., Svedäng, H., Sundelöf, A., Poulsen, R.T. & Casini, M. 2015. A centurial development of the North Sea fish megafauna as reflected by the historical Swedish longlining fisheries. *Fish and Fisheries* 16:522-533.

Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. & Vitale, F. 2005. Trends in CPUE and related changes in spatial distribution of demersal fish species in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea, between 1981 and 2003. *ICES Journal of Marine Sciences* 62:671-682.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.

Coelho, R. & Erzini, K. 2008. Life history of a wide-ranging deepwater lantern shark in the north-east Atlantic, *Etmopterus spinax* (Chondrichthyes: Etmopteridae), with implications for conservation. *Journal of Fish Biology* 73:1419-1443.

Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J. & Lawler, J.J. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88:2783-2792.

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.

Fredriksson, R., Bergström, U. & Bergström, L. 2010. Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk i grunda områden i Kattegatt – rumsliga modeller baserade på provfisken vid utsjöbankar och vid kusten. *Fiskeriverket Informerar* 2010:4. 34 s.

Gonzalez-Mirelis, G., Bergström, P., Lundälv, T., Jonsson, L. & Lindegarth, M. 2009. Mapping the benthos: spatial patterns of seabed dwelling megafauna in a Swedish Fjord, as derived from opportunistic video data. *Marine Biodiversity* 39:291-302.

Halvorsen, K.T., Larsen, T., Sjørdalen, T.K., Vøllestad, L.A., Knutsen, H. & Olsen, E.M. 2017. Impact of harvesting cleaner fish for salmonid aquaculture assessed from replicated coastal marine protected areas. *Marine Biology Research* (under utgivning).

Havs- och vattenmyndigheten. 2012. God havsmiljö 2020: Del 2. God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer.

Havs- och vattenmyndigheten 2016a. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2016. Resursöversikt.

Havs- och vattenmyndigheten. 2016b. Martin Rydgren, muntligt.

ICES. 2012. Manual for the International Bottom Trawl Survey. Series of ICES survey protocols. SISP 1-IBTS VIII. 68 pp.

Le Pape, O., Delavenne, J. & Vaz, S. 2014. Quantitative mapping of fish habitat: a useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives. *Ocean and Coastal Management* 87:8-19.

Lingman, A., Bergström, U., Karlsson, M. & Andersson, J. 2009. Inventering av bottenfisksamhällen i Kornö-Gåsöskärgården sommaren 2008. Rapport till Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Lundgren, M. & Waje, L. 2015. Havsfiskeboken. Allt du behöver veta om sportfiske från båt i Skagerrak, Kattegatt och Öresund. Göteborgstryckeriet, Mölndal. ISBN 978-91-978729-2-8.

Länsstyrelsen. 2008. Preliminär slutrapport av Marinbiologisk dokumentation inom den planerade nationalparken Kosterhavet 2008-12-19.

Marty, L., Rochet, M.-J. & Ernande, B. 2014. Temporal trends in age and size at maturation of four North Sea gadoid species: cod, haddock, whiting and Norway pout. *Marine Ecology Progress Series* 497:179-197.

Naturvårdsverket. 2009. Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8471-4.

Nilsson, P. 1997. Biologiska värden i Kosterfjorden. En sammanställning och analys av nuvarande kunskap. Naturvårdsverkets Rapport 4749. Elanders Gotab, Stockholm. 75 s.

Moksnes, P.O., Gullström, M., Tryman, K. & Baden, S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117: 763-777.

Moksnes, P.O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S. & Infantes, E. 2016. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, 148 s, ISBN 978-91-87967-16-0.

OSPAR. 2010. The Ospar System of Ecological Quality Objectives for The North Sea. Update 2010. Ospar Commission.

Pihl, L. & Wennhage, H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 62:148-166.

Pihl, L., Bergström, L., Blomqvist, M., Karlsson, B., Rosenberg, R. & Walve, J., 2013. Resultat från mätkampanj 2012: Stöd för utvärdering av kvalitetsfaktorer och indikatorer i näringsgradienter i Skagerrak och Östersjön. Rapport till Naturvårdsverket/Havs-och vattenmyndigheten, Dnr 764 – 12.

Reiss, H., Cunze, S., König, K., Neumann, H. & Kröncke, I. 2011. Species distribution modelling of marine benthos: a North Sea case study. *Marine Ecology Progress Series* 442:71-86.

Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 79 s.

Simon, J.E. & Frank, K.T. 1996. Assessment of the division 4VsW skate fishery. DFO Atlantic Fisheries Research Document. 96/105. 51 p. Citerat i: Parker, D.B., Zetlin, C.A. & Vitaliano, J. 2003. Thorny skate, *Amblyraja radiata*, life history and habitat characteristics. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-178.

Skæraasen, J.E. & Bergstad, A.O. 2000. Distribution and feeding ecology of *Raja radiata* in the northeastern North Sea and Skagerrak (Norwegian Deep). *ICES Journal of Marine Science* 57:1249-1260.

Skiftesvik, A.B., Blom, G., Agnalt, A.L., Durif, C.M.F., Browman, H.I., Bjelland, R.M., Harkestad, L.S., Farestveit, E., Paulsen, O.I., Fauske, M., Havelin, T., Johnsen, K. & Mortensen, S. 2014. Wrasse (Labridae) as cleaner fish in salmonid aquaculture –the Hardangerfjord as a case study. *Marine Biology Research* 10:289-300.

Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A. & Hjelm, J. 2011. Fiskebestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. *Fiskeriverket Informerar* 2011:6. 48 s.

SLU Aqua. 2012. Utvärdering av potentiella indikatorer för god miljöstatus hos fisk i Västerhavet i enlighet med havsmiljöförordningen och möjligheter till samordning med förslag framtagna av OSPAR och HELCOM på basen av befintlig miljöövervakning (Wennhage, H., Bergström, L., Fredriksson, R. & Sundelöf, A.). Uppdrag till Havs- och vattenmyndigheten 2012-09-15.

Spellerberg, I.F. & Fedor, P. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the “Shannon-Wiener” index. *Global Ecology and Biogeography* 12:77-179.

Stål, J., Paulsen, S., Pihl, L., Rönnbäck, P., Söderqvist, T. & Wennhage, H. 2008. Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: integrating ecosystem functions into fisheries management. *Ocean and Coastal Management* 51:594-600.

Sundblad, G. & Bergström, U. 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020-1028.

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.

Sundqvist, F. & Tärnlund, S. 2015. Faktablad - Resultat från övervakningen av kustfisk 2015:5. Barsebäck (Öresund) 1999–2015.

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., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A. & Vitale, F. 2004. Bottenfisk i västerhavet. *Fiskeriverket Informerar* 2004:6. 47 s.

Svedäng, H., Righton, D. & Jonsson, P. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanisms. *Marine Ecology Progress Series* 345:1-12.

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M.B. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32:369-373.

Vayssières, M. P., Plant, R. E. & Allen-Diaz, B. H., 2000. Classification trees: Alternative non-parametric approach for predicting species distributions. *Journal of Vegetation Science* 11: 679-694.

Walker, P.A. 1999. Fleeting images. Dynamics of North Sea ray populations. Avhandling, Amsterdams universitet, Nederländerna, 145 s.

Wennberg, S. & Lindblad, C. (Red.), Albertsson, J., Bergström, U., Isæus, M., Kilnäs, M., Mattisson, A. & Sandman, A. 2006. Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU). Naturvårdsverket.

Wennhage, H., Pihl, L. & Stål, J. 2007. Distribution and quality of plaice (*Pleuronectes platessa*) nursery grounds on the Swedish west coast. *Journal of Sea Research* 57:218-229.

Wood, S.N. 2006. Generalized additive models: An introduction with R. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL.

www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2014-10-31-god-havsmiljo-2020---del-3.html

[www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/ICES%20Survey%20Protocols%20\(SISP\)/SISP%2010%20-%20Manual%20for%20the%20International%20Bottom%20Trawl%20Surveys%20-%20Revision%20IX.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/ICES%20Survey%20Protocols%20(SISP)/SISP%2010%20-%20Manual%20for%20the%20International%20Bottom%20Trawl%20Surveys%20-%20Revision%20IX.pdf)

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3-14.

Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B.K., Olsson, J., Moksnes, P.-O., Bergström, U. 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 53:1138-1147.

