



Aqua reports 2021:22

Påverkansanalys fisk

till åtgärdsprogram för havsmiljön

Håkan Wennhage, Rahmat Naddafi, Noora Mustamäki, Alessandro Orio,
Lena Bergström, Mattias Sköld, Mikaela Bergenius, Daniel Valentinsson,
Jens Olsson



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Påverkansanalys fisk

– till åtgärdsprogram för havsmiljön

Håkan Wennhage	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Rahmat Naddafi	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Noora Mustamäki	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Alessandro Orio	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Lena Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Mattias Sköld	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Mikaela Bergenius	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Daniel Valentinsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Jens Olsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

December 2021

Aqua reports 2021:22

E-post till ansvarig författare: hakan.wennhage@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Birgit Koehler, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Peter Thor, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Vid citering uppge:

Wennhage, H., Naddafi, R., Mustamäki, N., Orio, A., Bergström, L., Sköld, M., Bergenius, M., Valentinsson, D. & Olsson, J. (2021). Påverkansanalys fisk – till åtgärdsprogram för havsmiljön. Aqua reports 2021:22. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Lysekil. 81 s

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 00734-20 (SLU-ID: SLU.aqua.2020.5.1-133)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Publikationsansvarig: Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Institutionen för akvatiska resurser

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Utgivningsår: 2021

Utgivningsort: Lysekil

Illustration: Framsida: Torsk (*Gadus morhua*) Foto: Mark Harris för SLU
Baksida: Abborre (*Perca fluviatilis*) Foto: Mark Harris för SLU

Serietitel: Aqua reports

Delnummer i serien: 2021:22

ISBN: 978-91-576-9922-0 (elektronisk version)

Nyckelord: Påverkansanalys, Åtgärdsprogram, Fisk, Havsmiljödirektivet, Nordsjön, Östersjön, Fiske, Klimat, Övergödning, Habitat, Födovävsinteraktioner

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

Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att beskriva kunskapsläget om och betydelsen av de viktigaste påverkansfaktorerna för fisk i svenska marina vatten för att stödja uppdateringen av åtgärdsprogrammet inom havsmiljödirektivet 2021. Havsmiljödirektivets mål är att uppnå eller upprätthålla god miljöstatus i havsmiljöerna. För ekosystemkomponenter som fisk där status är otillfredsställande krävs åtgärder för att nå målen och en påverkansanalys kan bidra med kunskap till förvaltningens arbete med att rikta och prioritera åtgärder. Sammanställningen som presenteras i denna rapport är uppdelad på de två övergripande svenska bedömningsområdena inom havsmiljödirektivet, Nordsjön och Östersjön, samt gör en uppdelning på kust och utsjö vad gäller påverkansfaktorer och deras koppling till fiskfaunan.

I rapporten presenteras vilket stöd för påverkan på fisk det fanns i litteraturen fram till hösten 2019 (där inget annat anges) uppdelat på faktorerna fiske, klimat, övergödning, habitatpåverkan och födovävsinteraktioner. Dessutom redovisas översiktligt betydelsen av andra påverkansfaktorer som miljögifter, läkemedelsrester, mikroplaster och marint skräp, undervattensbuller, vitaminbrist, samt parasiter och sjukdomar, områden där kunskapen är mer begränsad.

En kvalitativ syntes av resultaten visar att flera faktorer sannolikt har stor påverkan på fisk i kust och utsjö-ekosystemen såväl i Östersjön som i Nordsjön. Dessa faktorer utgör en kombination av förändrade födovävsinteraktioner, samt direkt och indirekt mänsklig påverkan. Direkt påverkan från fiske på målarter och bifångstarter är av betydelse i alla förvaltningsområden och habitat. Möjligen är antalet betydelsefulla påverkansfaktorer något lägre i Nordsjön (framförallt i utsjön), jämfört med Östersjön. Samtidigt verkar det råda en större kunskapsbrist kring annan påverkan i Nordsjön där fiske varit den dominerande påverkan. Betydelsen av klimat, övergödning och habitatförlust är påtaglig i båda förvaltningsområdena. Det råder dock kunskapsbrist om betydelsen av klimat på beståndens status i Nordsjöns utsjö, samt betydelsen av födovävsinteraktioner i alla områden och habitat. Det finns även en kunskapsbrist om hur födovävsinteraktioner kopplade till ökande populationer av säl och skarv påverkar fisken. Rapporten konstaterar att en kvantitativ skattning av olika påverkansfaktorers relativa betydelse för fisken vore önskvärd, inkluderande studier av kumulativa effekter (samverkan och/eller förstärkning) av flera påverkansvariabler som agerar samtidigt. Kumulativa effekter är idag dåligt kända och studerade, men sannolikt betydande för utvecklingen av fiskpopulationerna och fiskesamhällena i våra marina vatten. Givet mångfalden av olika påverkansfaktorer, förordas en ekosystembaserad försiktighetsansats vid förvaltning av fiskbestånd, arter och samhällen i våra marina miljöer.

Nyckelord: Påverkansanalys, Åtgärdsprogram, Fisk, Havsmiljödirektivet, Nordsjön, Östersjön, Fiske, Klimat, Övergödning, Habitat, Födovävsinteraktioner.

Abstract

The purpose of this report is to describe the current state of knowledge of the most important factors influencing fish in Swedish marine waters in preparation for the update of the program of measures in 2021 within the Swedish implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). The objective of the MSFD is to achieve or maintain good environmental status in the marine environments. For ecosystem components such as fish where the status is poor, an analysis of the key impacting pressures can contribute with knowledge to support management in directing and prioritizing measures required to achieve the goals. This review is divided into the two Swedish assessment areas of the MSFD, the North Sea and the Baltic Sea, and makes a division into coast and open sea in terms of describing the evidence for pressures affecting the fish fauna.

The report presents literature support available during the autumn 2019 for the impact of pressures on fish from fishing, climate, eutrophication, habitat loss and food-web interactions. In addition, the significance of other pressures for which knowledge is more limited such as pollutants, pharmaceutical residues, marine litter including micro plastics, underwater noise, vitamin deficiency, as well as parasites and diseases are presented in short.

A qualitative synthesis of the results shows that several pressures are likely to have a major impact on fish in the coastal and offshore ecosystems both in the Baltic Sea and in the North Sea. These pressures are a combination of direct and indirect human impact, as well as of altered food-web interactions. Direct impact from fishing on target and by-catch species is important in all management areas and habitats. The number of significantly influencing factors appears somewhat lower in the North Sea (especially in the open sea), compared to the Baltic Sea. However, there also seems to be less information on other impacts in the North Sea, where fishing has been the dominant pressure for a long period. Climate, eutrophication and habitat loss are significant pressures for the status of fish in both administrative areas. However, there is a general lack of knowledge about the importance of climate on the status of stocks in the North Sea, as well as the importance of food-web interactions in all areas and habitats, including how increasing populations of seals and cormorants interact with fish. This report concludes that a quantitative estimate of the relative importance of different pressures for fish would be desirable, including studies of the cumulative effects of several pressures that act simultaneously. Cumulative effects are poorly understood and studied, but are likely significant for the development of the fish populations and fish communities in our marine waters. Given the wide plethora of potentially impacting pressures, a more precautionary and ecosystem based approach to management is advocated in the current and future management of fish stocks, populations and communities in Swedish marine waters.



Foto: Håkan Wennhage

Innehållsförteckning

1. Generellt om påverkan på fisk.....	9
1.1. Syfte och upplägg	11
1.2. Metod och avgränsningar.....	11
2. Fiske	13
2.1. Nordsjön	15
2.1.1. Utsjön	15
2.1.2. Kusten.....	18
2.2. Östersjön.....	20
2.2.1. Utsjön	20
2.2.2. Kusten.....	24
3. Klimat.....	26
3.1. Nordsjön	28
3.1.1. Utsjön	28
3.1.2. Kusten.....	29
3.2. Östersjön.....	29
3.2.1. Utsjön	29
3.2.2. Kusten.....	32
4. Övergödning.....	34
4.1. Nordsjön	36
4.1.1. Utsjön	36
4.1.2. Kusten.....	36
4.2. Östersjön.....	37
4.2.1. Utsjön	37
4.2.2. Kusten.....	38
5. Habitatpåverkan.....	40

5.1. Nordsjön	41
5.1.1. Utsjön	41
5.1.2. Kusten.....	42
5.2. Östersjön.....	42
5.2.1. Utsjön	42
5.2.2. Kusten.....	42
6. Födovävsinteraktioner	44
6.1. Nordsjön	45
6.1.1. Utsjön	45
6.1.2. Kusten.....	46
6.2. Östersjön.....	47
6.2.1. Utsjön	47
6.2.2. Kusten.....	49
7. Övriga påverkansfaktorer	51
8. Sammanfattning och slutsatser.....	55
Referenser	59
Tack	81

1. Generellt om påverkan på fisk



Foto: Mark Harris för SLU

Fisk har en central roll i de marina födovävarna. De påverkas av processer längre ned i systemet, så kallade *bottom-up* effekter, och processer högre upp, så kallade *top-down* effekter. Ett ekosystems produktionspotential är en viktig bottom-up process medan naturlig dödlighet och predation utgör exempel på top-down processer. Beroende på var i näringsväven en enskild fiskart befinner sig kan betydelsen av bottom-up och top-down processer skilja sig åt. Ofta ändrar fisken även födoval under sin livscykel, och födosöker då generellt på högre trofisk nivå vid större kroppsstorlek (Nakazawa 2015). Det finns också flera studier som visar att framförallt stor rovfisk kan ha en strukturerande roll och påverkan på hela näringsväven via så kallad top-down-kontroll (Casini et al. 2008; Eriksson et al. 2011; Baden et al. 2012; Östman et al. 2016; Donadi et al. 2017).

Påverkan på fisksamhällets sammansättning och storlek är komplex och utgörs av både naturliga faktorer och mänsklig direkt och indirekt påverkan. Strömmar, djup, salthalt och typ av habitat i ett havsområde har stor betydelse för vilka arter som påträffas och hur vanligt förekommande de är. Naturliga interaktioner mellan arter i näringsväven, som till exempel predation från rovfisk, fågel och däggdjur och konkurrens mellan arter, påverkar också hur mycket fisk av olika arter det finns. Direkt mänsklig påverkan på fisk kan ske genom fiske, men påverkan kan även vara indirekt och ske gradvis, som till exempel genom övergödning, utsläpp av miljögifter och effekter av klimatförändringarna. Kusten är generellt sett tätbefolkad och påverkan på fisk från mänsklig aktivitet är större och mer mångfacetterad än i det öppna havet. I utsjön är det framförallt fiske, klimat och övergödning har störst påverkan.

Viktig är också tidsaspekten. Olika påverkansfaktorer verkar över olika tidsskalor både med avseende på hur lång tid det tar innan man ser effekterna på fiskpopulationerna och på hur betydelsen av olika påverkansfaktorer varierat i ett historiskt perspektiv. Vissa faktorer verkar direkt medan andra har en mer långsamverkande och långvarig effekt. Därtill har vissa påverkansfaktorer varit viktiga i ett historiskt perspektiv men fått minskad betydelse till följd av vidtagna åtgärder, medan andra faktorer istället har fått en ökad betydelse med tiden.

I motsats till fisken i det öppna havet är bestånden längs våra kuster ofta lokala (Östman et al. 2017a). Därtill varierar ofta påverkan mellan områden genom kustsystemens naturliga variation och skillnader i typ av mänskligt nyttjande av den marina miljön. Det är därför svårt att ge en generell bild av den mest betydande påverkan på fisken vid kusten, och en lokal analys med utgångspunkt i förekommande mänskliga aktiviteter och naturliga förutsättningar behövs för att bedöma vilka påverkansfaktorer som spelar störst roll i olika områden.

Det finns ett flertal studier där man direkt eller indirekt undersökt hur miljön och mänsklig aktivitet påverkar fisken, men betydligt färre där man samtidigt undersökt den relativa betydelsen av olika påverkansfaktorer på fisken. Det finns endast ett fåtal studier av kumulativa effekter av flera samtidiga påverkansfaktorer, exempelvis för fisksamhällen i rinnande vatten (Schinegger et al. 2016).

1.1. Syfte och upplägg

Syftet med rapporten är att beskriva kunskapsläget och betydelsen av de viktigaste påverkansfaktorerna för fisk i svenska marina vatten för att stödja uppdateringen av åtgärdsprogrammet inom havsmiljödirektivet.

I rapporten presenteras vilket stöd för påverkan på fisk det fanns i litteraturen fram till hösten 2019 (där inget annat anges) uppdelat på faktorerna fiske, klimat, övergödning, habitatpåverkan och födovävsinteraktioner. Därtill redovisas i ett särskilt avsnitt översiktligt betydelsen av övriga påverkansfaktorer som miljögifter, läkemedelsrester, mikroplaster och marint skräp, undervattensbuller, vitaminbrist, samt parasiter och sjukdomar. Rapporten avslutas med ett sammanfattande avsnitt med en ansats till att väga samman betydelsen av olika påverkansfaktorer på fisk i svenska marina vatten.

1.2. Metod och avgränsningar

Rapporten består av en sammanställning av befintlig litteratur om påverkan på fisk i svenska marina vatten. Utgångspunkten har varit tidigare publicerade nationella och internationella sammanställningar, och nya litteratursökningar i begränsad omfattning. Rapporten innehåller därmed såväl vetenskapliga publikationer som interna och externa rapporter. Det mest optimala tillvägagångssättet hade sannolikt varit att utföra en systematisk litteratursökning och efterföljande metaanalys, men tillgänglig tid och resurser har inte medgett detta.

Fokus i litteratursammanställningen ligger på de studier som kan visa en tydlig effekt från en påverkansfaktor, uppdelat på de två förvaltningsområdena Östersjön och Nordsjön. För varje påverkansfaktor och förvaltningsområde har texten ytterligare delats upp i kust och utsjö. Ytterligare geografisk uppdelning i till exempel havsplaneområden har i detta skede inte varit möjlig. Tillgänglig litteratur har heller inte medgett en tydlig koppling mellan respektive påverkansfaktor och de indikatorer som används för bedömning av status inom havsmiljödirektivet. Fokus ligger istället på kunskap om generell påverkan på arter och fisksamhällen i Östersjöns och Nordsjöns kust- och utsjöområden. Utifrån de åtgärder som

fastställs i åtgärdsprogrammet återstår således ett arbete med att definiera uppföljning och lämpliga indikatorer för dessa.

Det avslutande avsnittet, där en ansats till sammanvägning av olika påverkansfaktors betydelse har gjorts, är baserat på en kvalitativ bedömning med utgångspunkt i texterna som presenteras i tidigare avsnitt av rapporten.

2. Fiske



Foto: Ant-Katrin Hallin

Fiske kan medföra olika typer av påverkan på fisksamhällen (Jennings & Kaiser 1998). Påverkan på fisk från fiske kan delas in i direkta effekter genom uttag av specifika arter inklusive bifångade arter, samt indirekta effekter till följd av ändrade födovävsinteraktioner inklusive trofiska kaskader och/eller fysisk påverkan från redskap på de habitat som fisken lever i (Airolidi & Beck 2007). Den direkta dödlighet som fisket utsätter fisken för minskar mängden och medelstorleken av målarterna (Edgren 2005; Florin et al. 2013; Bergström et al. 2016). Exempel på indirekta effekter av fiske är; förändringar i enskilda arters livshistoria som ålder vid könsmognad till följd av selektivt fiske (Cardinale et al. 2009; Kokkonen et al. 2015); förändringar i trofisk reglering som leder till trofiska kaskader inom och mellan system (Österblom et al. 2007; Eriksson et al. 2011; Baden et al. 2012; Casini et al. 2012; Östman et al. 2016) och fysisk påverkan på livsmiljöer från fiskeredskap (Hiddink et al. 2006). När det gäller de direkta effekterna är vissa fiskar målarter för fisket, medan andra arter främst utgör bifångst (som antingen är önskad eller oönskad). I allmänhet är bifångsterna av fisk och skaldjur mindre i fisken med passiva redskap än i trålfisken (Bergenius et al. 2018), dock finns selektiva trålfisken med mindre bifångster än i konventionella trålar (Valentinsson & Ulmestrand 2008, Ziegler et al. 2016). Bifångster av däggdjur och fåglar är tvärtom vanligare i passiva redskap än i trålfisken (ICES 2020). Fritidsfisket utgör generellt en större påverkansfaktor på fisk vid kusten än i utsjön (Havs- och vattenmyndigheten 2019a).

Fiske har sannolikt haft en effekt på fiskpopulationer alltsedan människan började exploatera resursen, och den situation vi ser idag är för många fiskpopulationer ett resultat eller i alla fall delvis ett resultat av historiskt nyttjande från människans sida (Jackson et al. 2001). För många bestånd är fisket fortfarande den viktigaste faktorn som påverkar beståndets utveckling och status. För andra bestånd har fisket fått en minskande relativ betydelse som ett resultat av begränsningar i fisket, fredning av fisken och förändringar av andra påverkansfaktorer. Därtill har det för vissa fiskbestånd skett en förskjutning i vilken typ av fiske som har den största påverkan på fisken. Idag är påverkan på framförallt våra kustfiskbestånd sannolikt mer betydande från den expanderande fritidsfiskesektorn relativt yrkesfisket där antalet aktiva fiskare stadigt minskar. En sådan jämförelse innehåller stora osäkerheter bland annat för att ett tidigare omfattande husbehovsfiske nu nästan helt försvunnit och i varierande omfattning kommit att omvandlas till yrkesfiske eller fritidsfiske beroende på geografiskt område.

2.1. Nordsjön

2.1.1. Utsjön

Beskrivningen av fisket nedan är till största delen (när ingen annan referens ges) en sammanfattning baserad på ICES (2019a) och på Bergenius et al. (2018).

Fisket i Nordsjöregionen (egentliga Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och Östra Engelska kanalen) sker av flottor från nio länder, varav de dominerande med avseende på antalet fartyg och landningar är Storbritannien, Norge och Danmark. De totala landningarna från Nordsjöområdet var som högst i början av 1970-talet och har minskat till ungefär hälften (2 miljoner ton) sedan dess. De minskade landningarna beror dels på överfiskade bestånd med lägre produktivitet som följd, men också på att man generellt lyckats sänka fiskeridödligheten sedan början av 2000-talet. Fiskeansträngningen har minskat sedan början av 2000-talet, delvis till följd av minskade fångstmöjligheter men också till följd av reducerad kapacitet i vissa flottor och av införda effortregleringar (regleringar av fiskeansträngningen). Fritidsfisket i Nordsjöregionen sker främst i kustzonen.

Fångsterna i Nordsjöområdet kommer från över 100 olika bestånd. Landningarna från Nordsjöregionen domineras av pelagiska arter som sill och makrill, vilka fiskas med pelagiska trålar och vadar. De volymmässigt dominerande arterna av demersala fiskarter är tobis, kolja, torsk, gråsej och plattfiskar som i första hand fiskas med olika typer av botten- och bomtrålar. I framförallt norra delen av Nordsjöregionen finns också betydande bottentrålfisken efter havskräfta och i nordost (nordöstra Nordsjön och Skagerrak) efter nordhavsräka. Dessa två arter är värdemässigt överlägset mest betydelsefulla för svenskt demersalt fiske i området. Utkast av oönskad fångst är störst i fisken efter demersala och bentiska arter, som i första hand fiskas med botten- och bomtrålar.

På Nordsjöskala sker fiske med passiva redskap i störst utsträckning i Engelska kanalen, Tyska bukten och väster om Danmark, samt öster om Shetland. Bottentrålning och pelagiskt fiske sker i hela området, medan bomtrålar i första hand används i den grundare sydliga delen av Nordsjön. Störst fysisk påverkan på havsbotten orsakas av botten- och bomtrålar och skrapor av olika slag. Områdena med störst fysisk störning från fiskeredskap är östra Engelska kanalen, sydöstra Nordsjön och delar av Skagerrak och Kattegatt.

Trots åtaganden i den gemensamma fiskeripolitiken, som i de flesta fall omsatts i antagandet av fleråriga planer om att alla bestånd ska fiskas långsiktigt hållbart, i

enlighet med *maximum sustainable yield* (MSY¹) senast 2020, sätts fortfarande en andel av de totala tillåtna fångsterna (TAC) högre än vad de vetenskapliga råden medger. Detta återspeglas även i beståndens status. Enligt ICES (2021a) så var dödligheten orsakad av fiske (fiskeridödligheten) för 41 procent av bestånden med fullständig beståndsuppskattning (19 av 46) fortfarande över det referensvärde för fiskeridödlighet som ger ett hållbart fiske över tid (F_{MSY} alt. D3C1). Samtidigt befinner sig 34 procent (15 av 44) av bestånden under det tröskelvärde för beståndets biomassa som inte bör underskridas ($B_{MSY-trigger}$ alt. D3C2) i Nordsjöregionen. Relaterat till dessa två statusbedömningar bör påpekas att ytterligare cirka 75 bestånd som saknar referenspunkter för MSY, och ingår därför inte i beräkningarna ovan. Uppdelat på olika beståndskategorier enligt senaste rådgivningen fiskas 38 procent av de bedömda demersala fiskbestånden och 63 procent av de pelagiska bestånden för hårt ($F > F_{MSY}$), där 53 procent respektive 43 procent befinner sig under referensnivåerna för beståndsstorlek utifrån kriterier om hållbart fiskade bestånd. Bäst status i Nordsjöregionen har bestånden av bentiska arter (främst plattfiskar) där 33 procent har för hög fiskeridödlighet medan alla utom ett av de bedömda bestånden befinner sig över referensstorleken ($B_{MSY-trigger}$) för lekbiomassa (ICES 2021a).

Det omfattande och långvariga fisket i Nordsjön har vidare reducerat andelen stora fiskindivider i fiskesamhällena avsevärt, vilket återspeglas i en vikande trend för indikatorn *Large Fish Indicator* (Greenstreet et al. 2011; Lynam & Rossberg 2017). Uttaget av stor fisk har via förändrade födovävsinteraktioner lett till en förändrad artsammansättning, och flera arter av hajar och rockor bedöms vara hotade (Ospar 2017). Samtidigt har också storleksstrukturen hos många rund- och plattfiskarter förskjutits mot mindre individer (Ospar 2017).

Ett element i den gemensamma fiskeripolitiken som infördes i och med den senaste reformen 2013 är den så kallade landningsskyldigheten. Enligt landningsskyldigheten krävs att all fångst av kvoterade fiskarter ska landas och avräknas de kvoter som bestämts för dessa bestånd. Landningsskyldigheten har införts stegvis sedan 2015 och är från och med 2019 fullt implementerad för allt EU-fiske. Undantag från landningsskyldigheten kan ges för vissa arter i specifika fisken där överlevnaden för återutsatta individer bedöms enligt vetenskapliga studier vara hög eller då de oönskade fångsterna uppfyller kriterier för undantag (*de minimis*) av landningsskyldigheten. Sådana undantag finns specificerade i särskilda utkastplaner för respektive region (Östersjön och Nordsjön för svenskt utkastplaner). Allteftersom landningsskyldigheten införts har man höjt kvoterna med så kallade *top-ups* motsvarande de andelar av fångsterna som tidigare slängdes

¹ Förvaltning av ett bestånd enligt MSY (maximum sustainable yield) syftar till att maximera det långsiktiga uttaget av biomassa ur havet, utan att riskera ett bestånds reproduktionsförmåga (lekbiomassa).

tillbaka. Detta som en uppmuntran och kompensation till fisket för det extra arbete som landningsskyldigheten innebär. Landningsskyldigheten innebär att när en kvot är uppfiskad måste fortsatta fångster upphöra. Tidigare kunde fisket fortgå förutsatt att den/de arter vars kvot var uppfiskad slängdes tillbaka i havet. Tanken är alltså att landningsskyldigheten skall uppmuntra till mer selektivt fiske genom att oönskad fångst får litet/inget värde, att fortsatt fiske när en kvot är slut inte är möjligt och att fiskare därigenom får stärkta incitament att maximera värdet av sitt kvotutrymme. Dock innebär detta samtidigt att fortsatta (illegala) utkast, i den mån det förekommer, leder till överfiske vid fullt kvotutnyttjande. I Nordsjöregionen, liksom i andra EU-vatten, är det fortfarande tillåtet med utkast av icke-kvoterade arter och rovdjursskadad fångst medan förbjudna/skyddade arter ska återutsättas. Utvärderingar har visat att efterlevnaden av landningsskyldigheten är generell bristfällig i såväl Sverige som i övriga EU-länder (Aranda et al. 2019; Valentinsson et al. 2019; Uhlmann et al. 2019, STECF 2021).

Eftersom traditionella fiskeredskap ofta samtidigt fångar mer än en art i taget påverkas flera arter/bestånd av ett och samma fiske (så kallad teknisk interaktion). I sådana blandfisker med flera kvoterade arter, eller i mer riktade fisker där bifångsten delvis utgörs av kvoterade arter, riskerar därför en uppfiskad kvot av en enskild art att stoppa årets fiske (så kallade *choke species*- strypkvoter). Det finns därför starka incitament att inte fånga vissa arter, eller alternativt att inte landa och redovisa fångsterna av vissa arter. Torsk är ett aktuellt exempel som fångas i många demersala fiskerier och vid olika storlekar beroende på redskap, där denna typ av problematik uppstår. Tekniska interaktioner innebär alltså utmaningar både för fiskaren, men också för en sund förvaltning av alla påverkade bestånd och innebär att det inte är möjligt att fiska alla ingående bestånd i enlighet med punktvärdet för enarts-MSY. ICES ger därför årligen även så kallad blandfiskeråd för vissa särskilt problematiska bestånds- och fiskekomplex, till exempel för bottenlevande bestånd i Nordsjön och Keltiska havet (ICES 2019a). Dessa blandfiskeråd syftar huvudsakligen till att synliggöra de avvägningar som olika fiskestrategier bedöms medföra för de ingående bestånden, och kan också användas för att synliggöra för vilka fisker det behövs ytterligare åtgärder för att inte riskera extra fiskeridödlighet för vissa bestånd eller outnyttjade kvoter för andra bestånd. Problematiken kan till viss del lösas genom att mer artselektiva redskap används, det vill säga redskap som fångar målarten effektivt men sorterar ut bifångster (Valentinsson & Ulmestrand 2008; Ziegler et al. 2016; Nilsson et al. 2018).

I svenskt fiske används sedan länge artselektiva räk- och kräfttrålar (Hornborg et al. 2017; Bergenius et al. 2018). Under senare år har dock användningen av artselektiva trålar minskat i svenskt fiske trots landningsskyldigheten, detta på grund av förändringar i incitament och i regelverk både på nationell och EU-nivå.

De huvudsakliga förändringarna är lättnader i olika regelverk för att underlätta landningsskyldigheten såsom borttagande av begränsning av fiskeansträngning (så kallad effortreglering), borttagande av ennätsregler (nu får flera redskap användas under en fiskeres) och att införande av individuella kvoter i svenskt demersalt fiske medfört att båtar som fiskar utan artsselektiva trålar numer fiskar en större andel av de svenska kvoterna. Denna förändring i svenskt redskapsanvändande bedöms leda till en risk för en ökad mängd av oönskade fångster. Samtidigt är det viktigt att påpeka att i Danmark, som Sverige delar allt fiske i Skagerrak och Kattegatt med och vars fiske är betydligt större, är användningen av selektiva redskap betydligt mindre utbrett varför bilaterala förvaltningsdiskussioner i dessa frågor är centrala för att få önskad effekt på bestånden i fråga.

2.1.2. Kusten

Fiske är en viktig faktor som påverkar strukturen och funktionen i fisksamhällen längs våra kuster (Helcom 2006). I Öresunds norra och mellersta delar bedrivs det ett kustnära yrkesfiske med passiva redskap (garn och ryssjor) efter torsk, sill, sjurygg, rödspotta och ål (Bergenius et al. 2018). Längre norrut längs den svenska västkusten är det yrkesmässiga kustfisket idag främst inriktat på läppfiskar, då allt fiske efter ål förbjöds år 2007. Fisket med bottentrål efter Nordhavsräka och för havskrafta även med bur sker relativt kustnära på flera platser i Skagerrak och Kattegatt, men inte på de grundare bottarna som är typiska längs den svenska västkusten (Bergenius et al. 2018). Fritidsfisket längs den svenska västkusten är främst inriktat på makrill, torsk, plattfiskar, öring, krabba och hummer (Karlsson et al. 2014).

I maj 2007 förbjöds ålfiske generellt i Sverige med undantag för de yrkesfiskare som fick särskilt tillstånd för ålfiske (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Undantag gjordes även för ålfiske (inklusive fritidsfiske) i vissa definierade inlandsvatten där inga ordnade utvandringvägar förbi vattenkraftverk arrangerats för ål (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Sedan 2018 har EU även infört årliga förbudsperioder för fiske efter ål som i Sverige under de två senaste åren innefattade en tremånadersperiod mellan november och januari. Sett till en övergripande nivå är ålen nu fullständigt skyddad från fiske på västkusten, medan skyddet är långt ifrån tillräckligt i sötvatten och längs med Östersjöns kuster (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Trots skyddsåtgärder för ål på västkusten, så har antalet lekvandrande blankålar hittills inte ökat i någon större omfattning. Detta kan dock bero på fördröjningseffekter av skyddsåtgärderna (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Ett positivt tecken är att invandringen av glasål till den svenska västkusten under senaste åren legat på högre nivåer än de som observerades under 2000-talet (Dekker et al. 2018). ICES råd inför 2022 är att fångsten av ål i såväl fritids- som yrkesfiske ska vara noll i samtliga livsmiljöer, där detta råd även inkluderar fångst

av glasål för återutsättning och akvakultur (ICES 2021b). Det bör tilläggas att omfattningen av det illegala fisket riktat mot ål är okänt idag.

I samband med att ålfisket stängdes på västkusten startade ett nytt fiske efter läppfisk, arter som varit bifångster i ålfisket. Arterna berggylta, skärnsnultra och stensnultra säljs levande som ”avlusningsfisk” till norska laxodlingar. Fisket är begränsat och sedan 2017 ges högst 14 dispenser årligen till fiske med ryssjor och burar utan flyktöppningar i grunda kustmiljöer, inkluderande större arealer av Natura 2000 områden. Tekniska regleringar begränsar fisket avseende säsong, antal redskap och individstorlek (Martin Karlsson, pers. kom.). I Norge har fisket efter läppfiskar varit mindre reglerat, och där konstateras en nedgång i fiskstorlek och fångst med bedömningen att fisket medför en hög risk för bestånden (Skiftesvik et al. 2019). Motsvarande nedgång har hittills inte noterats i svenska vatten (Andersson et al. 2021). Bifångster av ål, hummer och småtorsk är vanligt förekommande i fisket efter läppfiskar, men dödligheten betraktas som låg förutsatt aktsam sortering och att bifångst kan återutsättas under vattenytan för att undvika fågelpredation (Andersson et al. 2021). Detta villkoras också i de dispenser som ges. Eftersom läppfiskar är stationära samt har komplexa livshistorier, innefattande bland annat könsbyte och yngelomvårdnad, bör fisket efter dessa arter fortsatt bedrivas med försiktighet. De totala fångsterna är relativt stabila enligt statistik från fisket, men eftersom det pågår en teknisk utveckling av fisket och information om storleksfördelning och kön saknas i fiskets journaler vore det önskvärt med oberoende information från provfiske. En högupplöst rapportering av fiskeansträngning (positionsangivelser med hög noggrannhet, exempelvis GPS) skulle dessutom ge värdefull information kring fisket i Natura 2000 områden och fiskeansträngningens fördelning i olika habitat längs kusten.

Längs den norra delen av västkusten förekommer ett omfattande burfiske i skärgården och ut till trålgränsen, eller i förekommande fall den inre gränsen för inflyttningsområdena (Hornborg et al. 2017). Yrkesfisket domineras här av ett fiske efter havskräfta med bur. Detta fiske har undantag från landningsskyldigheten baserat på dokumenterat hög överlevnad hos bifångstarter (exempelvis torsk), förutsatt att återutsättning sker omedelbart och under vattenytan (Commission delegated regulation (EU) 2019/2238). Det bör noteras att bifångsterna kan vara omfattande i detta fiske (Cardinale et al. 2017). Det sker även ett större fiske efter hummer med tinor säsongsvis. Hummerfiskets förvaltning har nyligen reviderats och utvärdering av de nya regleringarna för fiskeansträngning och fångster pågår. Trålning efter räka sker med särskilt tillstånd och redskap innanför trålgränsen i Kosterhavet och Gullmarsfjorden. Fisket sker med rist, men på grund av den ringa maskstorleken fångas ändå småfisk inklusive rekryter av hotade bestånd som torsk. Även bottentrålning efter havskräfta sker i kustzonen i de så kallade

trålfiskeområdena som finns avsatta innanför trålgränsen i Skagerrak och Kattegatt. Kräftfisket omfattas också av krav på sorteringsrist i området, men trots det fångas vissa bifångster av småfisk inklusive juveniler av hotade bestånd såsom torsk. Under höst och tidig vinter bedrivs ett snörpvadsfiske efter skarpsill till ansjovisindustrin, mestadels som ett lysfiske nattetid i skärgårds- och fjordområden. Historiskt finns belägg för bifångst av bland annat lekande torsk (Arrhenius et al. 1998), men i dagsläget sker ingen provtagning av lysfisket efter skarpsill. Sammantaget kan dessa fisken ha en negativ påverkan på återhämtningen av bland annat torsken i området (Cardinale et al. 2017).

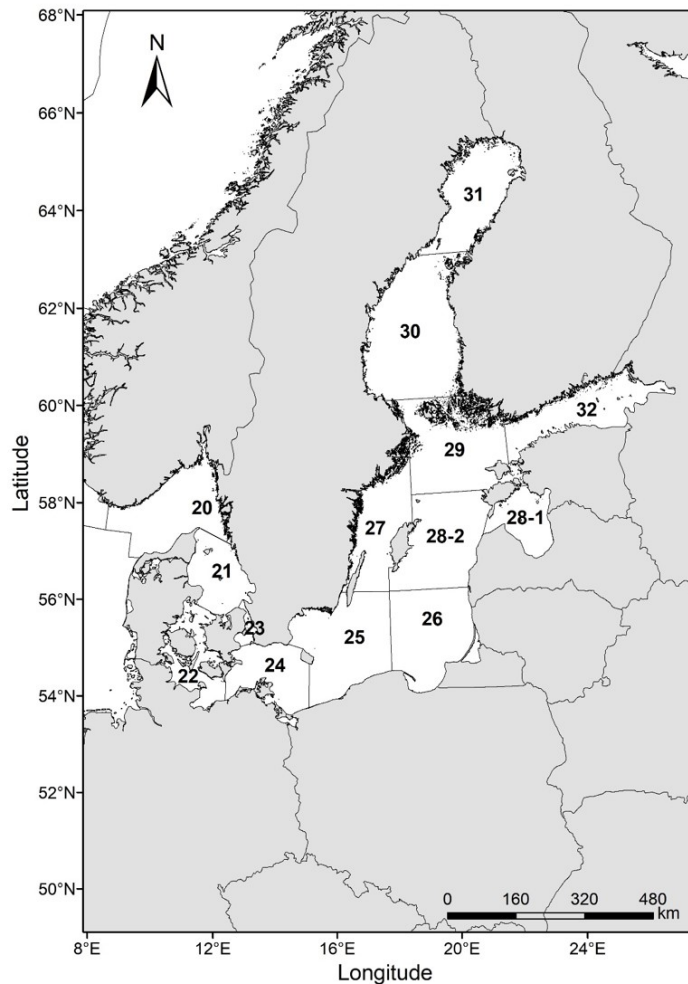
Även fisket i utsjön kan ha en indirekt påverkan på fisksamhällena längs den svenska västkusten. Studier indikerar att ett högt fisketryck i Kattegatt och Skagerrak riktat mot rovfisk som till exempel torsk också påverkar de kustnära fisksamhällena. Den minskade förekomsten av torsk har lett till en ökning av så kallade mesopredatorer som läppfiskar och smörbultsfiskar, vilket i sin tur genom trofiska kaskadeffekter haft en negativ påverkan på makroalger och ålgräs genom en ökad förekomst av påväxtalger (Eriksson et al. 2011; Baden et al. 2012). Ett historiskt högt fisketryck har även lett till att lokala kustnära bestånd av torsk och plattfisk har försvunnit från flera områden längs den svenska västkusten (Cardinale et al. 2009, 2010).

2.2. Östersjön

2.2.1. Utsjön

Det kommersiella fisket i Östersjöns utsjöområden (ICES delområde 27.3, förutom 27.3a) är, till skillnad från i Nordsjön, endast riktat mot ett fåtal målarter. Det pelagiska fisket med flyttrål efter sill och skarpsill står för de största landningarna (i vikt) i området. Det största demersala fisket har varit bottentrålfisket efter torsk men också till viss del efter plattfiskar, som skrubbskädda, rödspotta och sandskädda. Tillsammans utgör skarpsill, sill och torsk 95 procent av det totala fisket i Östersjön (ICES 2019b). Det demersala fisket är koncentrerat till de södra och västra delarna av Östersjön, medan det pelagiska fisket är generellt mera utspritt (ICES 2019b). Fiskeansträngningen har överlag minskat på senare år (ICES 2019b). Den svenska utsjöflottan i Östersjön består av ungefär 20 fartyg, varav cirka 10 fartyg har en längd på över 40 meter. Det riktade fisket efter torsk från det östra beståndet (inklusive delområde 24, se figur 1) nödstoppades sommaren 2019, den totala tillåtna fångsten minskades med 94 procent för år 2020 och endast smärre bifångster av torsk är tillåtna. Det innebär att torskfisket i östra Östersjön i praktiken har upphört. Inför 2022 har beslutats att även TAC för torsken i västra Östersjön endast är avsett för oundvikliga bifångster i fisken efter andra arter. Eftersom riktat

fiske efter torsk numer inte är tillåtet någonstans i Östersjön (inklusive Öresund) kan stora förändringar i flottstruktur och storlek förväntas i regionen.



Figur 1. Karta som visar ICES delområden i Östersjön och i till Sverige angränsande delar av Nordsjön 20,21,23).

Fritidsfisket i Östersjön, som är störst längs kusterna, fångar dels samma arter som det kommersiella fisket, framförallt torsk och lax, men även ett flertal andra kustlevande arter (Coalition Clean Baltic 2017; Helcom 2015b). Medan yrkesfisket i samtliga länder kring Östersjön är skyldiga att rapportera sina fångster finns motsvarande rapporteringsskyldighet för fritidsfisket endast i ett fåtal länder (Karlsson et al. 2015; Helcom 2015b). Fritidsfiskefångster är inkluderade i ICES beståndsuppskattning för lax och västra beståndet av torsk (tyska data sedan 2013, danska och svenska data sedan 2019), men för de flesta bestånd saknas pålitlig data. Bristen eller avsaknaden av fritidsfiskedata i analyserna, inte minst svensk data, medför en osäkerhet i bedömningen av vissa bestånd status, och därmed fiskets påverkan.

Landningsskyldigheten som började införas i Östersjön 2015 för att minimera utkast och oönskade fångster och ge bättre kunskapsunderlag omfattar från och med januari 2017 alla kvoterade arter i alla typer av fiske i Östersjön, även individer under minsta referensstorlek för bevarande. Undantag från landningsskyldigheten grundat på hög överlevnad för återutsatt lax, torsk och rödspotta i vissa passiva redskap finns enligt utkastplanen för Östersjön (Kommissionens delegerade förordning (EU) 2018/211). Då man i Sverige ansåg att det tidigare systemet att fördela demersala fiskemöjligheter inte var förenligt med landningsskyldigheten, infördes 2017 individuella årliga tilldelningar som tillfälligt går att överlåta under året. Systemet skulle öka möjligheterna för den enskilde yrkesfiskaren att efterleva landningsskyldigheten. Dessvärre följs inte regelverket kring landningsskyldigheten. Utkasten är, till exempel, i stort sett oförändrade för de kvoterade arterna i Östersjön (till exempel ICES 2019b; SLU, opublicerade data; Valentinsson et al. 2019). Detta betyder, förutom ökad risk för överfiske, även att uppskattningen av beståndens status och utvärderingen av fiskets påverkan kan ha försämrats i och med införandet av landningsskyldigheten (Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2016/1139).

Utkast av pelagiska arter är generellt mindre än för demersala arter. Både sill och skarpsill är målarter, som ofta fångas tillsammans utan annan bifångst och där stora delar av fångsten går till djurfoder. Ett riktat fiske efter antingen skarpsill eller sill kan ha en varierande andel av de olika arterna i fångsten, och den svenska rapporteringen av dessa andelar har i flera fall visats vara felaktig (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). Eftersom sillkvoten generellt är svårare att fylla finns det incitament att rapportera skarpsill som sill, så att fisket efter skarpsill kan fortsätta även om kvoten på arten egentligen redan är fylld. En felaktig rapportering kan innebära att ICES har underskattat beståndet av skarpsill och överskattat beståndet av sill/strömming, och att tillåtna fångstmängder därmed är bestämda på felaktiga grunder. Då blandningen av sill och skarpsill är rumsligt varierande (ICES 2019b) kan en felrapportering även ge en felaktig bild av arternas förekomst i olika delar av Östersjön.

Trots åtaganden i den gemensamma fiskeripolitiken och havsmiljödirektivet om att alla bestånd ska fiskas långsiktigt hållbart (MSY) senast 2020 så fiskades 2020 ett antal bestånd i Östersjön som har en analytisk beståndsuppskattning vid, eller över F_{MSY} (skarpsill, sillen i centrala Östersjön, västra torskbeståndet). En tredjedel av bestånden fiskas också över de gränser som säkrar beståndets kapacitet att reproducera sig ($B_{MSY-trigger}$) (ICES 2021c).

Som tidigare nämnts kan fiske ha både direkta och indirekta effekter på målarter och akvatiska ekosystem. Direkta effekter är i huvudsak nedgång i beståndens

biomassa och antal, ofta av särskilda storlekar. I Östersjöns utsjöområden har fiske kopplats till indirekta effekter på målarten via förändringar i näringsvävsstrukturen (Casini et al. 2009; Svedäng & Hornborg 2017). Ett dramatiskt exempel är fisket efter torsk i östra Östersjön, som resulterat i långtgående kaskadeffekter i födoväven. Minskningen av torsken i östra beståndet i slutet på 80-talet har gynnat biomassan av dess huvudsakliga föda, skarpsillen, vilket i sin tur har minskat biomassan av djurplankton under sommaren (Casini et al. 2009). Detta har i sin tur lett till försämrad fysiologisk kondition och tillväxt hos både skarpsill och sill (Casini et al. 2011a), samt ökad risk för hög växtplanktonbiomassa (Casini et al. 2008), som kan förvärra övergödningssymptom med bland annat ökad syrekonsumention i bottenvattnet som följd.

Utbredningen av sill, skarpsill och torsk har förändrats avsevärt de senaste årtiondena. Torsken har, parallellt med att biomassan minskat, koncentrerats till södra delarna av centrala Östersjön. Skarpsillen har å andra sidan ökat framförallt i de norra delarna. Dagens låga nivå på det östra torskbeståndet, tillsammans med ändrade utbredningsmönster för torsk och skarpsill, medför troligen att predationstrycket på både sill och skarpsill är relativt svagt (Casini et al. 2011), och att torsken har mindre tillgång till pelagisk föda. ICES har därför rekommenderat att en rumslig förvaltningsplan för fiske på skarpsill beaktas, med syfte att förbättra torskens dåliga fysiologiska kondition. En omfördelning av fisket till de norra delarna av Östersjön kan möjligen också leda till minskade täthetsberoende effekter för skarpsill och sill, det vill säga en ökad individuell tillväxt för individer i området (Casini et al. 2006, 2011). Flerartsmodeller för Östersjön demonstrerar att ett ökat fiske efter torsk kan ge ett decimerat torskbestånd som i sin tur minskar torskpredationen på skarpsill och sill, vilket ökar överlevnaden av dessa två arter (ICES 2019b; Kulatska 2019). Ett ökat fiske efter sill och skarpsill kan å andra sidan ha negativa konsekvenser för torskens kondition och tillväxt (Casini et al. 2016), vilket kan leda till minskat torskbestånd och -fångst. Omfattningen av interaktioner mellan dessa tre arter beror dock på hur bestånden överlappar i tid och rum.

Särskild fokus har under de senaste decennierna riktats mot de bakomliggande faktorerna till minskningen av det östra torskbeståndet. Den senaste vetenskapliga analysen från ICES visar att lekbiomassan befinner sig under det tröskelvärde som med hög sannolikhet innebär att torskens förmåga att reproducera sig minskar drastiskt, och det biologiska rådet är därmed att beståndet inte ska fiskas (ICES 2019b). Ett fortsatt fiske på beståndet, oavsett hur litet, skulle sannolikt ytterligare reducera de få stora individer som finns kvar, och därmed ytterligare försämra beståndets reproduktionskapacitet. Det kritiska läget orsakas troligen av en kombination av ett högt storleksselektivt fisketryck, förändringar i ekosystemet såsom försämrad syresituation, lägre tillväxt, minskad födotillgång, ökad

konkurrens med skrubbskäddan, ett ökat antal sälar samt en ökad mängd parasiter (ICES 2019b; Bergenius et al. 2019; Casini & Orio 2019). Den relativa betydelsen av dessa faktorer är dock oklar och behöver utredas vidare.

2.2.2. Kusten

Omfattningen av yrkesfisket längs den svenska ostkusten och dess fångster är betydligt lägre än den svenska delen av yrkesfisket i utsjön (Bergenius et al. 2018), trots att det småskaliga kustnära fisket även omfattar andra målarter såsom lax, sik, siklöja, gös och abborre. Samtidigt är fritidsfisket i Östersjön mer betydande på kusten än i utsjön (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Det småskaliga yrkesfisket och fritidsfisket riktar ofta, men inte alltid (exempelvis siklöja), in sig på samma arter; vissa arter skiljer sig dock mellan olika områden. För viktiga kustarter som abborre, gös, gädda och sik, som främst fiskas i de östra och norra delarna av Östersjön, är fritidsfiskets uttag större än det småskaliga yrkesfiskets (Karlsson et al. 2014; Helcom 2015b). För vissa arter (exempelvis gädda, abborre och gös) har det uppskattats att fritidsfiske längs den svenska kusten fångar fem till tjugo gånger mer än yrkesfisket (Karlsson et al. 2014, Hansson et al. 2018).

I Danmark och Tyskland ses proportionellt större fångster från fritidsfisket än från yrkesfisket i kustområden för arter som torsk, skrubbskädda och ål (i områden där fisket fortfarande är tillåtet) (Sparrevohn & Storr-Paulsen 2012; Ferter et al. 2013; Eero et al. 2015) även om inte fritidsfiskets fångster i mängd ökat. Detta på grund av minskade kvoter för yrkesfisket.

Medan yrkesfisket är reglerat och skyldigt att rapportera fångster och ansträngningar till myndigheterna, finns ingen rapporteringsskyldighet för fritidsfisket i många länder. Endast i några få länder runt Östersjön behövs en licens för att få bedriva ett fiske (Karlsson et al. 2014; Helcom 2015b). Detta leder i sin tur till rapporteringen av fångster och uttag i fritidsfisket är bristfällig i många länder. Det förmodade stora uttaget (inklusive dödlighet vid återutsättning) från fritidsfisket (Karlsson et al. 2014; Helcom 2015b) i kombination med dålig rapportering och reglering av sektorn betyder att effekten av fritidsfiske på kustfiskbestånd sannolikt är underskattad.

Bifångst av oönskade och känsliga arter i yrkesfisket längs den svenska Östersjöskusten är inte så omfattande om man tittar på tillgänglig information och data (Olsson et al. 2015). Bifångst av till exempel havsöring kan dock utgöra ett hot mot lokala bestånd av arten i vissa kustområden (ICES 2019c).

Längs den svenska ostkusten finns för ett fåtal yrkesfiskare ett undantag från det generella förbudet mot ålfiske i Sverige (se även avsnitt 2.1.2) (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Genomförda regleringar borde leda till ett avsevärt

minskat fisketryck på ål i svenska marina vatten, men baserat på antalet upptäckta och beslagtagna redskap i det illegala fisket efter ål, främst längs Blekingekusten, är illegala fångster här sannolikt inte försumbara (Havs- och vattenmyndigheten 2019c). Eftersom den Europeiska ålen tillhör en enda population är det av största vikt att länderna runt Östersjön samarbetar för att trygga ålens framtid.

Trots fiskets välkända inverkan på kustnära rovfiskbestånd i Östersjön finns det bara några få studier där sambandet mellan uttag av fisk och beståndstatus belagts. Exempel inkluderar positiva effekter av fiskefria områden för gädda, piggvar, skrubbskädda och abborre (Edgren 2005; Florin et al. 2013; Bergström et al. 2016c, 2019). I Estland påvisades en kollaps av kustfiskbestånden på grund av en kraftig ökning av antalet fiskare och fiskeansträngning efter Sovjetunionens fall år 1991 (Vetemaa et al. 2006). Ett högt fisketryck anses även ha orsakat minskningen i fångst per ansträngning av gös i Rigabukten, samt minskningen av kommersiella fångster och fångst per ansträngning av abborre i Moonsund (Väinameri), Estland (Helcom 2006). Vidare har skillnader i gösens längd vid könsmognad i Finland och Estland påvisats till följd av förändrat fisketryck (Lappalainen et al. 2016). Slutligen har, i norra Östersjön, en försämring av göspopulationen observerats i områden med intensivt fiske jämfört med områden med lägre fisketryck (Mustamäki et al. 2014).

3. Klimat



Foto: Håkan Wennhage

Klimatförändringens påverkan på våra hav märks främst som stigande vattentemperaturer, havsförurning och minskande salinitet. I Östersjön har vattentemperaturerna ökat sedan början av 1900-talet (Hagen & Feistel, 2005; MacKenzie et al. 2007; Siegel & Gerth 2019). Vattentemperaturen i havet reglerar produktiviteten samt fiskens metabolism och gonadutveckling, och därmed även fiskens reproduktion, tillväxt och aktivitet. Arter som föredrar kallare vatten kan däremot stressas av ökande vattentemperaturer, vilket kan leda till förändringar i arternas utbredning, främst att de förflyttas norrut.

Havsförurningen har redan orsakat en cirka 30 procents ökning av surhetsgraden (pH-nedgång på 0,1 enheter) i de globala haven sedan början av den industriella revolutionen (Havenhand 2012). Denna förurning kan ha uttalade negativa effekter på fisk. Förändringar i havets temperatur och pH kan ha komplexa effekter på fiskars skelettmorfologi (Di Santo 2019) och studier hav visat att överlevnad av torsklarver kommer att minskas betydligt i ett surare hav (Stiasny et al. 2016). Marina organismernas svar på förurning av havet varierar markant mellan populationer, arter och livshistoriestadier. Cellulära fysiologiska processer är pH-känsliga och oftast anpassade till surhetsgraden i det omgivande vattnet. Ett sjunkande pH påverkar larvutveckling och överlevnad hos både fisk och bytesdjur med potentiella negativa effekter på bestånden (Havenhand et al. 2018).

Salthalten påverkar utbredning av arter i Östersjön (Nissling et al. 2002; Rau et al. 2019; Johannesson & André 2006; Wennerström et al. 2013), och antalet marina arter minskar tydligt med minskad salthalt (Helcom 2018a). Likaså minskar antalet arter med sötvattenursprung drastiskt i de sydligare och västra delarna av Östersjön när salthalten överstiger 10 PSU. Salthalten kan också fungera som en barriär för genflöde inom arter och mellan populationer. Salthaltsgradienter har exempelvis gett upphov till genetiskt isolerade populationer av torsk (Kijewska et al. 2016) och skrubbskädda (Nissling & Dahlman 2010; Momigliano et al. 2017).

I Östersjön resulterar det till följd av klimatförändringar förändrade hydrologiska kretsloppet även i lägre salthalt i ytvattnet (Liblik & Lips 2019) och i ett brunare vatten till följd av en ökad avrinning från land, samt återhämtning av jordarna från förurning. Framtida salthalter i Östersjön är osäkra men nya simulationer uppskattar att de två viktigaste klimatrelaterade processerna som påverkar salthalten i Östersjön, ökande vattentillflöden via åar (leder till minskad salthalt) och ökande havsnivåer (leder till ökad salthalt) ungefär kompenserar varandra, så att ingen nettoändring förväntas (Meier et al. 2021). Den observerade medelsalthalten (djupintegrerad) i Östersjön har inte ändrats åren 1982-2016, dock har djupspecifika ändringar observerats där i de flesta bassänger ytsalthalten ner

till cirka 40-50 meter har reducerats, och salthalten på djupet, under haloklinen, har ökat i några bassänger (Liblik & Lips 2019).

Ett förändrat klimat kommer sannolikt även att ge indirekta effekter på fisken genom att påverka dess habitat, till exempel genom att förändra sammansättningen av undervattensväxter. Fiskens födobas kan också förändras genom klimatrelaterade förändringar i artsammansättning av predatorer eller bytesdjur. Det finns till exempel studier som visar hur klimatrelaterade förändringar i djurplanktonsamhället har påverkat populationerna av sill och skarpsill i Östersjön (se avsnitt 3.2.1).

Storskaliga förändringar i jordens klimat har alltid haft stor betydelse för olika fiskpopulationers dynamik och tillstånd. Men med den snabba förändringen i miljöförhållanden kopplat till den av människan drivna klimatförändringen, har påverkan på fiskpopulationerna i våra hav blivit alltmer tydlig och snabb. I framtiden kommer den fortsatta klimatförändringen sannolikt vara av avgörande betydelse för statusen för fisken i våra marina vatten, där vissa populationer och bestånd kommer att gynnas medan andra kommer att missgynnas.

3.1. Nordsjön

3.1.1. Utsjön

Ytvattentemperaturen i Nordsjön har ökat med cirka 1,3 °C under en 30-årsperiod (Sherman & Hempel 2009). Värmegynnade arter som ansjovis, taggmakrill och mulle har under denna tid fått en nordligare utbredning i Nordsjön (Beare et al. 2004). Hos arter som torsk och tunga har också tyngdpunkten i utbredningen förskjutits norrut (Perry et al. 2005; Brander, 2010). På motsvarande sätt har djuputbredningen förändrats där medeldjupet för kallvattenarter som marulk och glasvar ökat med 12-14 meter per årtionde, medan medeldjupet för mer värmetåliga arter som tunga och skäggtorsk istället minskat med 6-7 meter per årtionde (Dulvy et al. 2008). Klimateffekter på fisk i form av förändrade utbredningsmönster innebär, allt annat oaktat, att förvaltningen kommer att behöva anpassas till att fisket i ett område kommer att få en förändrad fångstsammansättning över tid (Simpson et al. 2011). På sikt kan därmed nordliga fiskarter komma att försvinna samtidigt som nya sydliga arter uppträder i den svenska delen av Nordsjön.

I Nordsjön sjunker vattnets pH med 0,0024 enheter per år och vintermedelvärdet ligger nu på 8.06 (Omar et al. 2019). Studien visar att området är en CO₂ sänka under hela året, men med starka säsons- och mellanårsvariationer.

3.1.2. Kusten

Västerhavet utgör en speciell miljö för rörliga arter som fisk genom att ett närmast permanent språngskikt (gräns mellan vattenmassor med två olika salthalter) ger upphov till olika temperaturregimer i ytvatten respektive djupvatten. Detta gör att särskilt demersala arter i kustzonen kan ha möjligheter att undvika ogynnsamma temperaturer genom vertikala förflyttningar över relativt små avstånd (Pihl & Wennhage 2002), något som inte är möjligt i andra delar av södra Nordsjön där tidvattnet mixar hela vattenmassan. Även om vertikala förflyttningar är möjliga, så är det inte säkert att livsmiljöerna på andra djup erbjuder en habitatkvalitet som medger en arts långsiktiga fortlevnad i området i de fall klimatförändringen leder till ogynnsamma förhållanden i ursprungsmiljön. Hos flera fiskarter med uppväxtområden i grunda livsmiljöer förändras temperaturpreferensen med ökande storlek och ålder. Hos rödspotta och torsk finns indikationer på att ökande vattentemperatur kan vara en orsak till att rekryterna nu lämnar uppväxtområdena tidigare och ansluter till de vuxna individernas habitat (van de Wolfshaar et al. 2015; Dinesen et al. 2019). Komplexiteten i interaktionen mellan vattentemperatur och tillgången till lämpliga livsmiljöer för olika arter kommer att försvåra åtgärdsarbetet relaterat till annan påverkan, eftersom det kanske inte kommer att vara möjligt att återfå historiska nivåer och utbredningsmönster av fiskarter.

3.2. Östersjön

3.2.1. Utsjön

Klimatet och vattentemperaturen i synnerhet påverkar fiskarterna i Östersjöns utsjöområden. Skarpsillens ägg förekommer på djup där de påverkas av kalla vinterförhållanden (Wieland & Zuzarte 1991), och där ägg och larvutvecklingen påverkas signifikant av låga vattentemperaturer. Följaktligen har svaga årsklasser av skarpsill varit kopplade till kalla vintrar (MacKenzie & Köster 2004; Nissling 2004), med temperaturer under 4°C i intermediära vattenlager under skarpsillens lekperiod. Avsaknaden av riktigt kalla vintrar sedan 1986-87 har lett till gynnsamma temperaturförhållanden för utveckling av skarpsillens ägg och bidragit till den förhållandevis goda reproduktionsframgången av skarpsill i Östersjön under 1990-talet (Köster et al. 2003; MacKenzie & Köster, 2004). Höga sommartemperaturer är ytterligare gynnsamt för skarpsillens rekrytering (Baumann et al. 2006).

Sillens rekrytering har i delar av Östersjön visats vara beroende av vattentemperaturen. I Rigabukten, exempelvis, är rekryteringen positivt korrelerad med vattentemperaturen och biomassan av djurplankton (Kornilovs 1995;

Cardinale et al. 2009). Tillväxthastigheten i norra Östersjön (SV Finland) är positivt temperaturberoende (Hakala et al. 2003), där större storlek på fisken förväntas ge högre larvöverlevnad. Sillens rekrytering i centrala Östersjön och i Bottenhavet är också positivt korrelerad med vattentemperaturen (Axenrot & Hansson 2003; Cardinale et al. 2009).

Flera processer kan förklara det positiva sambandet mellan temperatur och rekrytering hos Östersjösill. Högre temperatur kan påverka fekunditeten och äggproduktionen samt öka hastigheten i äggutvecklingen, vilket minskar predationsrisken under äggperioden (Rajasilta et al. 1993). Dessutom kan höga temperaturer gynna larvernas överlevnad, antingen direkt genom att påverka metabolism och tillväxt (Hakala et al. 2003), eller indirekt genom att gynna en hög primärproduktion under larvutvecklingen (Parmanne & Sjöholm 1980). Flera fältstudier och experiment har dock visat att äggmortaliteten kan öka vid ännu högre temperaturer genom att påverka embryonalutvecklingen (Raid 1991), förhindra leken hos sill (Parmanne et al. 1997 med referenser), samt öka risken för bakterie- och svampinfektioner (Rajasilta et al. 1993).

Salthalten i Östersjöns ytvatten har minskat signifikant under de senaste decennierna där prognoserna är att den nedåtgående trenden fortsätter med klimatförändringarna (Vuorinen et al. 2015; Liblik & Lips, 2019). Den sjunkande saliniteten är en central faktor för förändrad utbredning av olika arter i Östersjön, särskilt eftersom många av arterna lever nära sin fysiologiska gräns med avseende på salinitet och syre (Gogina & Zettler 2010 med referenser). Den minskande salthalten under 1980-90 talen, både i yt- och djupvattnet, har också bidragit till viktiga kvantitativa och kvalitativa förändringar av fiskfaunan som till exempel en minskning av fysiologisk kondition och tillväxt hos sill med en påföljande minskning i lekbiomassa på cirka 50 procent. Salinitet är även en begränsande faktor för framgångsrik reproduktion hos marina arter i Östersjöns brackvattenmiljö (Nissling et al. 2002). En låg salinitet medför reducerad flytkraft hos äggen, vilket får dem att sjunka ned till djupare vattenlager där syrebrist ofta omöjliggör embryonalutvecklingen.

Regelbundet inflöde av saltvatten till Östersjön är avgörande för torskens rekrytering, för torsken har flytande ägg som kräver rätt salinitet (Hinrichsen et al. 2012; Petereit et al. 2014). För torskbeståndet i östra Östersjön krävs en salinitet på minst 11 PSU för att äggen ska hålla sig flytande, och minsta syrehalt för äggöverlevnad är 2 mL L^{-1} (Hinrichsen et al. 2017a). Regelbundet inflöde av saltvatten till Östersjön är därför avgörande för torskens rekrytering (Hinrichsen et al. 2012; Petereit et al. 2014). Under de senaste årtiondena har förutsättningarna för lyckad äggutveckling förändrats i Gdansk- och Gotlandsdjupet till följd av

minskad salinitet och syrekonzentration. Dessa områden har därför förlorat sin roll som viktiga fungerande lekområden för torsk, och bidrar nu möjligen endast i liten utsträckning till reproduktionen (MacKenzie et al. 2000; Köster et al. 2016).

För pelagiskt lekande skrubbskädda (*Platichthys flesus*) krävs en salthalt över 10,7 PSU för att äggen ska flyta och en lägsta syrehalt av 1 mL L⁻¹ för äggöverlevnad (Ustups et al. 2013). Den bottenlekande skrubbskäddan (östersjöflundra, *Platichthys solemdali*) har anpassat sig till brackvattenmiljön, genom att producera mindre och tyngre ägg jämfört med den pelagiska arten. Detta skulle kunna vara en anpassning till att undvika de ofta syrefria förhållandena i Östersjöns djupare delar (Florin 2005; Hemmer-Hanson et al. 2007; Florin & Höglund 2008). Befruktningen hos skrubbskäddor med bentiska ägg fungerar ned till cirka 5-7 PSU (Nissling et al. 2002). Rumsliga studier med hydrodynamiska modeller för att undersöka spridning och överlevnad hos ägg och larver av skrubbskädda visade på störst chans till överlevnad i södra Egentliga Östersjön (delområde 25 & 26, se figur 1), och på lägre överlevnad i norra Östersjön (delområde 28), framförallt beroende på lägre salthalt och syrekonzentration (Hinrichsen et al. 2017b, 2018).

Salthalten i Östersjöns djupvatten har också föreslagits vara orsaken till en begränsad reproduktionspotential hos beståndet av rödspotta eftersom de hydrografiska förhållandena i allmänhet varit ogynnsamma för befruktning och överlevnad av ägg från början av 1980-talet till mitten av 1990-talet (Nissling et al. 2002).

I jämförelse med torsk, rödspotta, och skrubbskädda kräver sandskäddans ägg högre salthalt för befruktning, samt för att äggen ska kunna hålla sig flytande i vattenlager där syrehalten tillåter äggutveckling (Nissling et al. 2002). Sandskäddans ägg har därför mindre sannolikhet att bli befruktade och överleva vid lägre salthalt, och högre sannolikhet att bli exponerade för djupvatten med låg syrehalt än andra marina fiskarter i Östersjön. Dessutom, och i jämförelse med rödspottan, så leker sandskäddan senare under året, det vill säga sen vår och sommar (Temming 1989), när syrekonzentrationen vid sådana djup som medger att äggen flyter är lägre än tidigare under året (Matthäus 1978; MacKenzie et al. 1996).

Den sjunkande salthalten påverkar också många arter som utgör viktiga byten för fiske. Ett exempel är copepoden *Pseudocalanus elongatus*. Denna copepods populationsstorlek har minskat betydligt genom de senaste decennierna i centrala delar av Östersjön. Arten är primärföda för sill och man har observerat minskande kondition hos sill i området korrelerat till minskningen i copepodernas abundans (Möllmann et al. 2003).

Tillgängliga data från experiment som har använt Östersjöpopulationer visar att många viktiga taxa i Östersjöns näringsväv i allmänhet är toleranta mot havsförurning som förväntas under det kommande århundradet, alternativt uppvisar en svag respons (Havenhand 2012). Undantaget från detta mönster är larvstadier av musslor och torsk, som kan förväntas uppvisa betydande negativa biologiska effekter (Gazeau et al. 2010; Stiasny et al. 2016). I ett scenario med nivåer av havsförurning förväntade år 2100, gör den ökade larvmortaliteten hos torsk att rekryteringen baserad på beståndsmodeller kan förväntas minska till enbart åtta procent av nuvarande nivåer (Stiasny et al. 2016).

3.2.2. Kusten

Salthalten i ett kustområde kan påverka överlevnaden av ägg, larver och juveniler samt även påverka vuxna individers nyttjande av olika livsmiljöer. Detta har påvisats hos såväl kommersiellt viktiga arter som strömming (Illing et al. 2016) som ekologiskt viktiga arter som sandsstubb (Lehtonen & Kvarnemo 2015). Salthaltsgradienterna i Östersjön skapar en förutsättning för samexistens av fiskarter med olika ursprung, och i många kustområden kan man observera både marina arter, som torsk, och sötvattensarter, såsom abborre och mört. Salthalten kan också påverka sammansättningen av både bottenlevande fisk och plattfisk i Östersjön (Nissling et al. 2002; Rau et al. 2019). Med en fortsatt minskning av salthalten i Östersjöns ytvatten kommer sannolikt andelen sötvattensarter som abborrfiskar och karpfiskar öka, medan marina arter som strömming, torsk och skrubbskädda förväntas minska (ICES 2018a). Under de senaste decennierna har man redan sett en respektive förändring i kustfisksamhällenas artsammansättning i Östersjön, med en ökande andel sötvattensarter och en motsvarande minskning av arter med marint ursprung (Olsson et al. 2012; Bergström et al. 2016b).

Salthalt tillsammans med temperaturen påverkar strukturen i Östersjöns kustfisksamhällen. Flera sötvattensarter, till exempel abborrfiskar och karpfiskar, föredrar varmare vatten (Böhling et al. 1991; Karås & Thoresson 1992; Karås 1996, Kokkonen et al. 2019). Arter av marint ursprung, till exempel strömming och torsk, och även några av de sötvattensarter som lever i kustområden i Östersjön, till exempel laxfiskar och simpör, föredrar kallare vatten (Karås & Thoresson 1992). Det förklarar sambandet mellan en ökning av sötvattensarter, som abborre och karpfisk, och ökande vattentemperaturer på kusten i Östersjön och en motsvarande minskning av kallvattensgynnade arter (Olsson et al. 2012; Östman et al. 2017b).

Sommartemperaturen bestämmer till stor del årsklassens styrka hos abborre och gös, vilket i sin tur kan orsaka stora fluktuationer i populationernas abundans (Böhling et al. 1991; Lappalainen et al. 1996; Kjellman et al. 2001; Heikinheimo et al. 2014). Tillväxthastigheten för juvenil abborre och juvenil gös är snabbare och

de börjar även äta andra fiskar tidigare, vilket minskar den naturliga dödligheten för arterna. Således är storleken på juveniler och deras abundans under första hösten oftast nära kopplad till temperaturen under deras första sommar och årsklassens styrka. Individstorleken under första hösten är av avgörande betydelse för överlevnaden under den första vintern. Sommartemperaturerna har därför en större effekt på vinterdödligheten hos båda arterna jämfört med vinterns längd (Heikinheimo et al. 2014; Kjellman et al. 2001).

Unga livsstadier av olika plattfiskar nyttjar kusten som uppväxtområde, och kan påverkas negativt under perioder med höga vattentemperaturer under sensommaren (Vinagre et al. 2013; Lavergne et al. 2015). Förekomsten av vuxen skrubbskädda gynnas dock något av ökande vattentemperaturer (Florin et al. 2013; Rau et al. 2019). Kortsiktiga förändringar i vattentemperatur, orsakade av väderförhållanden och strömmar, påverkar också kustfiskens aktivitet och därmed hur de nyttjar olika delar av kusten.

Ökande halter av löst organiskt material till följd av ökad avrinning från land resulterar i en brunifiering av vattnet i Östersjön. Idag finns det inga vetenskapliga bevis för hur brunifieringen påverkar fisken längs kusterna, men kunskap från limniska system indikerar att produktionen upp till fisk kan påverkas negativt (Karlsson et al. 2009). Samtidigt har det nyligen visats att trenden av brunifiering i Sveriges inlandsvatten har under senaste åren brutits (Eklöf et al. 2021), vilket gör det osäkert om brunifieringen i Östersjön kommer att fortsätta eller om även denna trend kommer att vända.

4. Övergödning



Foto: Jens Olsson

Närsaltskoncentrationen i havet reglerar produktiviteten i ekosystemet när temperaturen eller salthalten inte är begränsande. Detta påverkar fiskens energiintag, tillväxt och reproduktion. Närsaltskoncentrationen påverkar också balansen mellan olika organismgrupper i näringsväven, och har därmed en betydande inverkan på utbredningen och förekomsten av havets organismer. Övergödda system har till exempel oftast en riklig förekomst av primärproducenter som alger och växtplankton med minskat siktdjup som följd (Snickars et al. 2015).

Övergödningseffekter kan förstärkas av trofiska kaskader i våra kustområden (Eriksson et al. 2011; Sieben et al. 2011; Baden et al. 2012; Östman et al. 2016). Rovfiskar har vanligtvis en strukturerande roll i ekosystemet, och i områden med svaga rovfiskpopulationer kan förekomsten av mesopredatoriska fiskarter (fiskar på mellantrofisk nivå som spigg öka kraftigt, vilket också resulterar i blomningar av efemära alger (Eriksson et al. 2011; Sieben et al. 2011; Baden et al. 2012). Nya studier visar att abundansen av spigg, en viktig art för det kustnära ekosystemets funktion och en resurskonkurrent med andra pelagiska fiskar, har ökat kraftigt under det senaste decenniet (Olsson et al. 2019). Effekterna på produktionen av efemära alger via trofiska kaskader kan vara lika starka som effekterna av övergödning, och de mest uttalade effekterna ses i redan starkt övergödda system (Östman et al. 2016).

Syrebrist orsakad av omfattande övergödning kan också leda till minskad kvalitet i fiskens livsmiljö, vilket i slutändan påverkar arters beteende och fysiologi. Förutom att övergödning kan ge upphov till syrefria bottnar, kan den även påverka vegetationen och igenväxning av de habitat i vilken fisken leker och växer upp, samt ett områdes siktdjup (se exempel nedan). Den ökande produktionen av snabbväxande makroalger på grunt vatten kan dessutom leda till ökad bottendöd på djupare vatten när förmultnande algmattor driver ut till havs (Norkko & Bonsdorff 1996). Påverkan från övergödning på fiskpopulationer i svenska marina vatten började skönjas under 1970- och 80-talen. Vissa arter påverkades negativt, och andra positivt. I Skagerraks och Kattegatts utsjö har näringskoncentrationerna minskat under senare år, vilket lett till att påverkan från övergödning här är av minskande betydelse. I Östersjön är övergödningen fortfarande ett stort problem och har fortfarande en betydande påverkan på fiskpopulationerna i havsområdet.

4.1. Nordsjön

4.1.1. Utsjön

Övergödningen har haft en tydlig effekt på fisk i Kattegattområdet, delvis den grundare delen av Västerhavet som i stor utsträckning påverkas av landavrinning och utflöde av näringsämnen från Östersjön. Under perioden fram till 1980-talet observerades en positiv korrelation mellan näringstillförsel och fångster av pelagisk fisk (Nielsen & Richardson 1996). Från mitten av 80-talet minskade närsaltshalterna (Rydberg et al. 2006), och analyser indikerar att näringsvävarna förändrades i samband med detta skiftade så att mer energi kom att flöda genom de bentiska delarna av ekosystemet och mindre genom de pelagiska (Lindegren et al. 2012). Detta innebar ett skifte från pelagiska fiskarter som sill, tobis med torsken som predator till bottenlevande arter framförallt plattfiskar. De observerade trenderna anses dock vara en kombinerad effekt av förändringar i närsaltsbelastning och klimatförändring samt förändringar i fiskets uttag. De tydligaste effekterna av övergödning inducerad syrebrist på fisk uppstod under 1980-talet när ”fiskrusning” observerades i fiskegarn runt Laholmsbukten. Större mängder bottenlevande fisk flydde stillastående och syrefritt bottenvatten och var ofta redan döda när nätfångsterna bärgades (Baden et al. 1990a).

Av mindre mobila arter såsom havskräfta steg fångsterna initialt i de drabbade områdena för att sedan utgöras av endast döda individer av havskräfta och andra bottendjur (Baden et al. 1990b). Bland de förekommande fiskarterna är pelagiska arter mest känsliga för syrebrist, följt av torskfiskar, medan plattfiskar uppvisar högst tolerans (Petersen & Pihl 1995). Även om syrebrist till följd av övergödning, lokalt och framförallt i danska vatten, fortfarande kan påverka fisk negativt i Kattegatt anses inte längre övergödning vara bland de mest akuta problemen för fisk i Nordsjön (ICES 2019a). Kunskapen om att övergödningen sannolikt har påverkat energiflödena i näringsväven och därmed olika fiskarters produktivitet bör tas i beaktande när referensvärden för indikatorer som fiskeridödlighet och lekbiomassa bedöms.

4.1.2. Kusten

Övergödningssymptom i Nordsjöområdet har varit särskilt tydliga i Västerhavets grundområden, där näringsämnen från landavrinning har en lång uppehållstid beroende på minimalt tidvatten (Pihl et al. 1999). Övergödningen bidrar till att grunda havsvikar växer igen med fintrådiga alger samt att ålgräsängar blir övervuxna av fintrådiga påväxtalger, vilket påverkar utbredningen av både kustlevande fisk och deras födoorganismer (Pihl et al. 1995). De grunda badvikarna kan under sommaren snabbt förvandlas från barnkammare för exempelvis rödspotta

och födoplaster för juvenil torsk till igenväxta vikar med förmultnande algmattor och spigg som dominerande fiskart (Wennhage & Pihl 2007), så att den period under vilken de grunda livsmiljöerna kan fungera som högkvalitativa uppväxtområden för fisk förkortas. I Skagerraks skärgårdsområden leder övergödningen även till en ökad omfattning av syrebrist i fjordområdenas djuphålur där vattenutbytet är begränsat (Rosenberg et al. 1991). Fisk förväntas kunna undvika områden och djup där syrebrist uppstår i en skärgårdsmiljö, men betydelsen av dessa vattenmassor och bottenar som födoplaster och lekområden för lokala kustbestånd är dåligt kända. Klimatförändringar beskrivs minska volymen av kustnära livsmiljöer med lämplig temperatur och därmed potentiellt hög kvalitet för vuxen torsk (Dinesen et al. 2019), och syrebrist i de djupare och svalare områdena längs kusten kan ytterligare förväntas förstärka den effekten.

4.2. Östersjön

4.2.1. Utsjön

Övergödningen i Östersjön har ökat signifikant sedan 1950-talet (Elmgren 2001), framförallt beroende på en ökad närsaltsbelastning (Carstensen et al. 2014), och Östersjön är idag ett av världens mest övergödda hav (Helcom 2010, 2018; Fleming-Lehtinen et al. 2015). Alla utsjöområden i Östersjön klassas idag som påverkade av övergödning (Helcom 2014; Andersen et al. 2017). Ökande nederbördsmängder kan i framtiden komma att förstärka övergödningen genom ökad landavrinning med ytterligare försämring av Östersjöns tillstånd som följd (Philippart et al. 2011; Ryabchenko et al. 2016).

Tillförseln av närsalter till Östersjön är den främsta orsaken till både anoxi och hypoxi, särskilt i de djupare havsbassängerna (Conley et al. 2009a, ICES 2018a). Östersjön innehåller världens största område av syrefria bottenar (Díaz & Rosenberg 2008). Områden med syrebrist har ökat från 5 000 km² till 70 000 km² under det senaste århundrandet, innefattande en femfaldig ökning under de senaste två decennierna (Hansson et al. 2013; Carstensen et al. 2014; Meier et al. 2018). Även i grundare kustdelar av Östersjön kan hypoxi uppstå under sommarmånaderna i samband med höga vattentemperaturer (ICES 2018a). Syrebrist i bottenvattnet är en av de viktigaste strukturerande faktorerna för bentiska samhällen i Östersjön, där reducerad bentisk biomassa, utarmade bottenmiljöer och förändrade/störda näringsvävar får effekter på alla trofiska nivåer (Karlson et al. 2002; Conley et al. 2009b, 2009c; Villnäs et al. 2013; ICES 2018a). Inledningsvis kan övergödning ha en stimulerande effekt på bentiska samhällen, men med ökande hypoxi inträffar en förändring i bottenfaunan och så småningom försvinner alla aeroba organismer. Dessutom kan syreutarmning leda till att grävande organismer migrerar till

sedimentytan, vilket gör dem potentiellt mer sårbara för störningar i samband med bottentråkning (ICES 2018a).

Syrebrist i bottenvattnet tillsammans med låg salthalt även i de djupare vattenlagren påverkar reproduktions- och rekryteringsframgången hos flera fiskarter som leker i de djupare delarna av Östersjön, och vars ägg behöver bottenvattnets högre salthalt för att hålla sig flytande (Ustups et al. 2013; Hinrichsen et al. 2017a, se även avsnitt 3.2.1).

Skrubbskädda i Östersjön uppvisar rumsliga skillnader i tillväxt, med högre tillväxt samt vikt vid ålder och könsmognad i de södra delarna (delområde 25-26, se figur 1) jämfört med de norra delarna (delområde 28) (Erlandsson et al. 2017). En av hypoteserna som föreslagits för att förklara denna trend är den större utbredningen av syrebrist i delområde 28, vilket påverkar tillväxten hos plattfiskar negativt (Stierhoff et al. 2006). Utarmningen eller utslagningen av den bentiska faunan i stora områden av Östersjön, på grund av syrebrist, har föreslagits vara en av de utlösande faktorerna till negativa täthetsberoende effekter hos torsk såsom ökad kannibalism och minskad tillväxt (Eero et al. 2012). Studier av torskens hörselstenar indikerar också ett samband mellan reducerad tillväxt och exponering för hypoxi för denna art (Limburg & Casini 2018).

Sillens diet förändras med ökande kroppstorlek till att komma att innefatta större nektobentiska arter som *Mysis mixta* och amphipoder som betydande födokällor (Möllmann et al. 2004; Casini et al. 2006). När förekomsten av dessa arter minskar under perioder av syrebrist i de djupare delarna av Östersjön (Välipakka 1990) får den större sillen hålla tillgodo med djurplankton som föda (Möllmann et al. 2004; Casini et al. 2006). Begränsningen till små planktoniska organismer som föda ger högre forageringskostnader hos stor sill. Denna mekanism anses ha bidragit till den reducerade tillväxten hos sill under 1990-talet och tidigt 2000-tal (Flinkman et al. 1998; Rönkkönen et al. 2004; se även avsnitt 3.2.1).

4.2.2. Kusten

Närsaltsbelastningen är ofta högre i kustområdena jämfört med öppet hav, (Zillén et al. 2008) och strukturen och funktionen i Östersjöns kustfisksamhällen påverkas av övergödning (Lappalainen 2002; Bergström et al. 2016b; Östman et al. 2017b; Snickars et al. 2015 med referenser). Det är därför möjligt att syrebrist även uppstår på kusten, och att den i framtiden kan bli mer betydande (Conley et al. 2011). I kustvatten, under sensommaren och hösten, förhindrar en termoklin syrerikt vatten från ytan att nå bottenlagren, där avsaknaden av vertikal cirkulation kan leda till hypoxi (Zillén et al. 2008). Ökande koncentrationer av näringsämnen i vattnet under vintern leder till en kraftigare vårblomning av alger, varav mycket sjunker

till botten med ökad syreförbrukning som följd. De kombinerade effekterna av tillväxt av makroalger och hypoxi i dessa normalt mycket produktiva områden har förändrat faunans sammansättning, och en grundläggande förändring i näringsvävens funktion tillsammans med fler algblomningar kan förväntas.

En vanlig observation är ett ökat antal karpfiskarter med ökande näringsnivåer (Bonsdorff 1997; Lappalainen 2002; Sandström & Karås 2002; Ådjers et al. 2006; Härmä et al. 2008; Snickars et al. 2015; Bergström et al. 2016b, 2019). Andra arter gynnas till viss del av måttliga nivåer av övergödning. Till exempel är abundansen av vuxen skrubbskädda högre under måttlig övergödning i områden med lågt fisketryck (Olsson et al. 2012; Florin et al. 2013). I grundare kustområden leder emellertid den ökade närvaron av efemära filamentösa alger, som vanligtvis ses vid övergödning, till en minskning av lämpliga uppväxtområden för skrubbskädda och en mängd andra fiskarter (Carl et al. 2008; Jokinen et al. 2015; Kraufvelin et al. 2018). Den minskade lämpligheten hos uppväxtområdena kan också orsakas av minskat siktdjup (Bergström et al. 2013). Försämringen av siktförhållanden orsakad av hög grumlighet föreslås vara negativt för rovfiskar som abborre, särskilt i djupare vatten (Sandström & Karås 2002). Abborre föredrar klarare vatten och gös grumligare vatten (Sandström & Karås 2002; Veneranta et al. 2011; Bergström et al. 2013). Modelleringsstudier har visat att en fortsatt minskning av siktdjupet till följd av övergödning kan leda till en betydande ökning av möjliga rekryteringsområden för gös, och en samtidig minskning av rekryteringsområdena för abborre i Östersjön (Bergström et al. 2013).

5. Habitatpåverkan



Foto: Mark Harris för SLU

Fiskar har artspecifika preferenser för abiotiska faktorer i sin livsmiljö, så som djup, exponering, salthalt, temperatur och struktur. Många arter nyttjar dessutom olika habitat under olika stadier i sin livscykel, till exempel grunda havsvikar som lek- och uppväxtområden och djupare områden som födoområden under vintern. Många arter är stationära och förflyttar sig aldrig långt bort från området där de föddes, medan andra migrerar långa avstånd under sitt liv. Lekområden har avgörande betydelse för fiskpopulationer, och är sannolikt också de bäst studerade fiskhabitatet.

En stor andel av kommersiellt fiskade arter och andra fiskarter som påverkas negativt av fiske nyttjar kustens livsmiljöer under något eller flera av sina livsstadier (Seitz et al. 2014). Livsmiljöerna kan delas in efter deras funktion som födohabitat, lekhabitat, uppväxtområden och migrationsvägar.

Det finns relativt få studier som direkt påvisat habitatets betydelse för förekomsten och statusen hos olika fiskpopulationer (Kraufvelin et al. 2018). Trots detta är det rimligt att anta att habitatet har en avgörande betydelse här. I takt med människans ökade nyttjande av marina habitat, genom till exempel fiske med bottentrål samt utbyggnad och exploatering av grunda kustområden, har betydelsen av habitatförlust för fiskpopulationer i svenska marina vatten sannolikt ökat under senare år.

5.1. Nordsjön

5.1.1. Utsjön

Utsjöområdet i Västerhavet inkluderar områden som skyddats för sina känsliga livsmiljöer med rev och sandbankar, som exempelvis Bratten, de yttre delarna av Kosterhavet samt utsjöbankarna i Kattegatt. Bevarandemålen i de skyddade områdena fokuserar i huvudsak på andra ekosystemkomponenter än fisk, såsom nämnda livsmiljöer, men även på deras roll som viktiga födosöksområden för tumlare och sjöfågel. Rovfiskens betydelse för habitatens skydd belyses i bevarandemålen för ett antal områden, och fisken har då en mer direkt koppling till livsmiljöerna. Det fiskefria området i Kattegatt, som inrättats för att skydda torsken, har visat sig begränsa dödligheten hos större torsk genom att fiskeansträngningen förflyttas till områden med mindre förekomst av köns mogen torsk. Området har därmed bidragit positivt till beståndets lekbiomassa (Bergström et al. 2016c). Det skyddade området innefattar lekhabitat för torsk samt miljöer där stor torsk i högre utsträckning befinner sig under lekperioden. Generellt sett är dock kunskapen om essentiella fiskhabitat (exempelvis lek, uppväxt och födohabitat) låg i utsjön, vilket gör det svårare att effektivt skydda habitat som gynnar fiskbestånden.

5.1.2. Kusten

Längs Nordsjökusten är habitaterna marina, exponerade, och i direkt kontakt med öppet hav. De grunda livsmiljöerna längs kusten är också utsatta för exploatering och fysisk störning från många olika aktiviteter inklusive fritidsbåtar och hamnanläggningar (Moksnes et al. 2019). Tidvattenzonen vid kusten är begränsad med endast några decimeters tidvattenamplitud, och därmed är dess betydelse för fisken relativt liten. Grunda, skyddade områden är viktiga habitat för kustlevande fiskarter, där vegetation utgör en viktig strukturerande faktor (Bergström et al. 2016a). Sjögräsängar är särskilt viktiga habitat i grunda kustområden, och förändringar i dessa har stor potentiell påverkan på fiskbestånd (Baden et al. 2012; se även avsnitt 4). Ålgräsängarnas yta har minskat signifikant under de senaste 40 åren (Baden et al. 2003; Nyqvist et al. 2009; Moksnes et al. 2016; Eriander 2016; Eriander et al. 2017). Vid en jämförelse av områden där ålgräset fortfarande finns kvar med områden där det försvunnit konstaterades att det nästan inte förekom några torskrekryter alls (96 procent lägre) där ålgräset försvunnit (Pihl et al. 2006).

5.2. Östersjön

5.2.1. Utsjön

Habitaterna i Östersjöns utsjöområden är i olika utsträckning påverkade av starkt strukturerande faktorer, främst salthalt och syrebrist (se avsnitt 3 och 4). Det enda kända nuvarande fungerande lekområdet för torsk är Bornholmsbassängen. I andra lekområden (Gdansk- och Gotlandsdjupet), där utbyte av bottenvatten sker mycket sällan, riskerar äggen att hamna i vattenlager med syrebrist. Lekområdet Bornholmsdjupet är stängt för fiske under tiden 1 maj till 31 oktober för att skydda torskens lek. ICES har utvärderat skyddet och konstaterat att det i sin nuvarande utformning i tid och rum inte bidrar till ett hållbart exploateringstryck, då den tillgängliga totala fiskeridödligheten styrs av kvoterna för torsk i det östra beståndet i Östersjön. Områdesskyddet är för litet och tidsperioden för leken täcks inte in helt. Omfördelning av fisketrycket riskerar därför att ske till områden och andra tider på året med högre tätheter av torsk, och därmed motverka åtgärdens målsättning (ICES 2018b). Utsjöbankar, som Midsjöbankarna är också viktiga uppväxt- och födosöksområden för torsk. Delar av dessa är skyddade som Natura 2000 områden, huvudsakligen med bevarandemål utpekade för tumlare och sjöfågel.

5.2.2. Kusten

Lokala abiotiska förhållanden sätter gränserna för primärproduktionen och därmed även produktionen av fisk i kustområden. Fiskens utbredning längs Östersjökusten följer arts specifika preferenser för salinitet, djup, bottenstrukturer, exponering och

habitatstruktur (Vahteri et al. 2009; Helcom 2012; Snickars et al. 2014; Mustamäki et al. 2015, 2016; Bergström et al. 2016a; Kraufvelin et al. 2018; Rau et al. 2019). Abiotiska förhållanden kan påverkas av storskaliga miljöförändringar som ändrat inflöde av saltvatten till Östersjön, ändrad tillrinning från land, förändringar i isförhållanden, och väderfenomen som North Atlantic oscillation (Olsson et al. 2012).

Många kustlevande fiskarter vandrar in i grunda områden för att leka på våren, och därmed är fiskyngel talrika i många grunda områden under sommaren (Snickars et al. 2009, 2010; Engstedt et al. 2010; Kallasvuo et al. 2017; Rohtla et al. 2012; Mustamäki et al. 2015, 2016). Förändringar i fiskars lekhabitat kan ha allvarliga konsekvenser för kustnära fiskpopulationer och påverka hela bestånd negativt (Sundblad & Bergström 2014; Sundblad et al. 2014).

Många fiskarter byter diet medan de växer som en normal del av sin utveckling, så kallade ontogenetiska nischskiften, vilket också kan vara kopplat till habitat och habitatbyten (Byström et al. 2003). Abborren övergår till exempel till fiskföda tidigare i Östersjön än i sjöar (Lappalainen et al. 2001; Mustamäki et al. 2014; Jacobson et al. 2019), där abborren även oftare visar ett kannibalistisk beteende (Horppila et al. 1999). Även konkurrens och närvaro av predatorer kan påverka fiskens habitatval (Estlander et al. 2010; Kekäläinen et al. 2010), men studier av detta är hittills få i Östersjön.

Kustfiskens habitat kan påverkas negativt av mänskliga aktiviteter som bebyggelse, muddring, båttrafik eller utfyllning av sand för att bekämpa erosion (*beach nourishment*), och när aktiviteterna sker i större skala kan de även bli en begränsande faktor för en hel fiskpopulations utveckling (Rajasilta et al. 1999; Sandström et al. 2005; Kraufvelin et al. 2018). Bebyggelse på kusten inkluderar till exempel anläggning av bryggor och marinor, vägbankar och kustnära byggnader. Dessa aktiviteter kan totalt förändra habitatet för fiskar genom att ändra hydrografen och bottensubstratet (Sandström et al. 2005; Hansen et al. 2018; Kraufvelin et al. 2018). En ökad grumlighet vid marinor och skuggning från bryggor påverkar vattenvegetationen och därmed fiskens habitat (Hansen et al. 2018). Även om påverkan av enskilda byggen oftast är mycket lokal kan den kumulativa påverkan av flera små ingrepp fragmentera och minska den sammanlagda ytan av tillgängliga lek- och uppväxthabitat, vilket i sin tur kan ha allvarliga konsekvenser för kustnära fiskpopulationer (Sundblad & Bergström 2014).

6. Födovävsinteraktioner

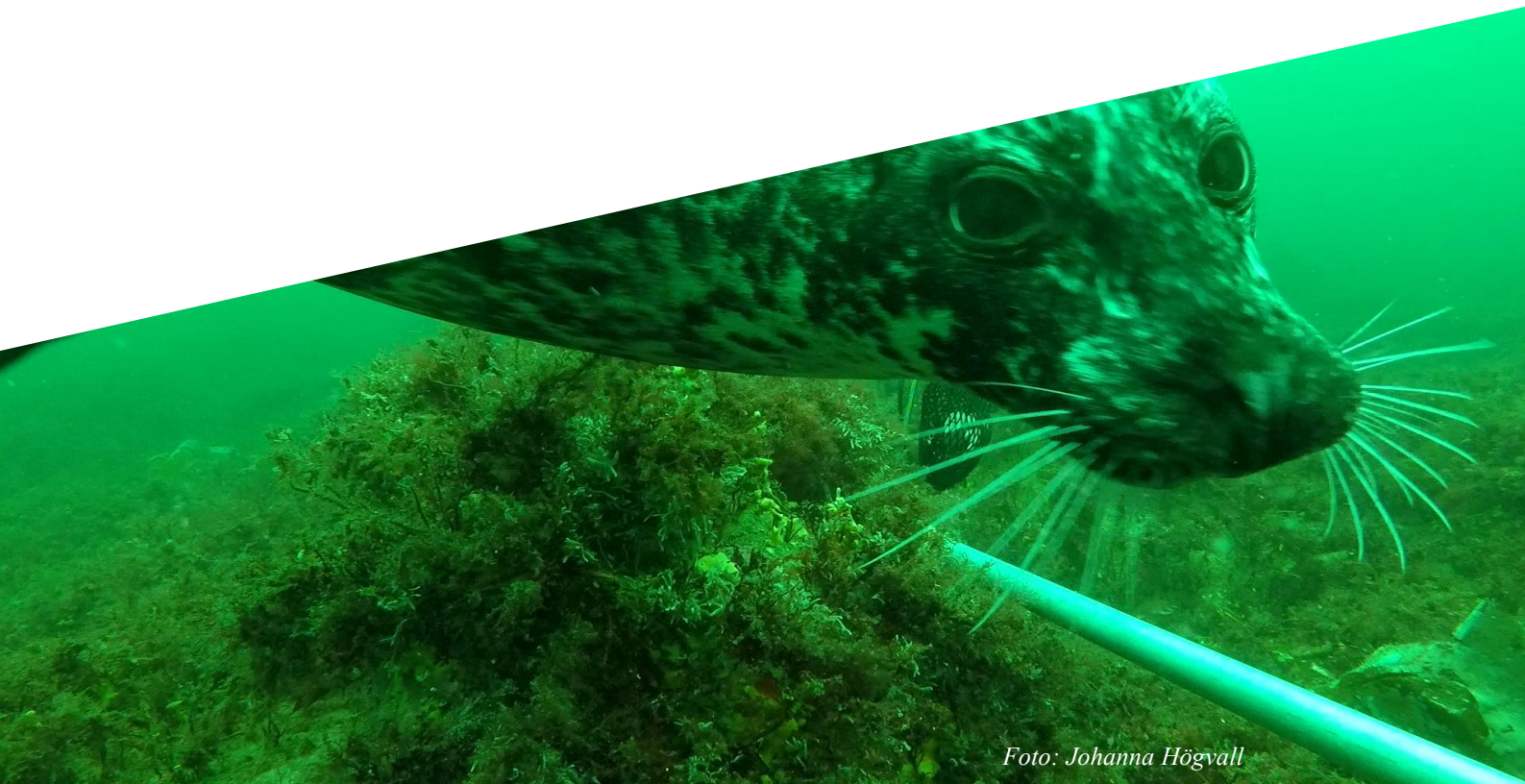


Foto: Johanna Högvall

Fisk påverkas inte enbart av mänskliga aktiviteter utan även av interaktioner med andra arter som kan utgöra föda, konkurrenter eller predatorer på fisk. Fisk utgör en central del av näringsväven i havet och spelar en avgörande roll som en länk mellan olika processer och delar av ekosystemet. Därmed avspeglar tillståndet hos fisk även tillståndet hos de marina ekosystemen. Eftersom ekosystemen historiskt påverkats på många olika sätt av mänsklig aktivitet kommer en återgång till mer ursprungliga ekosystem att ge förändringar även i näringsvävarna. Ibland leder dessa i sig naturliga interaktioner till oönskade effekter för människor som vill kunna fånga fisk, och det råder delade meningar om hur förvaltningen borde hantera detta. Det är ofta svårt att avgöra hur man borde stärka fiskbestånden och i så fall med vilka åtgärder, exempelvis genom regleringar av andra arter direkt genom biomanipulering, ökat/minskat fisketryck eller jakt av toppredatorer. Åtgärdernas utformning i förvaltningen av fiskbestånd bör därför ta hänsyn till om interagerande arter i födoväven också förvaltas (Karlson et al. 2019). Till detta bör tilläggas att det sker ett inflöde av invasiva främmande arter till våra havsområden. Antalet nya invasiva främmande arter i svenska havsområden kommer sannolikt att fortsätta öka i framtiden, framförallt till följd av ökad fartygstrafik, men det råder generell kunskapsbrist om hur dessa arter kan komma att påverka fisken och ekosystemen.

Interaktioner mellan arter i de marina födovävarna har alltid varit avgörande för ekosystemens struktur och funktion, samt för olika arters förekomst. I takt med att mänsklig påverkan på ekosystemen ökat genom selektivt fiske och andra störningar, har sannolikt även interaktionerna i födoväven blivit ändrade och resulterat i att vissa populationers och bestånds status försämrats. Detta är tydligt i svenska marina vatten där det även skett en återhämtning av toppredatorer som säl, och en ökning av populationerna av fiskätande fåglar som till exempel skarv. För att åtgärda den rådande kunskapsbristen om sälars och skarvars ekologiska betydelse och födoval pågår för närvarande undersökningar genom SLU-Aqua av samtliga tre sälarters diet och påverkan på fiskbestånd i Östersjön och Nordsjön

6.1. Nordsjön

6.1.1. Utsjön

Negativa trender i primärproduktion för egentliga Nordsjön indikerar att rekryteringen inom fiskbestånden kan påverkas negativt, givet en positiv (bottom-up) relation mellan primärproduktion, djurplanktontäthet och fiskrekrytering (Capuzzo et al. 2018). Statistisk modellering av över fyra decenniers miljöövervakningsdata på olika arter och bestånd i Nordsjön visar att Nordsjöns ekosystem regleras av både bottom-up och top-down-effekter (Lynam et al. 2017). Tobis, sill, skarpsill och kolja har exempelvis påverkats indirekt av

temperaturförändringar (bottom-up) medan vitling, zooplankton och kiselalger indirekt påverkats av fisket (top-down) genom komplicerade kaskadeffekter. En fjärde effekt kallad *wasp-waist control* (getingmidja) kan också ha en betydande påverkan på Nordsjöns ekosystem. Wasp-waist control innebär att enstaka arter i näringsvävens mitt kan strypa effekterna både uppåt och nedåt i näringsväven. En ökning av sådana arter, exempelvis planktonätande arter som sill, skarpsill och vitlinglyra, kan slå igenom uppåt i näringsväven och gynna toppredatorer som vitling, gråsej och fåglar. Oväntat nog kan gråsej även gynnas av en ökad fiskeridödlighet på (alltså minskning av) samma planktonätare (Lynam et al. 2017). Det är viktigt att förvaltningens riskanalyser tar hänsyn till de osäkerheter som mångfalden av näringsvävsinteraktioner medför när gränser för människans resursutnyttjande och påverkan fastslås.

Den invasiva kammaneten *Mnemiopsis leidyi* har ökat kraftigt i antal i Kattegatt och Skagerrak under det senaste decenniet. Denna planktivor har ett kraftigt predationstryck på djurplankton och i år med många maneter är djurplankton biomassan kraftigt reducerat (Tiselius & Møller 2017). Detta leder till kaskadeffekter i planktonsamhället som resulterar i minskad växtplankton biomassa. Eftersom djurplankton är den primära födan för larver och juvenila av många fiskarter kan födokonkurrens från *M. leidyi* vara betydande. Det är dock inte undersökt i vilken omfattning *M. leidyi* påverkar fiskbestånden och fler riktade studier behövs.

6.1.2. Kusten

Som redan lyfts i avsnitt två om fiske har förändringar kopplade till överexploatering av rovfisk lett till förändringar i den kustnära födoväven i Kattegatt och Skagerrak. Genom att bestånden av rovfisk, främst torsk, har minskat kraftigt har rovfiskens byten på kusten som läppfiskar och smörbultar (så kallade mesopredatorer) ökat markant i flera kustområden (Eriksson et al. 2011). En ökning av mesopredatorerna har i sin tur lett till minskad förekomst av ryggradslösa djur som betar påväxtalger på makrovegetation som ålgräs (Baden et al. 2012; Östman et al. 2016). Detta bidrar till att ålgräsängar blir övervuxna av fintrådiga påväxtalger, och att dessa livsmiljöer i takt med att de minskat fått minskad betydelse som yngelkammare för flera av västkustens rovfiskar. En överexploatering av rovfisken har därmed även gett en indirekt negativ effekt på unga livsstadier av dessa arter. I de norska fjordsystemen föreslås en minskning av djurplankton ha lett till en minskning av föda för bottenfällande torsklarver och småvuxna fiskarter som sjustrålig smörbult. När den sjustråliga smörbulten minskat finns där även mindre föda för större torskyngel och kustens kvalitet som uppväxtområde för torsk kan genom dessa födovävsinteraktioner ha försämrats (Aanonsen 2018). Även om orsakssambanden inte är klarlagda visar exemplen på

att ett mer ekosystembaserat förhållningssätt, där även indirekta effekter mellan olika habitat och system beaktas, är av betydelse för en långsiktigt hållbar förvaltning av rovfisk och kustnära ekosystem. Även om tidigare studier har visat att sälar i Västerhavet hade en försumbar effekt på kommersiella fiskbestånd tyder en senare studie på att situationen kan ha förändrats, att sälarnas uttag kan vara betydelsefullt och att sälpopulationen i nuläget kan befinna sig i en situation med födobrist (Härkönen & Heide-Jørgensen 1991; Hansen and Harding 2006; ICES 2017). Som i utsjön, har *Mnemiopsis leidyi* ökat kraftigt i kustnära vatten. Effekten av denna manet kan därför vara betydande här också.

6.2. Östersjön

6.2.1. Utsjön

I Östersjön spelar födovävsinteraktioner en viktig roll för hur utsjöekosystemet har formats och mycket forskning har gjorts inom ämnet. Mest välstuderade är interaktionerna i mellan torsk, och torskens huvudsakliga pelagiska födokällor sill och skarpsill. Under 1980-talet fanns det rikligt med torsk tillhörande det östra beståndet som sedan spred sig till hela Östersjön. Efter beståndskollapsen på 1990-talet minskade utbredningen, och är nu begränsad endast till den södra delen av Östersjön (Eero et al. 2007; Casini et al. 2012; Orio et al. 2019). I motsats till torskbestånden har sill- och skarpsillsbestånden koncentrerats till norra Östersjön, till störst del utanför torskbeståndets utbredningsområde (Casini et al. 2011a, 2014). Skarpsillsbeståndet har ökat kraftigt efter att torskbeståndet kollapsade eftersom den inte längre regleras av torsken (Casini et al. 2008). Det har lett till ett skifte i Östersjön från ett torskdominerat system på 1990-talet till ett system som idag domineras av skarpsill (Casini et al. 2009, 2011b).

Nyligen genomförda studier har visat att skarpsillens kondition och täthet är negativt korrelerade, vilket tyder på inomartskonkurrens som är densitetsberoende (Casini et al. 2011a, 2014). Dessutom tyder det stora dietöverlappet mellan skarpsill och sill (Casini et al. 2004; Möllmann et al. 2004) på att det förekommer mellanartskonkurrens om födan mellan dessa två arter, vilket förklarar det negativa sambandet mellan skarpsillsmängderna och sillens kondition i Östersjön (Casini et al. 2006; Casini et al. 2011a). Under senare år har även en ökning av mängden spigg i utsjöekosystemen uppmärksamats (Bergström et al. 2015), och spiggens interaktioner med andra delar av näringsväven studeras nu för att förstå dess ekologiska roll. Den potentiella konkurrensen mellan torsk och skrubbskädda och predation av stor torsk på skrubbskädda kan förklara den negativa korrelationen i dessa två arters populationsdynamik såväl som deras rumsliga fördelning (Orio 2019 och referenser i denna).

Predation från marina däggdjur kan potentiellt ha inverkan på fiskbestånden i Östersjön. I början av förra århundradet var det östra torskbeståndets nivå låg och utöver en låg produktivitet i ekosystemet kopplat till en låg näringskoncentration kontrollerades beståndet av marina toppredatorer (sälar och tumlare), vilka var torskens huvudsakliga rovdjur (Österblom et al. 2007; Eero et al. 2011; Casini et al. 2013). När antalet marina däggdjur minskade på grund av mänsklig påverkan, särskilt jakt, minskade predationen på torsk, men torskbeståndet förblev ändå på en låg nivå på grund av den höga dödligheten i fisket (Eero et al. 2011). Sälpredation har uppskattats vara jämförbar eller till och med högre än kommersiella fångster för vissa fiskarter i olika områden i Östersjön (Lundström et al. 2012; Hansson et al. 2018). Sett ur ett Östersjöperspektiv är sälarnas konsumtion av fisk generellt mindre än fiskets landningar (Hansson et al. 2018). Samtidigt är det rumsliga överlappet mellan sälpredation och fisket förmodligen större för kustfiskarter jämfört med fiskarter i öppna havet, och om man fokuserar på sälarnas huvudsakliga utbredningsområde i centrala och norra Östersjön är förhållandena annorlunda. I detta område var sälarnas beräknade konsumtion av torsk över 10 gånger större än det sammanlagda yrkes- och fritidsfiskets landningar år 2010, medan sälarnas uttag av lax och gädda var omkring hälften av fiskets landningar. Sälarnas konsumtion av strömming i samma område var ungefär en fjärdedel av fiskets landningar medan deras konsumtion av skarpsill var försumbar i jämförelse med fisket (Hansson et al. 2018).

Även om konsumtionen från säl är jämförbar med eller större än de kommersiella fångsterna betyder det inte nödvändigtvis att sälens predation påverkar fiskbeståndet. Men om fiskets fångster kan antas ha effekter på ett fiskbestånd, och sälens konsumtion är av samma storleksordning, är det troligt att dödligheten hos fisk orsakad av sälar faktiskt också påverkar fiskbestånden. Dessa förutsättningar kan sägas gälla för siklöjabeståndet i Bottenviken där sälpredationen är större än fiskets fångster. Här har man uppskattat att sälarna kan konsumera hela överskottsproduktionen i siklöjabeståndet, vilket leder till att fisket inte är långsiktigt hållbart (Bergenius 2019).

Predation på ägg kan också spela en viktig roll för dynamiken hos fiskbestånd. En betydande predation av sillfiskar på torskägg har observerats i Bornholmsbassängen. Denna äggpredation är mest intensiv i början av torskens lekperiod (Köster & Möllmann 2000a). Efter att leken har slutat på våren lämnar en stor del av skarpsillen bassängen, vilket resulterar i ett minskat predationstryck på torskäggen. Parallellt återvänder sill från sina kustnära lekområden för att äta i Bornholmsbassängen, med en diet som inkluderar torskägg (Köster & Möllmann 2000a). Den drastiska ökningen av skarpsillsbeståndet under 1990-talet ökade potentialen för dödlighet på torskägg orsakad av skarpsill. Förändringen av torskens

lekperiod från vår till sommar under de senaste decennierna (Wieland et al. 2000) resulterade dock i ett minskat predationstryck från skarpsill. Dessutom observerades en nedgång i individuell skarpsillpredation på torskäggs från 1993 till 1996, trots relativt höga koncentrationer av torskägg i planktonsamhället. Detta kan sannolikt förklaras med ett minskat vertikalt överlapp mellan predatorerna och dess byte. På grund av den ökade salthalten efter det stora inflödet av djupvatten 1993 (Schinke & Matthäus 1998), uppvisade torskäggen neutral flytkraft i grundare vattenskikt, medan sillfiskarna återfanns djupare på grund av ökad syrekoncentration i bottenvattnet (Köster & Möllmann 2000a). Som ett resultat är predationen på torskägg högre under stagnationsperioder och har bidragit till den låga reproduktiva framgången hos torsk sedan 1980-talet. På liknande sätt visar sig äggkannibalismen vara en betydande orsak till skarpsillsens äggdödlighet i Bornholmsbassängen och utgör därigenom en självreglerande process för skarpsillsbeståndets storlek (Köster & Möllmann 2000b). Av resonemanget ovan följer att intensiteten av äggkannibalism också beror på det vertikala överlappet mellan predatorer och dess bytesdjur, vilket påverkas av rådande salthalt och syreförhållande.

6.2.2. Kusten

Eftersom de flesta fiskyngel äter djurplankton, kan både mängden djurplankton i lek- och rekryteringsområden och konkurrens med andra fiskyngel och större planktonätande fiskar vara en begränsande faktor för rekrytering. Sämre rekryteringsframgång hos abborre och gädda i öppna kustområden har kopplats till ett ökat antal av skarpsill och storspigg, då både skarpsill och storspigg äter djurplankton, och storspigg även äter andra arters rom och yngel (Nilsson 2006; Ljunggren et al. 2010; Eriksson et al. 2011; Bergström et al. 2015; Nilsson et al. 2019). Mängden storspigg i Östersjön har ökat kraftigt i antal under senare år (Bergström et al. 2015; Olsson et al. 2019), och det har även därmed dess påverkan på reproduktionen hos kustlekande arter som abborre och gädda. I dag anses mängden spigg i ett kustområde kunna kontrollera reproduktionen av gädda och abborre när spiggen förekommer i höga numerär (Byström et al. 2015; Bergström et al. 2015; Nilsson et al. 2019; Eklöf et al. 2020).

Invasiva främmande arter i Östersjön har potentiella ekosystemeffekter på alla nivåer (Helcom 2018b). Arten svartmunnad smörbult har etablerat sig i Östersjön och uppvisar nu hög abundans i hela södra Östersjön (Kornis et al. 2012; Azour et al. 2015; Puntala et al. 2018). Längs den svenska Östersjö-kusten sprider sig arten norrut och har påträffats upp till Uppsala län (Ann-Britt Florin, pers. kom.), medan den på finska sidan påträffas ända uppe i Bottenviken (Puntala et al. 2018). Svartmunnad smörbult konkurrerar om föda med Östersjöns plattfiskarter (Ustups et al. 2016). Smörbultens ökning har föreslagits kunna orsaka en nedgången av

blåmusslor i vissa områden, och den har även påvisats utgöra en viktig del av födan hos många rovfiskar och fiskätande fåglar (Puntila et al. 2018). Invasiva främmande arter kommer troligtvis att öka i antal i framtiden i Östersjöns kustområden (Helcom 2018b), men det är oklart vilken effekt de kommer att ha på fisken och ekosystemen.

Under 2000-talet har populationerna av gråsäl och skarv ökat kraftigt i Östersjön (Helcom 2018c; Herrmann et al. 2018), och ett ökat predationstryck från dessa har potentiellt stora effekter på kustfiskpopulationer lokalt (Östman et al. 2012, 2013; Hansson et al. 2018; Hjorth Scharff-Olsen et al. 2019). Variationen mellan områden kan dock vara betydande. Både gråsäl och skarv kan utnyttja fiskeredskap för födosök, vilket har lett till konflikter med yrkesfiskare, samt en samhällelig och vetenskaplig debatt (Lunneryd 2013; Heikinheimo et al. 2016; Hansson et al. 2018; Heikinheimo et al. 2018). Både säl och skarv är opportunistiska och generalistiska predatorer, vilket betyder att de äter den fisk som är vanligast och mest tillgänglig (Hansson et al. 2018; Hjorth Scharff-Olsen et al. 2019). Fler och riktade studier över effekter av predation från toppkonsumenter som säl och skarv på fiskbestånden och ekosystemen längs våra kuster behövs, för att klargöra dessa arters möjliga påverkan.

7. Övriga påverkansfaktorer



Foto: Håkan Wennhage

Fisken påverkas även både direkt och indirekt av föroreningar i vattnet och i avrinningsområdet. Tillrinning från land, industriutsläpp och utsläpp från tätorter kan innehålla gifter, läkemedelsrester, hormonstörande ämnen, mikroplaster och andra föroreningar. Fisken exponeras för dessa genom sin föda och via gälar och hud, vilket kan leda till hälsoproblem (Björkblom et al. 2008; Hanson et al. 2009a, b; Hansson 2009). Undersökningar av kustfiskens hälsa ingår i den nationella miljöövervakningen i Sverige (Hanson et al. 2009a, b; Hansson 2009; Mustamäki et al. 2019a, b, c, d), men miljögifternas effekter på populationsnivån hos fisk är fortfarande dåligt kända (Böhling et al. 1991; Bergek et al. 2012).

Resultat från integrerad miljöövervakning som utförs i fyra områden längs svenska kusten visar att fiskens hälsa är påverkad, men ingen tydlig effekt på populationsnivå har hittills observerats (Mustamäki et al. 2019a, b, c, d). Det är även oklart vilken/vilka miljögifter som påverkar fiskhälsan; halterna av så kallade klassiska miljögifter som PCB och DDT som ingår i övervakningsprogrammet minskar, men det finns nya potenta miljögifter som ännu inte övervakas eller ens är kända i dagsläget (Hanson et al. 2009a, b; Hansson 2009; Mustamäki et al. 2019a, b, c, d). Kemikalier, läkemedelsrester och andra föroreningar i avloppsvattnet kan ha hormonstörande effekt på fisk (Björkblom et al. 2008, 2009), men dessa effekter är dåligt karterade (Björkblom et al. 2013). Närvaro av flera olika kemikalier i vattnet och deras potentiella samverkande effekter är en utmaning i alla studier. Användning av kemikalier och läkemedel ökar i samhället, men samtidigt förbättras rening av avloppsvattnet och kontroll av kemikalier samt metoderna att övervaka kemikalier i vattnet. Troligtvis kommer betydelsen av de klassiska miljögifterna att minska i framtiden eftersom många av dessa är förbjudna idag. Samtidigt kommer fisken sannolikt påverkas från nya ämnen som släpps ut i våra vatten, en möjlig ökad förekomst av läkemedelsrester, samt så kallade cocktaileffekter av flera samverkande ämnen. Avgörande för detta är den framtida utvecklingen av vattenreningsverk och reglering av användning av läkemedel och kemikalier.

Även brist på essentiella ämnen och vitaminer kan påverka fisken. I Östersjön är det sedan länge klarlagt att brist av tiamin (vitamin B1) har stört laxens reproduktion genom det så kallade M74-syndromet (Bengtsson et al. 1999). M74 har kopplats till fetthalten i laxens föda, framförallt gällande ung skarpsill med hög fetthalt och även liten strömming (Karlsson et al. 1999; Mikkonen et al. 2011; Keinänen et al. 2012; Keinänen et al. 2018). Hur utbredd tiaminbristen hos fisken i Östersjön är, vad dess effekter är på populations- respektive beståndsnivå, samt vad som orsakar tiaminbristen är ännu inte helt klarlagt, men det finns indikationer på att den påverkas av samspelet mellan växtplankton, cyanobakterier och omgivande miljöfaktorer (Fridolfsson 2019). Utifrån dagens kunskap går det inte att förutspå ifall tiaminbristen kommer att öka eller minska i framtiden.

Marint skräp är en aktuell global fråga (Helcom 2015a; UNEP 2016), och flera projekt i Östersjöområdet karterar marint skräp samt utvecklar olika metoder för att minska förekomsten av marint skräp (Helcom 2015a; Moora & Piirsalu 2016). På motsvarande sätt karteras marint skräp i Oskar området, där rumsliga jämförelser indikerar höga förekomster av strandskräp men förhållandevis små mängder skräp på havsbotten i Västerhavet (Oskar 2017). Marint skräp har ökat i takt med människans plastanvändning. Små plastpartiklar, mikroplast, hittas även i fisk (Moora & Piirsalu 2016; Ašmonaitė 2019), och detta kan ha potentiella negativa effekter på fisk (Ašmonaitė 2019). I södra Östersjön undersöktes fisk för förekomsten av plast i mag-tarmkanalen på 142 individer av torsk, sandskädda, skrubbskädda, sill och makrill (Rummel et al. 2016). I dryga fem procent av de undersökta fiskarna hittades plastpartiklar, de flesta mikroplaster (> 5 millimeter). Ingen plast hittades i sandskädda eller sill, men 30 procent av de undersökta makrillarna och 10 procent av torskarna och skrubbskäddorna hade plastpartiklar i sin mag-tarmkanal (Rummel et al. 2016). Konditionen hos dessa fiskar skiljde sig inte från dem utan plastpartiklar i mag-tarmkanalen. I en annan studie hittades högre förekomst av plastpartiklar i torsk (26 procent av de undersökta individerna) och sill (16 procent av de undersökta individerna) i södra Östersjöns utsjö (Lenz et al. 2016). Kunskapen om effekter av marint skräp på populations- och beståndsnivå hos fisk är bristfällig. Troligtvis kommer betydelsen av marint skräp att öka i framtiden i svenska havsområden om inte förebyggande åtgärder utvecklas snart.

Buller i undervattenhabitat påverkar fisk, men det finns lite bevis på detta från Östersjön (Helcom 2016; Wahlberg 1999). Till exempel trafik både i och nära vatten, industrier, olika undervattensarbeten, ekolod, vindkraftverk, och bebyggelse skapar buller. Fiskar är känsliga för ljud, och skräms och stressas av ljud (Popper & Hastings 2009; Hawkins et al. 2014). Långvariga effekter av ljud på fisk är för tillfället dåligt kända, men det förefaller sannolikt att buller kan skapa långvarig stress hos fisk (Hawkins et al. 2014; Popper & Hastings 2009; Wahlberg 1999; Wahlberg & Westerberg 2005; Helcom 2016). Även dessa effekter kommer troligtvis att öka i framtiden om infrastrukturen vid kusten och trafiken på havet fortsätter att öka.

Kustlevande fisk kan även bli exponerad för läkemedel, kemikalier eller sjukdomar från fiskodlingar. Fisksjukdomar hos odlad fisk är relativt väl kända och karterade (Ström-Bestor et al. 2010; Pulkkinen et al. 2009), men kunskapen om ifall dessa kan spridas till vild fisk är bristfällig, och även kunskapen om ifall läkemedel eller andra kemikalier från fiskodlingar påverkar vild fisk. Fiskar är även påverkade av sina naturliga patogener och parasiter (Waluga et al. 1986). Förekomsten av dessa varierar lokalt, och speciellt parasiter är ofta art- eller artgruppspecifika (Bakke et al. 2007; Björkblom et al. 2013). Analyser av nematoder i levern på Östersjötorsken

har visat en hög förekomst hos individer upp till 70-80 centimeter, men förekomsten minskar sedan med ytterligare ökande storlek (Horbowy et al. 2016; ICES 2017). En möjlig förklaring till detta mönster kan vara en hög dödlighet orsakat av parasiten hos stora torsk med hög infektionsgrad (Horbowy et al. 2016). Konditionen hos torsk minskade med förekomsten av parasiter i levern, och var hos torsk som var angripen av parasiten upp till 20 procent lägre än den hos individer som inte var angripna (Horbowy et al. 2016). Generellt är dock kunskapen om parasiters och sjukdomars variation och eventuella kopplingar till andra miljövariabler eller miljöförändringar, samt deras effekter på populationsnivån hos fisk bristfälliga (Björkblom et al. 2013). Fiskar har i alla tider varit påverkade av sjukdomar och parasiter, men det är oklart hur dessa kommer att utvecklas i framtiden. Fiskar som är påverkade av till exempel ökande vattentemperaturer eller kemikalier i vattnet kan få försämrat immunförsvar och bli lättare infekterade av patogener och parasiter.

8. Sammanfattning och slutsatser



Foto: Malin Karlsson

I tabellen nedan summeras och sammanfattas betydelsen av olika påverkansfaktorer på fisk kvalitativt utifrån beskrivningarna och texterna i respektive avsnitt ovan. För varje påverkansfaktor är responsen uppdelad på Nordsjön och Östersjön samt deras respektive utsjö- och kustområden. Den kvalitativa rankingen av påverkan är indelad i **betydande** (stor påverkan), **sannolikt betydande** (påverkan sannolikt stor, men mer underlag behövs), **minskande betydelse** (påverkan har varit betydande historiskt, men minskar idag), **liten betydelse** (påverkan sannolikt liten), **delvis kunskapsbrist** (begränsat underlag), och **kunskapsbrist** (avsaknad av underlag).

Det framgår tydligt av tabellen nedan att flera faktorer har stor betydelse för statusen för fisk i svenska marina vatten. Dessa faktorer utgör en kombination av både naturliga interaktioner i ekosystemet, och direkt samt indirekt mänsklig påverkan. Möjligen är antalet viktiga påverkansfaktorer något lägre i Nordsjön (framförallt i utsjön), jämfört med Östersjön. Samtidigt verkar det råda en större kunskapsbrist kring annan påverkan i Nordsjön där fiske varit den dominerande påverkansfaktorn. Fiske verkar vara av betydelse i alla förvaltningsområden och habitat, och betydelsen av klimat, övergödning och habitatförlust är påtaglig i båda förvaltningsområdena. Det råder dock kunskapsbrist om betydelsen av klimat på beståndens status i Nordsjöns utsjö, samt betydelsen av födovävsinteraktioner i alla områden. Detta gäller framförallt hur ökande populationer av säl och skarv påverkar fisken och i vilken omfattning den invasiva kammaneten *Mnemiopsis leidyi* konkurrerar med fisken om födan. Kunskapsbristen är även stor för vilken påverkan som kan förväntas från övriga faktorer som miljögifter, läkemedelsrester, mikroplaster och marint skräp, undervattensbuller, vitaminbrist, samt parasiter och sjukdomar.

Dagens kunskapsläge medger inte en analys av hur de olika påverkansfaktorerna enskilt bidrar till bedömningen att god miljöstatus inte uppnås för flertalet fiskbestånd. I ett historiskt perspektiv är fiske sannolikt en av de påverkansfaktorer som varit av störst betydelse. Effekterna av övergödningen (både positiva och negativa) började skönjas först på 1970- och 80-talen, medan effekter kopplade till klimatförändringen, habitatförlust, föroreningar och födovävsinteraktioner blivit mer uttalade och tydliga först under senare år. Dagens status för flera bestånd av fisk i våra marina vatten är därför till stor del ett resultat av hur vi historiskt skattat populationerna och bestånden genom fiske. Samtidigt fortgår och sannolikt ökar påverkan från andra faktorer som klimat, gifter, läkemedelsrester, föroreningar, habitatförlust, övergödning och förändrade artinteraktioner. Det ekosystem vi har för närvarande med utfiskade bestånd, ändrad storleksstruktur i bestånden och förändrade näringsvävar är ett mindre resiliert ekosystem. Därför får också de

andra påverkansfaktorerna större betydelse. En ekosystembaserad utgångspunkt i förvaltningen är därför viktig för att kunna återuppbygga fiskbestånden i framtiden.

Även om kunskapen om olika påverkansfaktorers betydelse för fiskpopulationers utveckling och status byggs upp över tid kommer kunskapsluckor alltid att finnas. Mycket av den kunskap som har tagits fram och kommer att tas fram baseras på studier utförda på individ- eller grupp-nivå, teoretiska modelleringsstudier och korrelativa analyser av insamlad data. Utmaningarna ligger nu i att skala upp observerade effekter från individ- och grupp-nivå till populations-, bestånds- och ekosystemnivå, samt att överföra resultat från teoretiska modeller och studier baserade på korrelationer till naturliga förhållanden och verkliga orsakssamband. För förvaltningen är det också en utmaning att tolka befintliga resultat och vidta verkningsfulla åtgärder. En möjlig väg framåt är att beakta resultaten från ett flertal olika studier samtidigt vid en bedömning, samt att skatta osäkerhetsmarginalerna i resultaten och slutsatserna.

Förutom att åtgärda rådande kunskapsbrister gällande betydelsen av olika påverkansfaktorer är det även önskvärt att möjliggöra en kvantitativ skattning av olika påverkansfaktorers relativa betydelse för fisken, till exempel genom en systematisk review och metaanalys. Därtill bör man studera kumulativa effekter (samverkan och/eller förstärkning) av flera påverkansvariabler som agerar samtidigt. Sådana effekter är idag dåligt kända och studerade, men sannolikt betydande för utvecklingen av fiskpopulationerna och samhällena i våra marina vatten.

Tabell 1. En förenklad och kvalitativ sammanfattning av betydelsen av olika påverkansfaktorer på fisk utifrån beskrivningarna och texterna i respektive avsnitt i rapporten. För varje påverkansfaktor är responsen uppdelad på Nordsjön och Östersjön och deras respektive utsjö- och kustområde. Påverkan är indelad i **betydande** (stor påverkan), **sannolikt betydande** (påverkan sannolikt stor, men mer underlag behövs), **minskande betydelse** (påverkan har varit betydande historiskt, men minskar idag), **liten betydelse** (påverkan sannolikt liten), **delvis kunskapsbrist** (begränsat underlag), och **kunskapsbrist** (avsaknad av underlag). *Historiskt viktigt med stor betydelse för situationen idag. Med dagens regelverk och beståndssituation av mindre betydelse. Sannolikt betydande påverkan i framtiden om regelverket försvagas.

	Nordsjön utsjö	Nordsjön kust	Östersjön utsjö	Östersjön kust
Fiske	Betydande Incitament för selektivt fiske och efterlevnad av landningsskyldighet kritiskt.	Sannolikt betydande * Få studier på ”kustarter”.	Betydande Bifångster och efterlevnad av landningsskyldighet viktig.	Betydande Både fritids- och yrkesfiske. Få studier.
Klimat	Betydande (utbredning), kunskapsbrist (beståndsstatus).	Sannolikt betydande Relativt få studier.	Betydande Framförallt interaktion temperatur - salthalt.	Betydande Vissa arter gynnas, andra missgynnas av ökande temperatur
Övergödning	Minskande betydelse Relativt god kunskap.	Betydande Negativ påverkan, relativt god kunskap.	Betydande Negativ påverkan, relativt god kunskap.	Betydande Vissa arter gynnas, andra missgynnas
Habitatpåverkan	Kunskapsbrist sannolikt negativ påverkan av bottentråkning. Många arter har kusten som uppväxthabitat.	Betydande Relativt god kunskap. Påverkar både kvalitet och utbredning av habitat.	Betydande Temporär förlust av bottenmiljöer genom syrebrist.	Betydande Relativt god kunskap. Påverkar både kvalitet och utbredning av habitat.
Födovävs-interaktioner	Delvis kunskapsbrist Betydelse av födokonkurrens från främmande arter exempelvis <i>Mnemiopsis leidyi</i> inte fastställt.	Delvis kunskapsbrist Betydelse av ökande populationer av säl, skarv, främmande arter inte fastställt.	Betydande Mer kunskap om rumslig fördelning av interagerande arter behövs. Betydelse av ökande populationer av säl och spigg inte fastställt.	Betydande Relativt god kunskap om interaktioner mellan rovfisk och spigg. Mer kunskap om betydelse av skarv och säl behövs.
Övriga faktorer	Kunskapsbrist	Kunskapsbrist	Kunskapsbrist	Kunskapsbrist

Referenser

- Aanonsen, I.A.N. (2018). *Impacts of a regime shift on a shallow water fish community on the Norwegian Skagerrak coast*. MSc-Thesis, University of Oslo, <http://urn.nb.no/URN:NBN:no-70665>
- Airoidi, L. & Beck, M.W. (2007). Loss, Status and Trends for Coastal Marine Habitats of Europe. In: Gibson, R. N., Atkinson, R. J. A. & Gordon, J. D. M. (Eds), *Oceanography and Marine Biology*, 45, 345-405.
- Andersen, J. H., Carstensen, J., Conley, D. J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B. G., Josefson, A. B., Norkko, A., Villnäs, A. & Murray, C. (2017). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, 92(1), 135-149.
- Andersson, E., Wikström, A. & Wennhage, H. (2021). *Svenskt fiske efter läppfisk för export som putsarfisk: utveckling av fisket och information om beståndens status*. Department of Aquatic Resources, Sveriges lantbruksuniversitet. (Aqua reports 2021:11).
- Aranda, M., Ulrich, C., Le Gallic, B., Borges, L., Metz, S., Prellezo, R. & Santurtún, M. (2019). Research for PECH Committee - EU fisheries policy – latest developments and future challenges, European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies, Brussels. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2019/629202/IPO_L_STU\(2019\)629202_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2019/629202/IPO_L_STU(2019)629202_EN.pdf)
- Arrhenius, F., Frohnlund, K., Hällbaek, H., Jakobsson, P. & Modin, J. (1998). By-catches in purse-seining with light for sprat and herring on the Swedish west coast 1997/1998. *Medd Havsfiskelab.* 328, 19-42.
- Ašmonaitė, G. (2019). *Microplastics in the aquatic environment: Insights into biological fate and effects*. Diss. Department of Biological and Environmental Sciences University of Gothenburg. <http://hdl.handle.net/2077/59379>
- Axenrot, T., & Hansson, S. (2003). Predicting herring recruitment from young-of-the-year densities, spawning stock biomass, and climate. *Limnology and Oceanography*, 48(4), 1716-1720.
- Azour, F., van Deurs, M., Behrens, J., Carl, H., Hüsey, K., Greisen, K., Ebert, R. & Rask, P. M. (2015). Growth and condition of the non-indigenous Round goby (*Neogobius melanostomus*) as a function of its invasion history. *Aquatic Biology*, 24, 41-52.
- Baden, S.P., Loo, L.O., Pihl, L. & Rosenberg, R. (1990a). Effects of eutrophication on benthic communities including fish, Swedish west coast. *Ambio*, 19, 113-122.
- Baden, S.P., Pihl, L. & Rosenberg, R. (1990b). Effects of oxygen depletion on the ecology, blood physiology and fishery of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) *Marine Ecology Progress Series*, 67, 141-155.

- Baden, S., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., Rosenberg, R. (2003). Vanishing seagrass (*Zostera marina*) in Swedish coastal waters. *Ambio*, 32, 374-377.
- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.J. & Åberg, P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 61-73.
- Bakke, T. A., Cable, J., & Harris, P. D. (2007). The biology of gyrodactylid monogeneans: the "Russian-doll killers". *Advances in parasitology*, 64, 161-376.
- Baumann, H., Hinrichsen, H.H., Möllmann, C., Köster, F.W., Malzahn, A.M. & Temming, A. (2006). Recruitment variability in Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus*) is tightly coupled to temperature and transport patterns affecting the larval and early juvenile stages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(10), 2191-2201.
- Beare, D.J., Burns, F., Greig, A., Jones, E.G., K. Peach, M. Kienzle, E. McKenzie, & D. G. Reid (2004). Long-term increases in prevalence of North Sea fishes having southern biogeographic affinities. *Marine Ecology Progress Series*, 284, 269-278.
- Bengtsson, B.E., Hill, C., Bergman, Ar., Johansson, N., Magnhagen, C., Södergren, A. & Thulin, J. (1999). Reproductive disturbances in Baltic fish: a synopsis of the FiRe project. *Ambio*, 28, 2-8.
- Bergek, S., Ma, Q., Vetemaa, M., Franzén, F. & Appelberg M. (2012). From individuals to populations: impacts of environmental pollution on natural eelpout populations. *Ecotoxicology and environmental safety*, 79, 1-12.
- Bergenius, M., Ringdahl, K., Sundelöf, A., Carlshamre, S., Wennhage, H. & Valentinsson, D. (2018). *Atlas över svenskt kust- och havsfiske 2003-2005*. (Aqua reports 2018:3).
- Bergenius, M. (2019). Biologisk rådgivning för siklöja i Bottenviken. SLU.aqua.2019.5.5-224. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund.
- Bergenius, M., Casini, M., Lundström, K., Orio, A., Ovegård, M., Hentati Sundberg, J. & Hjelm, J. (2019). Östersjöns torskar illa ute. *Fauna och flora*. 114, 2-9.
- 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, L., Bergström, U., Olsson, J. & Carstensen, J. (2016b). Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers – variability at temporal and different spatial scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 183, 62-72.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H. & Wikström, A. (2016). *Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden*. (Aqua reports 2016:20). Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences, Öregrund, Sweden.
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L. & Kraufvelin, P. (2019). Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-018-1133-9
- Bergström, U., Sundblad, G., Downie, A.-L., Snickars, M., Boström, C. & Lindegarth, M. (2013). Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology*, 50, 680-690.

- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B. K., Fredriksson, R., Wennhage, H. & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea – a thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163, 134-142.
- Björkblom, C., Mustamäki, N., Olsson, P. E., Katsiadaki, I. & Wiklund, T. (2013). Assessment of reproductive biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) from sewage effluent recipients. *Environmental Toxicology*, 28, 229-237.
- Björkblom, C., Högfors, E., Salste, L., Bergelin, E., Olsson, P. E., Katsiadaki, I. & Wiklund, T. (2009). Estrogenic and androgenic effects of municipal wastewater effluent on reproductive endpoint biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(5), 1063-71. doi: 10.1897/08-337.1
- Björkblom, C., Salste, L., Katsiadaki, I., Wiklund, T. & Kronberg, L. (2008). Detection of estrogenic activity in municipal wastewater effluent using primary cell cultures from three-spined stickleback and chemical analysis. *Chemosphere*, 73(7), 1064-70. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.07.052
- Böhling, P., Hudd, R., Lehtonen, H., Karås, P., Neuman, E. & Thoresson, G. (1991). Variations in year-class strength of different perch (*Perca fluviatilis*) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 1181-1187.
- Bonsdorff, E. (1997). Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, Northern Baltic Sea. *Oceanologica Acta*, 20, 319-329.
- Brander, K. M. (2010). Cod *Gadus morhua* and climate change: processes, productivity and prediction. *Journal of Fish Biology*, 77, 1899-1911. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02782.x
- Byström, P., Bergström, U., Hjälten, A., Ståhl, S., Jonsson, D. & Olsson, J. (2015). Declining coastal piscivore populations in the Baltic Sea: Where and when do sticklebacks matter? *Ambio*, 44(3), 462. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0665-5>
- Byström, P., Persson, L., Wahlström, E. & Westman, E. (2003). Size- and density-dependent habitat use in predators: consequences for habitat shifts in young fish. *Journal of Animal Ecology*, 72, 156-168.
- Capuzzo, E., Lynam, C. P., Barry, J., Stephens, D., Forster, R. M., Greenwood, N., McQuatters-Gollop, A., Silva, T., van Leeuwen, S. M. & Engelhard G. H. (2018). A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Global Change Biology*, 24, 352-364. <https://doi.org/10.1111/gcb.13916>
- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V. & Maiorano, L. (2009). Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamic of turbot (*Psetta maxima*) during the last century in the Eastern North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 386, 197-206.
- 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10144-009-0177-x>

- Cardinale, M., Svenson, A., & Hjelm, J. (2017). The “easy restriction” syndrome drive local fish stocks to extinction: The case of the management of Swedish coastal populations. *Marine Policy*, 83(February), 179-183. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.06.011>
- Carl, J.D., Sparrevohn, C.R., Nicolajsen, H. & Støttrup, J.G. (2008). Substratum selection by juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.): effect of ephemeral filamentous macroalgae. *Journal of Fish Biology*, 72, 2570-2578.
- Carstensen, J., Conley, D. J., Bonsdorff, E., Bustafsson, B.G., Hietanen, S., Janaz, U., Jilbert, T., Maximov, A., Norkko, A., Norkko, J., Reed, D. C., Slomp, C. P., Timmermann, K. & Voss, M. (2014). Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical cycles, benthic fauna, and management. *Ambio* 43(1), 26-36.
- Casini, M., Cardinale, M., Arrhenius, F., (2004). Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1267-1277.
- Casini, M., Cardinale, M. & Hjelm, J. (2006). Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos*, 112, 638-650.
- Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J. -C. & Kornilovs, G. (2008). Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B*, 275, 1793-1801.
- Casini, M., Hjelm, J., Molinero, J.-C., Lövgren, J., Cardinale, M., Bartolino, V., Belgrano, A. & Kornilovs, G. (2009). Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 197-202.
- Casini, M., Kornilovs, G., Cardinale, M., Möllmann, M., Grygiel, W., Jonsson, P., Raid, T., Flinkman, J. & Feldman, V. (2011a). Spatial and temporal density-dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using a broad international acoustic survey. *Population Ecology*, 53, 511-523.
- Casini, M., Möllmann, C. & Österblom, H. (2011b). Ecosystem approach to fisheries in the Baltic Sea: present and potential future applications in assessment and management. In ”.Belgrano, A, & Fowler, C. (Eds.) *Ecosystem Based Management for Fisheries - An Evolving Perspective*, Cambridge University Press, 9-31.
- Casini, M., Blenckner, T., Möllmann, C., Gårdmark, A., Lindegren, M., Llope, M., Kornilovs, G., Plikshs, M., & Stenseth, N. C. (2012). Predator transitory spillover induces trophic cascades in ecological sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 8185-8189.
- Casini, M. (2013). Spatio-temporal ecosystem shifts in the Baltic Sea: top-down control and reversibility potential. *Advances in Environmental Research*, 28, 149-167.
- Casini, M., Rouyer, T., Bartolino, V., Larson, N., & Grygiel, W. (2014). Density-dependence in space and time: Opposite synchronous variations in population distribution and body condition in the Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus*) over three decades. *PLoS ONE*, 9, e92278. [doi:10.1371/journal.pone.0092278](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092278)
- Casini, M., Käll, F., Hansson, M., Plikshs, M., Baranova, T., Karlsson, O., Lundstrom, K., Neuenfeldt, S., Gårdmark, G. & Hjelm, J. (2016). Hypoxic areas, density dependence and food limitation drive the body condition of

- a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Science*, 3, 160416.
- Coalition Clean Baltic (2017) *Recreational fishing in the Baltic Sea region* Uppsala, Sweden. https://ccb.se/wp-content/uploads/2018/02/ccb_recreational_fishing.pdf [2020-12-15]
- Commission Delegated Regulation (EU) 2019/2238 of 1 October 2019 specifying details of implementation of the landing obligation for certain demersal fisheries in the North Sea for the period 2020-2021. L 336/34 Official Journal of the European Union 30.12.2019. EUR-Lex - 32019R2238 - EN - EUR-Lex (europa.eu)
- Conley, D. J., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B.G., Hansson L.A., Rabalais, N. N., Voss, M. & Zillén, L. (2009a). Tackling hypoxia in the Baltic Sea: is engineering a solution? *Environmental Science and Technology* 43, 3407-3411.
- Conley, D. J., Björck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B. G., Hietanen, S., Kortekaas, M., Kuosa, H., Meier, M., Müller-Karulis, B., Nordberg, K., Nürnberg, G., Norkko, A., Pitkänen, H., Rabalais, N. N., Rosenberg, R., Savchuk, O. P., Slomp, C. P., Voss, M., Wulff, F. & Zillén, L. (2009b). Hypoxia-related processes in the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology* 43, 3412-3420.
- Conley, D. J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T., Haahti, B.-M., Humborg, C., Johnsson, P., Kotta, J., Lännegren, C., Larsson, U., Maximov, A., Medina, M. R., Lysiak-Pastuszek, E., Remeikaitė-Nikien, N., Walve, J., Wilhelms, S. & Zillén, L. (2011). Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45, 6777-6783.
- Dekker, W., Bryhn, A., Magnusson, K., Sjöberg, N. & Wickström, H. (2018). Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2018. *Third post-evaluation of the Swedish Eel Management Plan Swedish University of Agricultural Sciences*, Drottningholm Lysekil Öregrund. 113.
- Di Santo, V. (2019). Ocean acidification and warming affect skeletal mineralization in a marine fish. *Proceedings of the Royal Society B* 286. <http://doi.org/10.1098/rspb.2018.2187>
- Díaz, R.J. & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321, 926-929.
- Dinesen, G. E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A., Lehmann, A., Egekvist, J., Kristensen, K., Munk, P., Hüseyin, K., & Støttrup, J. G. (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *Journal of Coastal Conservation*, 23, 943-958. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00711-0>
- Donadi, S., Austin, Å.N., Bergström, U., Eriksson, B.K., Hansen, J.P., Jacobson, P., Sundblad, G., van Regteren, M. & Eklöf, J.S. (2017). A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, doi.org/10.1098/rspb.2017.0045
- Dulvy, N. K., Rogers, S.I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R. & Skjoldal, H.R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1029-1039. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x
- Edgren, J. (2005). *Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike*. Examensarbete 2005:28. Stockholm University. .

- Eero, M., Köster, F. W., Plikshs, M., and Thurow, F. (2007). Eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias*) stock dynamics: extending the analytical assessment back to the mid-1940s. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 1257-1271.
- Eero, M., MacKenzie, B. R., Köster, F. W. & Gislason, H. (2011). Multi-decadal responses of a cod (*Gadus morhua*) population to human-induced trophic changes, fishing, and climate. *Ecological Applications*, 21, 214-226.
- Eero, M., Vinther, M., Haslob, H., Huwer, B., Casini, M., Storr-Poulsen, M. & Köster, F.W. (2012). Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters*, 5, 486-492.
- Eero, M., H.V. Strehlow, C. M. Adams & M. Vinther. (2015). Does recreational catch impact the TAC for commercial fisheries? *ICES Journal of Marine Science*, 72, 450-457.
- Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J. P., Klemens Eriksson, B. & Bergström, U. (2020). A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology* 3, 459. <https://doi.org/10.1038/s42003-020-01180-0>
- Eklöf, K., von Brömssen, C., Amvrosiadi, N., Fölster, J., Wallin, M.B. & Bishop K. (2021). Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. *Water Research*, 203.
- Erlandsson, J., Östman, Ö., Florin, A.-B. & Pekcan-Hekim, Z. (2017). Spatial structure of body size of European flounder (*Platichthys flesus* L.) in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 189, 1-9.
- Elmgren, R. (2001). Understanding human impact on the Baltic Ecosystem: changing views in recent decades. *Ambio*, 30(4), 222–231.
- Engstedt, O., Stenroth, P., Larsson, P., Ljunggren, L. & Elfman, M. (2010). Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr:Ca in otoliths. *Environmental Biology of Fishes*, 89, 547-555.
- 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.
- Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M., Immonen, S., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Horppila, J. & Lehtonen, H. (2010). Diet shifts and food selection of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in humic lakes of varying water colour. *Journal of Fish Biology*, 77, 241-256. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02682.x
- Ferter, K., M. S., Weltersbach, H.V., Strehlow, J. H., Vølstad, J., Alós, R., Arlinghaus, M., Armstrong, M., Dorow, M., de Graaf, T., van der Hammen, T., Hyder, K., Levrel, H., Paulrud, A., Radtke, K., Rocklin, D., Reedtz Sparrevohn, C. & Veiga, P. (2013). Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES Journal of Marine Science*, 70, 1319-1329.
- Fleming-Lehtinen, V. (2015). Recent development in assessment methodology reveals that the Baltic Sea eutrophication problem is expanding. *Ecological Indicators*, 48, 380-388.
- Flinkman, J., Aro, E., Vuorinen, I. & Viitasalo, M. (1998). Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down

- and bottom-up processes at work. *Marine Ecology Progress Series*, 165, 127-136.
- Florin, A.-B. (2005). Flatfishes in the Baltic Sea - a review of biology and fishery with a focus on Swedish conditions. *Finfo*, 14, 56.
- Florin, A.-B. & Höglund, J. (2008). Population structure of flounder (*Platichthys flesus*) in the Baltic Sea: differences among demersal and pelagic spawners. *Heredity*, 101, 27-38.
- Florin, A.-B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K., & Jonsson, P. R. (2013). Effects of a large northern European no-take zone on flatfish populations. *Journal of Fish Biology*, 83, 939-62.
- Fridolfsson, E. (2019). *Thiamin (vitamin B₁) in the aquatic food web*. Doktorsavhandling vid Linneuniversitetet, Institutionen för biologi och miljö.
- Gazeau, F., Gattuso, J.P., Dawber, C., Pronker, A.E., Peene, F., Peene, J., Heip C.H.R. & Middelburg, J.J. (2010). Effect of ocean acidification on the early life stages of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Biogeosciences*, 7, 2051-2060.
- Greenstreet, S. P. R., Rogers, S. I., Rice, J. C., Piet, G. J., Guirey, E. J., Fraser, H. M. & Fryer, R. J. (2011). Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 1-11.
- Gogina, M. & Zettler, M.L. (2010). Diversity and distribution of benthic macrofauna in the Baltic Sea: Data inventory and its use for species distribution modelling and prediction. *Journal of Sea Research*, 64(3), 313-321.
- Hagen, E. & Feistel, R. (2005). Climatic turning points and regime shifts in the Baltic Sea region: the Baltic winter index (WIBIX) 1659–2002. *Boreal Environmental Research*, 10, 211-224.
- Hakala, T., Viitasalo, M., Rita, H., Aro, E., Flinkman, J., & Vuorinen, I. (2003). Temporal and spatial variation in the growth rates of Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.) larvae during summer. *Marine Biology*, 142(1), 25-33.
- Hansen, B. J. L. & Harding, K. C. (2006). On the potential impact of harbour seal predation on the cod population in the eastern North Sea. *Journal of Sea Research*, 56, 329-337.
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson, B. K. & Eklöf, J. S. (2018). Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-018-1088-x
- Hanson, N., Persson, S. & Larsson, Å. (2009a). Analyses of perch (*Perca fluviatilis*) bile suggest increasing exposure to PAHs and other pollutants in a reference area on the Swedish Baltic coast. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 364-373.
- Hanson, N., Förlin, L. & Larsson, Å. (2009b). Evaluation of long-term biomarker data from perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea suggests increasing exposure to environmental pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 364-373.
- Hanson, N. (2009). Population level effects of reduced fecundity in the fish species perch (*Perca fluviatilis*) and the implications for environmental monitoring. *Ecological Modelling*, 220, 2051-2059. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.04.053
- Hansson, M., Axe, P., Andersson, L. & Szaron, J. (2013). *Oxygen Survey in the Baltic Sea 2012 - Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2012*. (Report

- Oceanography 46), Gothenburg, Sweden: Swedish Meteorological and Hydrological Institute.
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., Ovegård, M., Salmi, J., Sendek, D. & Vetemaa, M. (2018). Competition for the fish - Fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 999-1008. doi:10.1093/icesjms/fsx207
- Härmä, M., Lappalainen, A. & Urho, L. (2008). Reproduction areas of roach (*Rutilus rutilus*) in the northern Baltic Sea: potential effects of climate change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 2678-2688.
- Havenhand, J.N. (2012). How will ocean acidification affect Baltic Sea ecosystems? An assessment of plausible impacts on key functional groups. *Ambio*, 41, 637-44. doi:10.1007/s13280-012-0326-x
- Havenhand, J.N., Filipsson, H.L., Niiranen, S., Troell, M., Crépin, A.S., Jagers, S., Langlet, D., Matti, S., Turner, D., Winder, M., de Wit, P., Anderson, L.G. (2018). Ecological and functional consequences of coastal ocean acidification: Perspectives from the Baltic-Skagerrak System. *Ambio*, 48, 831-854. doi: 10.1007/s13280-018-1110-3
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019a). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2018.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019b). pressmeddelande 2019-09-16 <https://www.havochvatten.se/artikel?artikel=2919413>
- Havs- och vattenmyndigheten (2019c). Havs- och vattenmyndighetens redovisning, Dnr 2584-2019.
- Hawkins, A.D., Roberts, L.N. & Cheesman, S. (2014). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (5), 3101-16.
- Heikinheimo, O., Pekcan-Hekim, Z. & Raitaniemi, J. (2014). Spawning stock–recruitment relationship in pikeperch *Sander lucioperca* (L.) in the Baltic Sea, with temperature as an environmental effect. *Fisheries Research*, 155, 1-9.
- Heikinheimo, O., Rusanen, P. & Korhonen, K. (2016). Estimating the mortality caused by great cormorant predation on fish stocks: pikeperch in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea, as an example. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73, 84-93. doi:10.1139/cjfas-2015-0033
- Heikinheimo, O., Lehtonen, H., Lehikoinen, A. & Hunsicker, M. (2018). Comment to Hansson, S. et al. (2017): “Competition for the fish—Fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds”, with special reference to cormorants, perch, and pikeperch. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 1832-1836.
- Helcom (2006). Assessment of Coastal Fish. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 103 A.
- Helcom (2010). Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: Helcom Initial Holistic Assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 122.
- Helcom (2012). Indicator based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 131.
- Helcom (2014). Eutrophication status of the Baltic Sea 2007–2011 – a concise thematic assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 143.
- Helcom (2015a). Regional Action Plan for Marine Litter in the Baltic Sea.

- Helcom (2015b). Recreational fisheries in the Baltic Sea and availability of data. Helcom FISH-PRO II 1-2014, Paragraph 5.6. <http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Projects/FISH-PRO%20II/Recreational%20fisheries%20in%20the%20Baltic%20Sea%20and%20availability%20of%20data.pdf> [2018-02-28]
- Helcom (2016). Distribution in time and place of loud low- and mid-frequency anthropogenic impulsive sounds. Helcom candidate core indicator report. Online.
- Helcom (2018a). Helcom Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 156.
- Helcom (2018b). Trends in arrival of new non-indigenous species. Helcom core indicator report. Online. ISSN 2343-2543
- Helcom (2018c). Population trends and abundance of seals. Helcom core indicator report. Online. ISSN 2343-2543.
- Hemmer-Hanson, J., Nielson, E.E., Gronkjaer, P. & Loeschcke, V. (2007). Evolutionary mechanisms shaping the genetic population of marine fishes; lessons from the European flounder (*Platichthys flesus* L.). *Molecular Ecology*, 16, 3104-3118.
- Herrmann, C., Bregnballe, T., Larsson, K., Leivits, M. & Rusanen, P. (2018). Population development of Baltic bird species: Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Helcom Baltic Sea Environment Fact Sheets*. , <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/>
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queirós, A. M., Duplisea, D. E. & Piet, G. J. (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 721-736.
- Hinrichsen, H. -H., Hüßy, K., & Huwer, B. (2012). Spatio-temporal variability in western Baltic cod early life stage survival mediated by egg buoyancy, hydrography and hydrodynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 69, 1744-1752.
- Hinrichsen, H. H., von Dewitz, B., Lehmann, A., Bergström, U. & Hüßy, K. (2017a). Spatio-temporal dynamics of cod nursery areas in the Baltic Sea. *Progress in Oceanography*, 155, 28-40.
- Hinrichsen, H. H., Petereit, C., Nissling, A., Wallin, I., Ustups, D. & Florin, A.-B. (2017b). Survival and dispersal variability of pelagic eggs and yolk-sac larvae of central and eastern Baltic flounder (*Platichthys flesus*): application of biophysical models. *ICES Journal of Marine Science*, 74(1), 41-55.
- Hinrichsen, H. H., Petereit, C., von Dewitz, B., Haslob, H., Ustups, D., Florin, A.-B. & Nissling, A. (2018). Biophysical modeling of survival and dispersal of Central and Eastern Baltic Sea flounder (*Platichthys flesus*) larvae. *Journal of Sea Research*, 142, 11-20.
- Hjorth Scharff-Olsen, C., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner A.-M., Bolt Botnen, A., Lundström, K., Rask Møller, P. & Tange Olsen, M. (2019). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science*, 76 (1), 284-297. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy159>
- Horbowy, J., Podolska, M., & Nadolna-Ałtyn, K. (2016). Increasing occurrence of anisakid nematodes in the liver of cod (*Gadus morhua*) from the Baltic

- Sea: Does infection affect the condition and mortality of fish? *Fisheries Research*, 179, 98-103.
- Hornborg, S., Ulmestrand, M., Sköld, M., Jonsson, P., Valentinsson, D., Eigaard, O. R., Feekings, J. P., Nielsen, J. R., Bastardie, F. & Lövgren, J. (2017). New policies may call for new approaches: the case of the Swedish Norway Lobster (*Nephrops norvegicus*) fisheries in the Kattegat and Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*. 74(1), 134-145.
doi.org/10.1093/icesjms/fsw153
- Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. (1999). Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal of Fish Biology*, 56, 51-72.
- Härkönen, T., & Heide-Jørgensen, M.-P. (1991). The harbour seal *Phoca vitulina* as a predator in the Skagerrak. *Ophelia*, 34, 191-207.
- ICES (2017). Report of the Benchmark Workshop on Baltic Stocks (WKBALT), 7–10 February 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:30. 108 pp.
- ICES (2018a). Baltic Sea Ecoregion – Ecosystem overview-
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.4665>
- ICES (2018b). ICES Special Request Advice Baltic Sea Ecoregion Published 28 September 2018 sr.2018.16. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4541>
- ICES (2019a). Greater North Sea Ecoregion - Fisheries overview, including mixed-fisheries considerations. ICES Advice 2019.<https://doi.org/10.17895/ices.advice.5710>
- ICES (2019b). Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). (ICES Scientific Reports 1:20). 653 pp.
<http://doi.org/10.17895/ices.pub.5949>
- ICES (2019c). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Published 29 May 2019.
<https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/trs.27.22-32.pdf> [2021-12-08]
- ICES (2020). Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). (ICES Scientific Reports 2:81). 209 pp.
<http://doi.org/10.17895/ices.pub.7471>
- ICES (2021a). Greater North Sea ecoregion – Fisheries overview In Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, section 9.2.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.9099>
- ICES (2021b). ICES Advice 2021 – ele.2737.nea –
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.7752>
- ICES (2021c). Baltic Sea ecoregion – Fisheries overview In Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, section 4.2.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.9139>
- Illing, B., Moyano, M., Hufnagl, M., & Peck, M. A. (2016). Projected habitat loss for Atlantic herring in the Baltic Sea. *Marine Environmental Research*, 113, 164-173.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjørndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. & Warner, R. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of

- Coastal Ecosystems. *Science*, 239 (5530), 629-637.
doi:10.1126/science.1059199
- Jacobson, P., Bergström, U. & Eklöf, J. (2019). Size-dependent diet composition and feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 24, 137-153.
- Jennings, S. & Kaiser, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34, 201-352.
- Johannesson, K. & André, C. (2006). Invited review: Life on the margin – genetic isolation and loss of variation in a peripheral marine ecosystem. *Molecular Ecology*, 15, 2013-2030.
- Jokinen, H., Wennhage, H., Lappalainen, A., Ådjers, K., Rask, M. & Norkko, A. (2015). Decline of flounder (*Platichthys flesus* (L.)) at the margin of the species' distribution range. *Journal of Sea Research*, 105, 1-9.
- Kallasvuo, M., Vanhatalo, J. & Veneranta, L. (2017). Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74, 636-649.
- Karlson, A.M.L., Gorokhova, E., Gårdmark, A., Pekcan-Hekim, Z., Casini, M., Albertsson, J., Sundelin, B., Karlsson, O. & Bergström, L. (2019). Linking consumer physiological status to food-web structure and prey food value in the Baltic Sea. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01201-1>
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. (2002). Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters - a review. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, 40, 427-489.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J. Persson, P., Jansson, M. & Ask, P. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 46, 506-509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>
- Karlsson, L., Ikonen, E., Mitans, A., & Hansson, S. (1999). The diet of salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea and connections with the M74 syndrome. *Ambio*, 28, 37-42.
- Karlsson, M., Stabo, H. R. & Petersson, E. (2014). *Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen*. (Aqua reports 12). Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences, Drottningholm, Sweden.
- Karlsson, M., Ragnarsson Stabo, H., Petersson, E., Carlstrand, H. & Thörnqvist, S. (2015). *A national data collection framework for recreational fishing*. (Aqua Reports 16). https://pub.epsilon.slu.se/14150/14111/karlsson_m_et_al_170317.pdf
- Karås, P. & Thoreson, G. (1992). An application of a bioenergetic model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). *Journal of Fish Biology*, 2, 53-70.
- Karås P. (1996). Recruitment of perch (*Perca fluviatilis*) from Baltic coastal waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 138, 99-121.
- Keinänen, M., Uddström, A., Mikkonen, J., Casini, M., Pönni, J., Myllylä, T., Eero A. & Vuorinen P. J. (2012) The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. *ICES Journal of Marine Science*, 69, 516-528
- Keinänen, M., Käkälä, R., Ritvanen, T., Pönni, J., Harjunpää, H., Myllylä, T. & Vuorinen, P.J. (2018). Fatty acid signatures connect thiamine deficiency

- with the diet of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea. *Marine biology*, 165, 161.
- Kekäläinen, J., Kähkönen, J., Kiviniemi, V. & Huuskonen, H. (2010). Morphological variation of perch *Perca fluviatilis* in humid lakes: the effect of predator density, competition and prey abundance. *Journal of Fish Biology*, 76, 787-799.
- Kijewska, A., Kalamarż-Kubiak, H., Arciszewski, B., Guellard, T., Petereit, C. & Wenne, R. (2016). Adaptation to salinity in Atlantic cod from different regions of the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 478, 62–67. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.02.003>
- Kjellman, J., Lappalainen, J. & Urho, L. (2001). Influence of temperature on size and abundance dynamics of age-0 perch and pikeperch. *Fisheries Research*, 53, 47-56.
- Kokkonen, E., Vainikka, A. & Heikinheimo, O. (2015). Probabilistic maturation reaction norm trends reveal decreased size and age at maturation in an intensively harvested stock of pikeperch *Sander lucioperca*. *Fisheries Research*, 167, 1-12.
- Kokkonen, E., Heikinheimo, O., Pekcan-Hekim, Z. & Vainikka, A. (2019). Effects of water temperature and pikeperch (*Sander lucioperca*) abundance on the stock–recruitment relationship of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 841, 79. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04008-z>
- Kornis, M. S., Mercado-Silva, N. & Vander Zanden, M. J. (2012): Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology*, 80, 235–285.
- Kornilovs, G. (1995). Analysis of Baltic herring year-class strength in the Gulf of Riga. *ICES Conference Meeting*, 1995/J: 10.
- Köster, F. W. & Möllmann, C. (2000a). Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? *ICES Journal of Marine Science*, 57, 310-323.
- Köster, F. W. & Möllmann, C. (2000b). Egg cannibalism in Baltic sprat (*Sprattus sprattus* L.). *Marine Ecology Progress Series*, 196, 269-277.
- Köster, F. W., Hinrichsen, H. H., Schnack, D., St. John, M. A., Mackenzie, B. R., Tomkiewicz, J., Möllmann, C., Kraus, G., Plikshs, M., Makarchouk, A. & Aro, E. (2003). Recruitment of Baltic cod and sprat stocks: Identification of critical life stages and incorporation of environmental variability into stock-recruitment relationships. *Scientia Marina*, 67(SUPPL 1), 129-154.
- Köster, F.W., Huwer, B., Hinrichsen, H.H., Neumann, V., Makarchouk, A., Eero, M., Dewitz, B.V., Hüsey, K., Tomkiewicz, J., Margonski, P., & Temming, A. (2016). Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science*, 74(1), 3-19.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E.J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kääriä, P., Kallasvuo, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Möller, P., Orio, A., Rohdla, M., Saks, L., Snickars, M., Støttrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A. & Olsson J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, 14-30.
- Kulatska, N. (2019). *Baltic cod predation: mechanisms, impact on prey, implications for fisheries*. PhD Thesis Uppsala Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, ss. 1652-6880; 2019:51, ISBN 978-91-7760-420-4.

- Lappalainen, A., Rask, M., Koponen, H. & Vesala, S. (2001). Relative abundance, diet and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) at Tvärminne, Northern Baltic Sea, in 1975 and 1997: responses to eutrophication? *Boreal Environment Research*, 6, 107-118.
- Lappalainen, A. (2002). *The effects of recent eutrophication on freshwater fish communities and fishery on the northern coast of the Gulf of Finland, Baltic Sea*. Academic Dissertation. University of Helsinki and Finnish Game and Fisheries Institute. Helsinki.
- Lappalainen, A., Saks, L., Sustar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., Kurkilahti, M., Verliin, A. & Vetemaa, M. (2016). Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks in the northern Baltic Sea. *Fisheries Research*, 174, 47-57, doi:10.1016/j.fishres.2015.08.013
- Lappalainen, J., Lehtonen, H., Böhling, P. & Erm, V. (1996). Covariation in year-class strength of perch, *Perca fluviatilis* L. and pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Annales Zoologici Fennici*, 33, 421-426.
- Lavergne, E., Pedron, N., Calves, I., Claireaux, G., Mazurais, D., Zambonino-Infante, J., Le Bayon, N., Cahu, C. & Laroche, J. (2015). Does the chronic chemical contamination of a European flounder population decrease its thermal tolerance? *Marine Pollution Bulletin*, 95, 658-664.
- Lehtonen, T. K. & Kvarnemo, C. (2015). Infections may select for filial cannibalism by impacting egg survival in interactions with water salinity and egg density. *Oecologia*, 178, 673-683.
- Lenz, R., Enders, K., Beer, S., Sørensen, T.K. & Stedmon, C.A., (2016). Analysis of microplastic in the stomachs of herring and cod from the North Sea and Baltic Sea. DTU Aqua National Institute of Aquatic Resources.
- Liblik, T. & Lips, U. (2019). Stratification has strengthened in the Baltic Sea-an analysis of 35 years of observational data. *Front. Earth Sci.*, 7, 174. <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00174>
- Limburg, K. E. & Casini, M. (2018). Effect of Marine Hypoxia on Baltic Sea Cod *Gadus morhua*: Evidence From Otolith Chemical Proxies. *Frontiers in Marine Science*, 5, 482. doi: 10.3389/fmars.2018.00482
- Lindegren, M., Blenckner, T., & Stenseth, N.C. (2012). Nutrient reduction and climate change cause a potential shift from pelagic to benthic pathways in a eutrophic marine ecosystem. *Global Change Biology*, 18, 3491-3503.
- Ljunggren, L., Sandstrom, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O. & Eriksson, B.K. (2010). Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 1587–1595, doi:10.1093/icesjms/fsq109
- Lundström, K., Hjerne, O. & Karlsson, O. (2012). Grey seal (*Halichoerus grypus*) prey consumption in the Baltic Sea. in: Lundström, K. (2012) *Assessment of dietary patterns and prey consumption of marine mammals-grey seals (Halichoerus grypus) in the Baltic Sea*. Dissertation, Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg.
- Lunneryd, S.-G. (2013). Estimating competition between wildlife and humans – a case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PLoS One*, 8, e83763 10.1371/journal.pone.0083763.
- Lynam, C.P., Llope, M., Mollmann, C., Helaouet, P., Bayliss-Brown, G. A., & Stenseth, N. C. (2017). Interaction between top-down and bottom up control in marine food webs. *Proceedings of the National Academy of*

- Sciences of the United States of America*, 114(8), 1952-1957. <https://doi.org/10.1073/pnas.1621037114>
- Lynam, C.P. & Rossberg, A.G. (2017). New univariate characterization of fish community size structure improves precision beyond the Large Fish Indicator. Available: at arXiv:1707.06569
- MacKenzie, B.R., St. John, M.A., Plikshs, M., Hinrichsen, H.-H. & Wieland, K. (1996). Oceanographic processes influencing seasonal and interannual variability in cod spawning habitat in the eastern Baltic Sea. ICES Council Meeting 1996, 27.9.-04.10.1996, Reykjavik, Iceland.
- MacKenzie, B.R., Hinrichsen, H. H., Plikshs, M., Wieland, K. & Zezera, A. S. (2000). Quantifying environmental heterogeneity: habitat size necessary for successful development of cod *Gadus morhua* eggs in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 193, 143-156.
- MacKenzie, B R., & Köster, F.W. (2004). Fish production and climate: Sprat in the Baltic Sea. *Ecology*, 85(3), 784-794.
- MacKenzie, B.R., Gislason, H., Möllman, C. & Köster, F. (2007). Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology*, 13, .1348-1367.
- Matthäus, W. (1978). Phytoplankton spring bloom and maximum oxygen content in the Baltic proper. *Kieler Meeresforschungen*, 4, 147-152.
- Meier, H.E.M., Eilola, K., Almroth-Rosell, E., Schimanke, S., Kniebusch, M., Höglund, A., Pemberton, P., Liu, Y., Väli, G. & Saraiva, S. (2018). Disentangling the impact of nutrient load and climate changes on Baltic Sea hypoxia and eutrophication since 1850. *Climate Dynamics*, 1-22.
- Meier, H.E.M, Dieterich, C. & Gröger, M. (2021). Natural variability is a large source of uncertainty in future projections of hypoxia in the Baltic Sea. *Commun Earth Environ*, 2(50). <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00115-9>
- Mikkonen, J., Keinänen, M., Casini, M., Pönni, J., & Vuorinen. P.J. (2011). Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *ICES Journal of Marine Science*, 68, 2134-2144.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S. & Ytreberg, E. (2019). *Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige*. (Havsmiljöinstitutets rapport nr 2019:3).
- Momigliano, P., Jokinen, H., Fraimout, A., Florin, A. B., Norkko, A., & Merilä, J. (2017). Extraordinarily rapid speciation in a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(23), 6074-6079. <https://doi.org/10.1073/pnas.1615109114>
- Moora, H. & Piirsalu, E. (2016). Sources and pathways of marine litter. Background report. Prepared by Stockholm Environment Institute Tallinn Centre (SEI Tallinn) Project: BLASTIC - Plastic waste pathways into the Baltic Sea.
- Mustamäki, N., Cederberg, T. & Mattila, J. (2014). Diet, stable isotopes and morphology of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in littoral and pelagic habitats in the northern Baltic Proper. *Environmental Biology of Fishes*, 97, 675-689.
- Mustamäki, N., Jokinen, H., Scheinin, M, Bonsdorff, E. & Mattila, J. (2015). Seasonal small-scale variation in distribution among depth zones in a

- coastal Baltic Sea fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 2374-2384.
- Mustamäki, N., Jokinen, H., Scheinin, M., Bonsdorff, E. & Mattila, J. (2016). Seasonal shifts in the vertical distribution of fish in a shallow coastal area. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 2278-2287.
- Mustamäki, N., Olsson, J., Holliland, P. B., Yngwe, R., Förlin, L., Larsson, Å., Parkkonen, J., Faxneld, S., Danielsson, S. & Ek, C. (2019a). Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2018:4 – Torhamn, södra Egentliga Östersjön, 2002–2018. SLU Aqua, Swedish University of Agricultural Sciences. <https://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Mustamäki, N., Olsson, J., Franzén, F., Förlin, L., Larsson, Å., Parkkonen, J., Faxneld, S., Danielsson, S. & Ek, C. (2019b). Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2018:3 – Kvädöfjärden, Egentliga Östersjön, 1989–2018. SLU Aqua, Swedish University of Agricultural Sciences. <https://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Mustamäki, N., Olsson, J., Franzén, F., Förlin, L., Larsson, Å., Parkkonen, J., Faxneld, S., Danielsson, S. & Ek, C. (2019c). Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2018:2 – Holmöarna, Bottniska viken, 1989–2018. SLU Aqua, Swedish University of Agricultural Sciences. <https://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Mustamäki, N., Olsson, J., Franzén, F., Förlin, L., Larsson, Å., Parkkonen, J., Faxneld, S., Danielsson, S. & Ek, C. (2019d). Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2018:1 – Fjällbacka, Västerhavet, 1989–2018. SLU Aqua, Swedish University of Agricultural Sciences. <https://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Möllmann C., Kornilovs G., Fetter M., Koster F.W. & Hinrichsen H.H. (2003) The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fish Oceanogr*, 12, 360-368.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M. & Köster, F. W. (2004). Feeding ecology of central Baltic Sea herring and sprat. *Journal of Fish Biology*, 65, 1563-1581.
- Nakazawa, T. (2015). Ontogenetic niche shifts matter in community ecology: a review and future perspectives. *Population Ecology*, 57, ss. 347-354.
- Nielsen, E. & Richardson, K. (1996). Can changes in the fisheries yield in the Kattegat (1950–1992) be linked to changes in primary production? *ICES Journal of Marine Science*, 53, 988-994.
- Nilsson, H.C., Andersson, E., Hedgärde, M., Königson, S., Ljungberg, P., Lunneryd, S-G., Lövgren, J., Ovegård, M., Sundelöf, A. & Valentinsson, D. (2018). *Syntesrapport av Sekretariatet för selektivt fiske 2014-2017*. (Aqua reports 2018:9). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil. ISBN:978-91-576-9567-3.
- Nilsson, J. (2006). Predation of Northern Pike (*Esox lucius* L.) Eggs: A Possible Cause of Regionally Poor Recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 553, 161-169.
- Nilsson, J., Flink, H. & Tibblin, P. (2019). Predator-prey role reversal may impact the recovery of declining pike populations. *Journal of Animal Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12981>
- Nissling, A. (2004). Effects of Temperature on Egg and Larval Survival of Cod (*Gadus morhua*) and Sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea - Implications for Stock Development. *Hydrobiologia*, 514, 115-123.

- Nissling, A., Westin, L. & Hjerne, O. (2002). Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Pleuronectes platessa*), and flounder (*Pleuronectes flesus*), in the brackish water Baltic Sea. ICES (Int. Coun. Explor. Sea). *Journal of Marine Science*, 59, 93-108.
- Nissling, A. & Dahlman, G., (2010). Fecundity of flounder, *Pleuronectes flesus*, in the Baltic Sea - Reproductive strategies in two sympatric populations. *Journal of Sea Research*, 64(3), 190-198.
- Norkko, A. & Bonsdorff, E. (1996). Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 143-157.
- Nyqvist, A., André, C., Gullström, M., Baden, S. P., & Aberg, P. (2009). Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. *Ambio*, 38, 85-88.
- Olsson, J., Jakubavičiūtė, E., Kaljuste, O., Larsson, N., Bergström, U., Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. & Byström, P. (2019). The first large-scale assessment of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) biomass and spatial distribution in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*. doi:10.1093/icesjms/fsz078
- Olsson, J., Lingman, A., Bergström, U. (2015). Using catch statistics from the small scale coastal Baltic fishery for status assessment of coastal fish. Aqua reports 2015:13. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 65 s
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2012). Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 69(6), 961-970. doi:10.1093/icesjms/fss072
- Omar, A. M., Thomas, H., Olsen, A., Becker, M., Skjelvan, I., Reverdin, G. (2019). Trends of Ocean Acidification and pCO₂ in the Northern North Sea, 2003–2015. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124, 3088-3103
- Orio, A., Bergström, U., Florin, A.B., Lehmann, A., Šics, I. and Casini, M., (2019). Spatial contraction of demersal fish populations in a large marine ecosystem. *Journal of Biogeography*, 46(3), 633-645.
- Ospar (2017). Intermediate Assessment 2017. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>
- Parmanne, R., & Sjöblom, V. (1980). Abundance, mortality and production of spring-spawning Baltic herring larvae in the seas around Finland in 1979. ICES, Baltic Fish Committee.
- Parmanne, R., Popov, A., & Raid, T. (1997). Fishery and biology of herring (*Clupea harengus* L.) in the Gulf of Finland: a review. *Boreal Environmental Research*, 2, 217-227.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science*, 308(5730), 1912 LP – 1915. <https://doi.org/10.1126/science.1111322>
- Petereit, C., Hinrichsen, H.-H., Franke A. & Köster, F.W. (2014). Floating along buoyancy levels: Dispersal and survival of western Baltic fish eggs. *Progress in Oceanography*, 122, 131-152.
- Petersen, J. K. & Pihl, L. (1995). Responses to hypoxia of plaice, *Pleuronectes platessa*, and dab, *Limanda limanda*, in the south-east Kattegat: distribution and growth. *Environmental Biology of Fishes* 43, 311. <https://doi.org/10.1007/BF00005864>

- Philippart, C. J. M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J. W., Drinkwater, K. F., Hawkins, S. J., Oguz, T., O'sullivan, G. & Reid, P.C. (2011). Impacts of climate change on European marine ecosystems: observations expectations and indicators. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 400, 552-569.
- Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H., & Moksnes, P-O. (1995). Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29, 349-358.
- Pihl, L., Svensson, A., Moksnes P-O. & Wennhage, H. (1999). Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *Journal of Sea Research*, 41, 281-294.
- 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*, 61, (Suppl. A) 148-166.
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Troell, M., & Wennhage, H. (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67, 123-132.
- Popper, A. & Hastings, M. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75, 455-489. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02319.x
- Pulkkinen, K., Suomalainen, L. R., Read, A. F., Ebert, D., Rintamäki, P. & Valtonen, E. T. (2009). Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: the case of columnaris disease in Finland. *Proceedings of the Royal Society B: Biological sciences*, 277, 593-600.
- Puntila, R., Strake, S., Florin, A.-B., Naddafi, R., Lehtiniemi, M., Behrens, J. W., Kotta, J., Oesterwind, D., Putnis, I., Smolinski, S., Wozniczka, A., Ojaveer, H., Ložys, L., Uspenskiy, A. & Yurtseva, A. (2018). Abundance and Distribution of Round Goby. *Helcom Baltic Sea Environment Fact Sheets*. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/biodiversity/abundance-and-distribution-of-round-goby/> [2020-03-13]
- Raid, T. (1991). Herring spawning grounds in the northeastern Baltic: recent changes and present situation. *Proceedings of the International Herring Symposium, October 1990*, Anchorage, AK, 629-638.
- Rajasilta, M., Mankki, J., Ranta-Aho, K. & Vuorinen, I. (1993). Littoral fish communities in the Archipelago Sea, SW Finland: a preliminary study of changes over 20 years. *Hydrobiologia*, 393, 253. <https://doi.org/10.1023/A:1003523308309>
- Rau, A., Lewin, W.-C., Zettler, M. L., Gogina, M., & von Dorrien, C. (2019). Abiotic and biotic drivers of flatfish abundance within distinct demersal fish assemblages in a brackish ecosystem (western Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 220, 38-47, doi:10.1016/j.ecss.2019.02.035
- Rohtla, M., Vetemaa, M., Urtson, K. & Soesoo, A. (2012). Early life migration patterns of Baltic Sea pike *Esox lucius*. *Journal of Fish Biology*, 80, . 886-893. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03226.x
- Rönkkönen, S., Ojaveer, E., Raid, T. & Viitasalo, M. (2004). Long-term changes in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) growth in the Gulf of

- Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 219-229.
- Rosenberg, R., Hellman, B., & Johansson, B. (1991). Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 79, 127-131.
- Rummel, C.D., Löder, M.G., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M. & Gerdt, G. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 134-141.
- Ryabchenko, V.A., Karlin, L.N., Isaev, A.V., Vankevich, R.E., Eremina, T.R., Molchanov, M.S. & Savchuk, O.P. (2016). Model estimates of the eutrophication of the Baltic Sea in the contemporary and future climate. *Oceanology*, 56(1), 36-45.
- Rydberg, L., Aertebjerg, G. & Edler, L. (2006). Fifty years of primary production measurements in the Baltic entrance region, trends and variability in relation to land-based input of nutrients. *Journal of Sea Research*, 56, 1-16.
- Sandström, A. & Karås, P. (2002). Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environmental Biology of Fishes*, 63, 89-101.
- Sandström, A., Eriksson, B. K., Karås, P., Isæus, M. & Schreiber, H. (2005). Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio*, 34, 125-130. doi:10.1579/0044-7447-34.2.125
- STECF (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries) (2021) Evaluation of Joint Recommendations on the Landing Obligation and on the Technical Measures Regulation (STECF-21-05). EUR 28359 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, ISBN 978-92-76-40593-1, doi:10.2760/83668, JRC126128
- Schinegger, R., Palt, M., Segurado, P. & Schmutz, S. (2016). Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. *Science of The Total Environment*, 573, 1079-1088. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.143
- Schinke, H. & Matthäus, W. (1998). On the causes of major Baltic inflows – an analysis of long time series. *Continental Shelf Research*, 18, 67–97.
- Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., & Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 648-665.
- Sherman, K. & Hempel, G. (Eds). (2009). The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas. Nairobi: UNEP.
- Sieben, K., Ljunggren, L., Bergström, U. & Eriksson, B.K. (2011). A mesopredator release of stickleback promotes recruitment of macroalgae in the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 397, 79-84.
- Siegel, H. & Gerth, M. (2019). Helcom Baltic Sea Environment Fact Sheets. . <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/hydrography/development-of-sea-surface-temperature-in-the-baltic-sea/> [2019-10-22]
- Simpson, S.D., Jennings, S., Johnson, M. P., Blanchard, J. L., Schön, P.-J., Sims, D.W. & Genner, M. J. (2011). Continental shelf-wide response of a fish assemblage to rapid warming of the sea, *Current Biology*, 21(18), 1565–1570. doi:10.1016/j.cub.2011.08.016

- Skiftesvik, A.B., Halvorsen, K., & Larsen, T. (2019). *Kunnskapsinnhenting Leppefisk – biologi og fiskeri 2013-2018 - Rapport til Fiskeridirektoratet for 2018 sesongen*. (Rapport fra havforskningen 2019-18). ISBN: 1893-4536. På norska.
- Snickars, M., Gullström, M., Sundblad, G., Bergström, U., Downie, A. –L., Lindegarth, M. & Mattila, J. (2014). Species-environment relationships and potential for distribution modelling in coastal waters. *Journal of Sea Research* 85, 116-125.
- Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G. & Mattila, J. (2010). Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series*, 398, 235-243.
- Snickars, M., Sandström, A., Lappalainen, A., Mattila, J., Rosqvist, K. & Urho, L. (2009). Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: the relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81, 247-256.
- Snickars, M., Weigel, B. & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, 162, 141-151.
- Sparrevohn, C. R. & Storr-Paulsen, M. (2012). *Eel, cod and sea trout harvest in Danish recreational fishing during 2011*. (DTU Aqua report no. 253-2012). Charlottenlund. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. På danska.
- Stiasny, M.H., Mittermayer, F.H., Sswat, M., Voss, R., Jutfelt, F., Chierici, M., Puvanendran, V., Mortensen, A., Reusch, T.B.H. & Clemmesen, C. (2016). *Ocean Acidification Effects on Atlantic Cod Larval Survival and Recruitment to the Fished Population*. PLoS ONE, 11:e0155448. doi:10.1371/journal.pone.0155448
- Stierhoff, K.L., Targett, T.E. & Miller, K. (2006). Ecophysiological responses of juvenile summer and winter flounder to hypoxia: experimental and modeling analyses of effects on estuarine nursery quality. *Marine Ecology Progress Series*, 325, 255-266.
- Ström-Bestor, M., Mustamäki, N., Heinikainen, S., Hirvelä-Koski, V., Verner-Jeffreys, D. & Wiklund, T. (2010). Introduction of *Yersinia ruckeri* biotype 2 into Finnish fish farms. *Aquaculture*, 308, 1-5.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. & Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 672-680.
- Sundblad, G. & Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43,1020-1028. doi:10.1007/s13280-014-0522-y
- Svedäng, H. & Hornborg, S. (2017). Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: Evidence of growth retardation. *Ecology and Evolution*, 7, 6089-6102.
- Temming, A. (1989). Long-term changes in stock abundance of the common dab (*Limanda limanda* L.) in the Baltic Proper. *Rapports et Procès.-verbaux des Reunions du Conseil Internationale pour l' Exploration de la Mer*, 190, 39-50.
- Tiselius, P. & Møller, L.F. (2017) Community cascades in a marine pelagic food web controlled by the non-visual apex predator *Mnemiopsis leidyi*. *J Plankton Res*, 39, 271-279.

- Uhlmann, S.S., Ulrich, C. & Kennelly S.J. (Eds.) (2019), *The European Landing Obligation - reducing discards in complex multi-species and multi-jurisdictional fisheries*. Cham: Springer.
- UNEP (2016). *Marine plastic debris and microplastics - Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Ustups, D., Müller-Karulis, B., Bergström, U., Makarchouk, A. & Šics, I. (2013). The influence of environmental conditions on early life stages of flounder (*Platichthys flesus*) in the central Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 75, 77-84.
- Ustups, D., Bergström, U., Florin, A.B., Kruze, E., Zilniece, D., Elferts, D., Knospina, E. & Uzars, D. (2016). Diet overlap between the invasive round goby and juvenile flatfish in the central Baltic Sea. *Journal of Sea Research* 107, 121-129.
- Vahteri, P., O'Brien K. & Vuorinen I. (2009). Zonation and spatial distribution of littoral fish communities from the southwestern Finnish coast (Archipelago and Bothnian Sea, Northern Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 35-40.
- Valentinsson, D. & Ulmestrand, M. (2008). Species selective *Nephrops* trawling: Swedish grid experiments. *Fisheries Research*, 90(1-3), 109-117.
- Valentinsson, D., Ringdahl, K., Storr-Paulsen, M. & Madsen, N. (2019). The Baltic cod trawl fishery: the perfect fishery for a successful implementation of the Landing Obligation? *The European Landing Obligation*, 198-218.
- Välipekka, T. (1990). *Zur Verbreitung, Biologie und Ökologie von Mysidacea (Crustacea, Malacostraca) in der Mecklenburger Bucht und in den küstenfernen Gewässern der eigentlichen Ostsee (1985–1988)*. Diss. Wilhelm-Pieck-Universität Rostock.
- van de Woolfshaar, K.E., Tulp, I., Wennhage, H. & Støttrup, J. G. (2015). Modelling population effects of juvenile offshore fish displacement towards adult habitat. *Marine Ecology Progress Series*, 540, 193-201.
- Veneranta, L., Urho, L., Lappalainen, A. & Kallasvuo, M. (2011). Turbidity characterizes the reproduction areas of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95, 199-206.
- Vetemaa, M., Eschbaum, R. & Saat, T. (2006). The transition from Soviet system to market economy as a cause to instability in the Estonian coastal fisheries sector. *Marine Policy*, 30, 635–640.
doi:10.1016/j.marpol.2005.08.00
- Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A.B., Lukkari, K. & Norkko, A. (2013). The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology*, 94(10), 2275-2287.
- Vinagre, C., Narciso, L., Pimentel, M., Cabral, H. N., Costa M. J. & Rosa, R. (2013). Contrasting impacts of climate change across seasons: Effects on flatfish cohorts. *Regional Environmental Change*, 13, 853-859.
- Vuorinen, I., Hänninen, J., Rajasilta, M., Laine, P., Eklund, J., Montesino-Pouzols, F., Corona, F., Junker, K., Meier, H. E. M. & Dippner, J. W. (2015). Scenario simulations of future salinity and ecological consequences in the Baltic Sea and adjacent North Sea areas-implications for environmental monitoring. *Ecological Indicators*, 50, 196-205.

- Wahlberg, M. (1999). *A review of the literature on acoustic herding and attraction of fish*. (Fiskeriverket rapport, 1999:2)73.
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309.
- Waluga, D., Wlasow, T., Dynier, E. & Świątecki, A. (1986). Studies on the etiopathogenesis of fish diseases in the Baltic Sea. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 16(2), 53-72. doi:10.3750/AIP1986.16.2.04
- Wennerström, L., Laikre, L., Nymann N., Utter, F M., Ghani, N.I.A., André, C. DeFaveri, J., Johansson, D., Kautsky, L., Merilä, J., Mikhailova, N., Pereyra, R., Sandström, A., Teacher, A.G.F., Wenne, R., Vasemägi, A., Zbawicka, M., Johannesson, K. & Primmer, C.R. (2013). Genetic biodiversity in the Baltic Sea: species-specific patterns challenge management. *Biodiversity and Conservation*, 22, 3045-3065.
- Wennhage, H. & Pihl, L. (2007). From flatfish to sticklebacks: assemblage structure of epibenthic fauna in relation to macroalgal blooms. *Marine Ecology Progress Series*, 335, 187-198.
- Wieland, K. & Zuzarte, F. (1991). Vertical distribution of cod and sprat eggs and larvae in the Bornholm Basin (Baltic Sea) 1987–1990. *ICES Conference Meeting 1991/J:37*.
- Wieland, K., Jarre-Teichmann, A. & Horbowa, K. (2000). Changes in the timing of spawning of Baltic cod: possible causes and implications for recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 452-464.
- Ziegler, F.S., Hornborg, S., Valentinsson, D., Skontorp Hognes, E., Søvik, G. & Eigaard, O.R. (2016). Same stock, different management: quantifying the sustainability of Skagerrak shrimp fisheries from a product perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 73(7), 1806-1814. doi:10.1093/icesjms/fsw035
- Zillén, L., Conley, D., Bonsdorff, E. & Jakobsson, B. M. (2008). Final report from the Baltic Sea 2020 project: Hypoxia in the Baltic Sea. <http://www.balticsea2020.org/english/images/Bilagor/coley%20ecoengi%20final%20report.pdf>
- Ådjers, K. M., Appelberg, R., Eschbaum, A., Lappalainen, A., Minde, R., Repečka, R. & Thoresson, G. (2006). Trends in coastal fish stocks of the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 11, 13-25.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. & Folke, C. (2007). Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems*, 10, 877-889.
- Östman, Ö., Olsson, J., Dannewitz, J., Palm, S. & Florin, A.-B. (2017a). Inferring spatial structure from population genetics and spatial synchrony in population growth of Baltic Sea fishes: implications for management. *Fish and Fisheries*, 18, 324-339.
- Östman, Ö., Lingman, A., Bergström, L. & Olsson, J. (2017b). Temporal development and spatial scale of coastal fish indicators in reference sites in coastal ecosystems: hydroclimate and anthropogenic drivers. *Journal of Applied Ecology*, 54, 557-566.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson J. & Moksnes P. -O. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1138-1147.

- Östman, Ö., Bergenius, M., Boström, M.K. & Lunneryd, S.-G. (2012). Do cormorant colonies affect local fish communities in the Baltic Sea? *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*, 69, 1047-1055.
doi:10.1139/f2012-042
- Östman, Ö., Boström, M. K., Bergström, U., Andersson, J. & Lunneryd, S.-G. (2013). Estimating competition between wildlife and humans - A case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PLoS ONE*, 8, e83763, doi:10.1371/journal.pone.0083763

Tack

Arbetet finansierades med bidrag och utfördes på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (Dnr 00734-20). Vi vill framföra ett stort tack till kollegor som bidragit med värdefulla idéer och synpunkter i diskussioner under arbetets gång. Birgit Koehler och Peter Thor tackas för konstruktiva förslag till förbättring under granskningen av produkten. Johanna Högvall, Karolina Wikström och Malin Karlsson hjälpte oss med den slutliga redigeringen av rapporten.

