

Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

1.3C Andel stor bottenlevande fisk i fjord- och skärgårdsområden

Havsmiljödirektivet syftar till att uppnå ett hållbart nyttjande av EU:s havsområden, samtidigt som biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar. Som en del av förvaltningen av havet genomförs vart 6:e år en bedömning av havsmiljöns tillstånd i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karaktäriserar god miljöstatus. Som underlag för bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad eller liknande rapporter som mer i detalj redovisar de metoder och observationer som används. Den samlade bedömningen som görs på en mer övergripande nivå finns publicerad i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27. Vad som kännetecknar god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18. Version Nr. 1, 2018-11-27.

Del 1. Sammanfattning

Inledning

Stor fisk har i ett ekosystem en kontrollerande effekt på underliggande näringsnivåer. En minskning av andelen stor fisk högt upp i näringskedjan kan därför ge mer eller mindre förutsägbara kaskadeffekter för andra delar av det marina ekosystemet. Fiske har stor påverkan på storleksfördelningen eftersom det leder till ökad dödlighet i fisksamhället och därmed till att fiskarna i medeltal inte hinner uppnå samma ålder och storlek innan de fiskas upp. Fiske är dessutom storleksselektivt – det är i huvudsak större och därmed äldre fiskar som fiskas upp. Därför kommer fisksamhällets storleksfördelning att förskjutas mot en lägre andel stor fisk.

Indikatorn *Andel stor fisk* (Large Fish Index, [LFI]) mäter andelen stor fisk i fångsten och reflekterar därmed storleksstrukturen i fisksamhället. Den används för att bedöma tillståndet i det bottenlevande fisksamhället på mjukbotten inom västkustens skärgårdsområde.

LFI har utvecklats inom OSPAR och används för bedömning av tillståndet för samtliga havsområden inom OSPAR-området. Den bedömningsmetod som beskrivs här följer den standard OSPAR har satt för indikatorns utveckling, men använder en annan datakälla från kustområdet.

Metod

Övervakning sker genom bottentrålsundersökningar enligt metod *Provfiske vid kusten med trål*¹ under september månad. För varje tråldrag beräknas andelen av den sammanlagda biomassan av bottenlevande fiskarter som härstammar från individer som överstiger 50 cm i längd (Large Fish Index, LFI). LFI för enskilda tråldrag räknas samman till ett medelvärde för varje år och respektive bedömningsområde. Vikten per individ skattas från en artspecifik standardnyckel för vikt utifrån fiskens längd.

Tröskelvärde

När biomassan av stor fisk (> 50 cm) utgör ≥ 20 % av den totala biomassan av fisk (LFI=0,2).

Bedömningsområde

Nordsjöns (Västerhavets) kustvattentyper

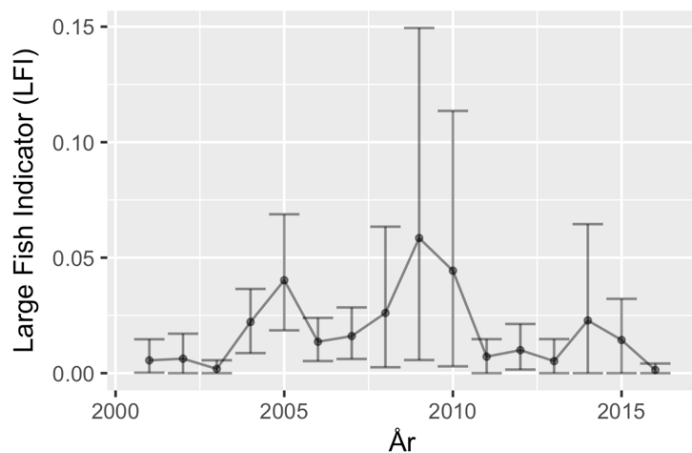
Bedömning 2018

Andelen stor fisk (LFI) i Västerhavets kustvatten under bedömningsperioden 2011-2016 är mycket låg (Figur 1) och visar inga tecken på att vara på väg att uppnå tröskelvärdet.

Artfördelningen för fisk över 50 cm längd visar att pigghajen var betydelsefull för LFI under perioden 2007-2012 men under bedömningsperioden (2011-2016) är det framförallt torsk som utgör stor fisk (se Del 3 Figur 3). LFI i fjord- och skärgårdsområdet är generellt sett dock mycket låg och den faktiska mängden av stora fiskar är även för dessa arter mycket låg.

Indikatorn avspeglar förändringar i fisksamhällets storleksstruktur i förhållande till trålfiske.

¹ (<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/datainsamling/provfisken/provfiske-vid-kusten-med-tral/>)



Figur 1 Andelen stor fisk (LFI), med 95 % konfidensintervall (baserat på bootstrapping) i Västerhavets skärgårds- och fjordområden under perioden 2001-2016, där perioden 2011 till 2016 utgör bedömnings-perioden. Tröskelvärdet är LFI=0,2. Den nedre gränsen för 95 % konfidensintervall över bedömningsperioden måste ligga högre än denna gräns för att tröskelvärdet ska bedömas som uppnått.

Del 2. Detaljerad information

A. Koppling till regelverk eller policyområden.

Havsmiljödirektivet (deskriptor och kriterium)	Vattendirektivet (kvalitetsnorm)	Annan EU lagstiftning	Nationella miljömål	Samordnad inom HELCOM och/eller OSPAR
D4C3, Storleksfördelning D1C3, Demografiska egenskaper	Saknas		Hav i balans och levande skärgård Ett rikt växt- och djurliv	OSPAR common indicator (Proportion of large fish (Large Fish Index))

B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Tabell 1)	
Marina ekosystems struktur, funktion och processer - Arter	Uppgifter om geografiskt och tidsmässig variation per art eller population – storleks, ålders och könsfördelning
Belastning och påverkan (Tabell 2a)	
Biologisk störning	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet)
Utnyttjande och mänsklig verksamhet (Tabell 2b)	
Utvinning av levande resurser	Fångst av fisk och skaldjur (yrkesfiske, fritidsfiske)

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Trofisk gild (stor fisk)	Storleksfördelning	%

D. Metod för indikatorbedömningen

Bedömningen avser perioden 2011-2016.

Övervakning sker genom bottentrålsundersökningar enligt metod *Provfiske vid kusten med trål*² under september månad. Kusttrålningen har genomförts längs den svenska kusten i Västerhavet i standardiserad form sedan 2001, och är från 2009 begränsad till kustavsnittet från Kungsbacka i söder till norska gränsen i norr och inkluderar därmed den svenska delen av Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

För varje tråldrag beräknas andelen av den sammanlagda biomassan av bottenlevande fiskarter som utgörs av individer som överstiger 50 cm i längd (Large Fish Index, LFI). Vid beräkning av indikatorn exkluderas pelagiska fiskarter från analysen eftersom provtagningsmetoden framförallt ger en god bild av det bottenlevande fisksamhällets sammansättning.

Indikatorn LFI beräknas för Skageracks skärgårds- och fjordområden förenklat som:

$$LFI = \frac{B_{L>L_{LF}}}{B_{L>L_{LF}} + B_{L\leq L_{LF}}}$$

där L är totallängden (i cm) och B är biomassatätheten av dessa fiskar (uttryckt som kg km⁻²).

LFI för enskilda tråldrag räknas samman till ett medelvärde för varje år och respektive bedömningsområde. Vikten per individ skattas från en artspecifik standardnyckel för vikt utifrån fiskens längd.

Tröskelvärdet anges som 0,2, dvs. biomassan av stor fisk ska utgöra 20 % eller mer av den totala biomassan fisk med 95 % konfidensintervall i bedömningsområdet. Tröskelvärdet har baserats på analyser av hela Nordsjöns trålundersökningar genomförda inom OSPAR-samarbetet. Det är grundat på hur fisksamhället såg ut i början på 1980-talet när man ansåg att en större andel av fiskbestånden fiskades uthålligt (ICES 2007²; Greenstreet et al. 2010). Är andelen stor fisk mindre än 20 % av den totala biomassan fisk så uppnår kustvattnet inte tröskelvärdet för indikatorn LFI.

Indikatorn är beskriven i OSPAR Large Fish Index (2017).

E. Snapshot data

saknas

² (<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/datainsamling/provfisken/provfiske-vid-kusten-med-tral/>)

F. Övervakning

Enligt undersökningstypen i HMD ÖP: Provfiske vid kusten med trål. För detaljerade uppgifter och eventuella uppdateringar hänvisas till kommande rapportering av övervakningsprogram för havsmiljödirektivet 2020.

Resultat och bedömning

Tabell 1 Förvaltningsområde Nordsjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. TV=tröskelvärde.

Bedömningsområde	Tröskelvärde	Observerat medelvärde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend
Västkustens fjordar (2) Västkustens inre kustvatten (1s) Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt (4)	0,2	0,01 ($\pm 0,008$)	Uppnår inte TV	Medium	Stabil
S. Hallands och N Öresunds kustvatten (5)	0,2	-	-	-	
Öresunds kustvatten (6)	0,2	-	-	-	
Västkustens fjordar samt Skagerraks yttre- och inre kustvatten bedöms gemensamt för att få större tillförlitlighet och på grund av flera fiskarter stora rörlighet.					

Del 3. Kompletterande information

3.1 Introduktion

På den svenska västkusten kunde man redan under 1920-talet se tecken på överfiske på stora fiskar (Cardinale et al, 2015). Fångsterna per ansträngning längs västkusten i det så kallade koljebackefisket på hälleflundra, långa, olika arter av rocka, kolja och vitling minskade dramatiskt under första hälften av 1900-talet. Under senare delen av 1900-talet och början av 2000-talet noterades ytterligare minskningar av fångster och minskningar i individstorlek för kolja, bleka, rödspätta och piggvar kopplat till ett ökat fiske (Cardinale et al. 2009, 2010, 2012). Korrelationen mellan fiske och storleksstruktur i fisksamhället på den svenska västkusten kan därmed anses vara väl belagt.

Indikatorn LFI mäter andelen stor fisk i fångsten och reflekterar därmed storleksstrukturen i fisksamhället. Traditionell fiskeriförvaltning syftar till att reglera fiskeridödligheten (F) för ett antal kommersiellt nyttjade arter så att mängden kvarvarande vuxen fisk (lekbiomassa) möjliggör rekrytering och fiske kommande år. LFI har konstruerats specifikt för att övervaka fiskets påverkan på fördelning mellan stor och liten fisk i hela fisksamhället (ICES 2007). Indikatorn har en historik som en av OSPAR:s så kallade EcoQOs (Ecological Quality Objectives, OSPAR 2008).

Traditionellt fiske domineras av trålning både i Nordsjön och i Östersjön. Detta fiske är generellt sett inte selektivt och fångar ett stort antal fiskarter i olika storlek. Trålens maskstorlek gör dock att små individer fångas i mindre utsträckning och därför tas proportionellt sett en större andel stora individer ur fisksamhället. Eftersom dödligheten ökar genom fiske blir det också färre individer som hinner uppnå stor storlek och andelen stor fisk minskar. Dessutom är stora individer av fiskarter med stor maxstorlek i hög

utsträckning piscivorer (fiskätare). När andelen piscivorer minskar, ökar överlevnaden för små fiskindivider och indikatorns värde blir därmed ännu lägre. Indikatoren har både teoretiskt och praktiskt visats spegla förändringar i fisksamhällets storleksstruktur i förhållande till trålfiske. Indikatoren har också, på grund av att den är baserad på fiskbiomassa och inte på individantal, visat sig vara relativt robust mot variationer i rekrytering.

Stora fiskarter är långlivade och reproducerar sig sent i livet. Därmed är de extra känsliga för ökad dödlighet från exempelvis fiske. Storvuxna fiskar har dock en del fördelar jämfört med mindre fiskar; de producerar mer ägg och ägg av bättre kvalitet än små individer, de tenderar att ha längre, mer utdragna lekperioder och kan leka på flera lokaler vilket ökar chansen att en del av äggen kläcks under gynnsamma miljöförhållanden (Berkeley et al, 2004, Hixon et al, 2014). Detta bidrar till fiskpopulationers motståndskraft mot förändringar i miljön, ökar populationens stabilitet och produktivitet och gör därmed de stora individerna viktiga att bevara (Cardinale och Arrhenius, 2000, Hixon et al, 2014). Enligt havsmiljödirektivet ska man ta hänsyn till dessa aspekter genom ett kriterium under deskriptor 3 – Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur. Enligt kriteriet ska kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur ha en storleks- och åldersstruktur som garanterar deras långsiktiga produktivitet. Indikatorer för detta kriterium är dock ännu inte operativa, och LFI kan till dess sådana indikatorer är utvecklade i viss mån övervaka om den generella utvecklingen i fisksamhällena går åt rätt håll.

Ur ett ekosystemperspektiv kan stor fisk ha en kontrollerande effekt på underliggande nivåer i näringsväven och LFI kan därmed även anses reflektera delar av deskriptor 4 – näringsvävar. När andelen stora fiskar minskar kan deras bytesdjur, de mindre fiskarna, öka, vilket i sin tur kan göra ekosystemet känsligare för andra typer störningar. Genom att stor äter mindre fiskar minskar de mindre fiskarnas predationstryck på betare av alger. På det sättet kan detta fungera som en buffert för övergödningseffekter på marina ekosystem (Östman et al, 2016). En minskning av bestånden av stor fisk högt upp i näringskedjan kan också ge oförutsägbara kaskadeffekter på andra delar av det marina ekosystemet (Daskalov et al, 2007). Eftersom det kan ta lång tid att återuppbygga bestånd av stor fisk riskerar dessa förändringar av ekosystemet att bli långvariga. Ett exempel är när det som tidigare var ett av världens största torskbestånd utanför Nova Scotia på grund av överfiske kollapsade från mitten av 1980-talet till början av 1990-talet. Detta i sin tur ledde till storskaliga förändringar av hela ekosystemet (Frank et al, 2005). Det skulle dröja ända till 2008 innan de första tecknen på återhämtning av torskbestånden kunde skönjas och 21 år efter att begränsningar i fisket infördes låg fortfarande den totala biomassan av demersal fisk utanför Newfoundland på en nivå som var mindre än en tredjedel av vad den var före kollapsen (Rose och Rowe 2015, Pedersen et al, 2017).

3.2 Material och metoder

3.2.1 Material

Sedan 2001 sker årlig uppföljning av kustfiskbestånd genom provfiske med bottentrål utmed svenska västkusten. Syftet är att övervaka lokala populationer för utvalda kommersiellt nyttjade fiskarter som en del av den nationella kustfiskövervakningen.

Övervakningsprogrammet reviderades 2009 och sedan dess utförs undersökningen från Singlefjorden i norr till Kungsbackafjorden i söder. Provtagningen täcker därmed in Sveriges

Skagerrakkust samt norra Kattegatt. Provtagningen utförs med en bottentrål av typen Fisketrål Norden.

Fisketrål Norden har en öppning på ca tre meter i höjded vid trålning i 2,2 knop. Trålens bredd är 24-28 meter på trålstationer med ett djup mindre än 50 m och 48-50 meter vid djup större än 50 meter. Storleken på diagonalmaskan i det så kallade lyftet (slutet på trålen) är 16 mm. All fångst artbestäms, mäts, vägs och räknas. Baserat på information om hastighet vid trålning, trålad tid och trålens öppning har den trålade ytan (swept area på engelska) beräknats för varje enskilt tråldrag. Utifrån areaberäkningen standardiseras fångsten i varje tråldrag och presenteras som mängd fisk per km².

I kusttrålningarna trålas lokaler med mjukbotten i fjordar, i skärgårdsområdet, och i utsjöområden närmast kusten. Huvudsakliga målsättningar är att övervaka utvecklingen av kustbestånd för ett urval av kommersiellt nyttjade fiskarter med särskilt fokus på torsk, samt att övervaka biologisk mångfald för fisk inom Havsmiljödirektivets deskriptor 1 (biologisk mångfald) och 4 (marina ekosystem/näringsvävar). Eftersom IBTS och kusttrålningen provtar mjukbottnar i utsjöområdena respektive svenska västkustens fjord och skärgårdsområden kan man följa både tidsmässiga och rumsliga förändringar i storleksstrukturen hos fisksamhället.

3.2.2 Metod

Från undersökningen av kustfiskbestånd används data från trålstationer i Västkustens fjordområden samt Västkustens inre- och yttre kustvatten. Dessa tre bedömningsområden har sammanförts i analysen av LFI.

Beräkningen av indikatorn och bedömningen av miljötillstånd följer i huvudsak OSPARs metodik för LFI i Nordostatlanten. Vid beräkning av indikatorn exkluderas pelagiska fiskarter från analysen eftersom provtagningsmetoden framförallt ger en god bild av det bottenlevande fisksamhällets sammansättning.

Indikatorn LFI beräknas för Skageracks skärgårds- och fjordområden förenklat som:

$$LFI = \frac{B_{L>L_{LF}}}{B_{L>L_{LF}} + B_{L\leq L_{LF}}},$$

där L är totallängden (i cm) och B är biomassatätheten av dessa fiskar (uttryckt som kg km⁻²). Definitionsgränsen för stor fisk benämns L_{LF} och är satt till 50 cm (OSPAR IA). Samma gränsvärde för andel stor fisk i fisksamhället ($LFI=0,2$) har använts, som vid bedömningen i Nordsjön baserat på den internationellt koordinerade IBTS-provtagningen (OSPAR IA). Tidserien för LFI i IBTS-provtagningen har därför tagits med i denna analys för att påvisa överensstämmelse med LFI för kusttrålningens utsjöstationer (Figur 2). Indikatorn LFI för Nordsjön härleder sitt referensvärde från en historisk tidsserie som överlappar temporalt med IBTS. För detta används referensperioden 1983-85 då man anser att de flesta kommersiella bestånd fiskades uthålligt. För att tröskelvärde skall uppnås i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden under bedömningsperioden ska andelen stor fisk utgöra 20 % eller mer av totalbiomassan fisk och den nedre gränsen för det 95-procentiga konfidensintervallet runt LFI måste ligga högre än denna gräns (0,2).

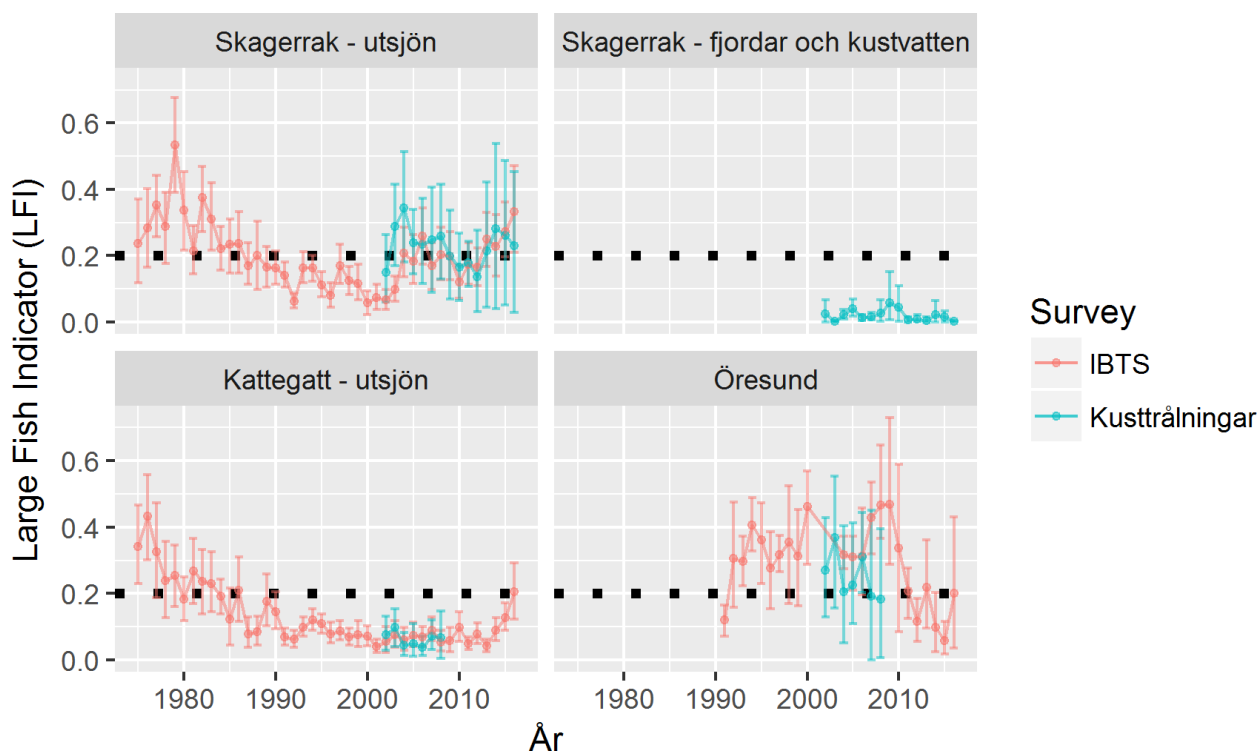
3.3 Resultat

Resultatet visar att andelen stor fisk i fisksamhället i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden under bedömningsperioden 2011-2016 ligger långt under tröskelvärde (Figur 1). Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall (baserat på s.k. bootstrapping) som ett

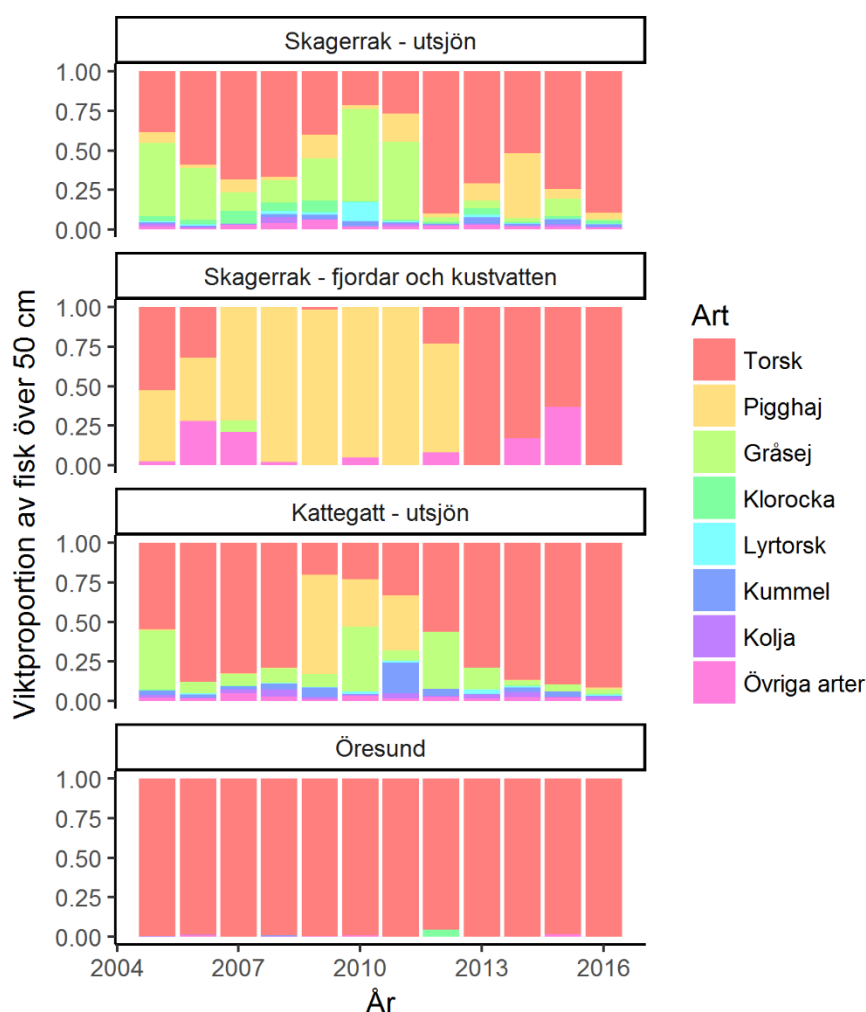
mått på osäkerheten i skattningen. För att tröskelvärde ska uppnås ska den nedre gränsen av konfidensintervallet överstiga gränsvärdet på 0,2.

I en jämförelse uppvisar utsjöområdena i Skagerrak och Kattegatt tecken på att LFI återhämtar sig från låga nivåer (Figur 2). Trenden i Skagerraks och Kattegatts utsjövatten följer relativt väl den generella trenden för Nordsjön (Greenstreet et al, 2012). Ökningen där är kopplad till ett minskat fisketryck i Nordsjön vilket lett till återhämtning av bestånd för många bottenlevande arter, däribland torsk (Cardinale et al, 2013). I Öresund har LFI sedan mätningarna började legat på en hög nivå, det vill säga över tröskelvärde. Under de senaste åren har det dock minskat (Figur 2). En närmare granskning av data från Öresund visar att minskningen framförallt beror på en ökning av mängden fisk under 50 cm. Att det också skett en minskning av stor fisk kan inte uteslutas (data ej visad).

Artfördelningen för fisk över 50 cm längd, uttryckt som andelen av biomassan, visar vilka arter som framförallt bidrar till LFI (Figur 3). I det bedömda kustområdet var pigghajen betydelsefull för LFI under en period (2007-2012) men under bedömningsperioden (2011-2016) är det framförallt torsk som återfinns som stor fisk (Figur 3). Det ska dock noteras att LFI i fjord- och skärgårdsområdet generellt sett är mycket låg och att den faktiska mängden stora fiskar även för dessa arter är mycket låg. I Skagerraks och Kattegatts utsjöområden finns en kombination av torskfiskar, hajar och rockor bland de stora fiskarna, även om torsken blivit mer dominerande under de senaste åren. I Öresund är det nästan utan undantag torsk som bidrar till stor fisk i indikatorn.



Figur 2 Jämförelse av LFI (andel stor fisk större än 50 cm) för olika områden längs den svenska västkusten uppdelat på de olika trålundersökningarna. Det gränsvärde på 0,2 som används av OSPAR för Nordsjöns internationella trålundersökning IBTS är angivet som en svart streckad linje. Felstaplarna visar ett 95 % konfidensintervall baserat på s.k. bootstrapping. För att tröskelvärde ska uppnås ska den nedre gränsen av konfidensintervallet överstiga 0,2.



Figur 3 Jämförelse av artfördelning för fisk över 50 cm (andel av vikt) i de olika områdena som använts i bedömningen av LFI. Arterna är sorterade från den vanligaste till den ovanligaste.

3.4 Diskussion

Bedömningen visar att andelen stor fisk i Västkustens fjord- och skärgårdsområden är långt under tröskelvärde under bedömningsperioden 2011-2016. Indikatorn LFI uppvisar inga tecken på återhämtning trots att trålgränsen flyttats ut och att fisket efter torskfiskar begränsats kraftigt i vissa fjordområden. Sannolikt kommer det ta långt tid innan LFI i Västkustens kustvatten når upp till tröskelvärde. Många storvuxna arter som hajar och rockor har lång generationstid och låg produktivitet. Initialt kan man därför istället tänka sig att relativt snabbväxande torskfiskar som torsk, kolja och vitling med hög fekunditet, skulle kunna utgöra en stor andel av LFI i kustvattnet. Avsaknaden av lokalt bärkraftiga kustpopulationer av dessa arter gör dock att en återhämtning ändå kan förväntas ta lång tid (Bergström et al, 2016).

Avsaknaden av stor fisk i Bohusläns fjordar och kustvatten kan ha gett effekter på andra delar av kustecosystemet. Långtidsstudier på små predatorer (mesopredatorer – strandkrabbor, gobider och läppfiskar) i Bohusläns och Hallands kustområden visar på en ökning i fångst per ansträngning sedan slutet av 1980-talet samtidigt som fångst per ansträngning av stor fisk - de som äter mesopredatorer visat vikande trender (Eriksson et al, 2011, Baden et al,

2012). Parallellt med minskningen av stor fisk har utbredningen av ålgräsängar i Bohusläns fjordar och kustvatten minskat i utbredning sedan 1980-talet (Baden et al, 2012). Experimentella studier i Skagerraks fjord och kustområden visar att predation från mesopredatorer på de kräftdjur (stora gammarider och isopoder) som är viktiga betare på alger som växer på ålgräs kan öka påväxten av alger upptill fem gånger (Moksnes et al, 2008). En möjlig effekt av minskningen av stor fisk i fjordar och kustvatten är därför att betande kräftdjur har minskat i antal vilket gjort att mattor av fintrådiga alger har kunnat breda ut sig vilket i sin tur haft en negativ effekt på ålgräsängar (Moksnes et al, 2008, Boström et al, 2014).

I de flesta områden där LFI beräknas saknas tidigare data för att kunna identifiera referensvärden. Detta gör att empiriska metoder för att bestämma mål- och gränsvärden oftast inte kan tillämpas på data från de övervakningsprogram som stödjer havsmiljödirektivet. För Nordsjön finns dock en äldre skotsk provtagning som under en period överlappade i tid med nuvarande provtagningsprogram (IBTS). Ur detta material har gränsvärden för LFI kunnat skattas för Nordsjön inklusive Skagerrak och Kattegatt. Analyser som presenteras i denna rapport visar att LFI för Kustrålningens utsjöstationer i huvudsak överensstämmer med LFI från IBTS-provtagningen i Skagerrak och Kattegatt. Därför har tröskelvärdet för Nordsjön även använts för Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Modellering av fisksamhällen har visat sig vara en framkomlig väg för att få mer representativa gränsvärden för områden och specifika ekosystem. Än så länge används dock stiliserade fisksamhällen som inte överensstämmer med verkligheten i modellerna. Därför kan de inte förväntas leverera realistiska gränsvärden (Fung et al, 2013, Shephard et al, 2013). Arbete pågår dock med att parametrisera modeller som representerar specifika fisksamhällen i Nordsjön, som simulerar pågående övervakningsprogram, och som modellerar mer realistiska fiskemönster (Spiers et al, 2016). Under tiden anses gränsvärdet för Nordsjön ändå utgöra den mest rättvisande referensnivån för Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Gränsen för vad som betraktas som stor fisk är delvis godtycklig. Vissa fiskarter når aldrig denna gräns och för andra arter kommer gränsen att passeras redan under juvenila stadiet. De viktigaste kriterierna när en längdgräns för stor fisk på samhällsnivå har bestämts har dock främst varit att ta fram en indikator som svarar på förändringar i fiskeridödlighet utan att vara för känslig för fluktuationer i rekrytering hos dominerande arter. När LFI har utvecklats i Nordostatlanten (OSPAR-området) har vanligen ett 5:e gradens polynom anpassats till ett antal LFI-tidsserier med olika längdgräns som definierar stor fisk (Greenstreet et al, 2011, Shephard et al, 2011, Modica et al, 2014). Den längdgräns som visat sig ge högst kvot mellan signal och brus (dvs. bäst kurvanpassning) har sedan använts. I flera fall har denna metod dock inte visat sig ge önskat resultat, eftersom en stor del av signalen släckts ut tillsammans med bruset vid den valda längdgränsen. En annan längdgräns med tydligare signal har då valts. För Nordsjön har längdgränsen för stor fisk först ökat från 30 till 40 cm, för att nu ha justerats upp till 50 cm i pågående OSPAR-bedömning (OSPAR Intermediate Assessment 2017). I beräkningen av LFI för Västerhavets fjord- och skärgårdsområden används därför längdgränsen 50 cm. Analysen av ingående arter visar då att det främst är pigghaj och torsk som bidrar till kustens stora fiskar i indikatorn (Figur 3). Dessa båda arter har varit karaktärsarter av betydelse för kustens ekosystem och har historiskt varit utsatta för ett betydande fiske. Därför förväntas längdgränsen 50 cm ge ett relevant relativt mått på andelen stor fisk i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden.

Effekter av klimatförändringar på indikatorn LFI kan komma att påverka återhämtning och framtida tröskelvärden för ett hållbart nyttjande av fiskeresursen. Hos många organismer är tillväxten lägre vid lägre temperaturer, men en större maxstorlek uppnås. Bergmanns regel beskriver sambandet mellan temperatur och kroppsstorlek, vilket ger upphov till en gradient i ökande kroppsstorlek med ökande latitud. Fysiologiskt kan kroppsstorleken också knytas till temperaturen (Angilletta och Dunham, 2003). Den ökande temperaturen i Nordsjön under senare tid har lett till en ökad mångfald av fisk genom att nya sydliga arter börjat uppträda i området (Hiddink och ter Hofstede, 2008, ter Hofstede et al, 2010, Simpson et al, 2011). Relaterat till Bergmanns regel är dessa fiskarter generellt sett mer småvuxna än kallvattenarterna (t.ex. torsk och lyrtorsk) (Genner et al, 2004, Genner et al, 2010). Flera av de viktiga arterna för LFI såsom torsk och gråsej räknas dessutom som boreala arter och deras utbredning kan förväntas förskjutas längre norrut med ökande vattentemperaturer. Med tanke på dessa iakttagelser kan tröskelvärdet för LFI behöva justeras nedåt i framtiden.

För de mer betydelsefulla kommersiellt nyttjade arterna där tillförlitliga data finns, har fiskeridödligheten på samhällsnivå beräknats som ett viktat medelvärde av fiskeridödligheten. Detta i studier som undersökt sambandet mellan fiskeridödlighet och andelen stor fisk (LFI). Bara någon enstaka studie har försökt att skatta fiskeridödligheten för icke-kommersiellt nyttjade arter (Piet et al, 2009) för att bättre kunna skatta dödligheten på samhällsnivå. Denna typ av information skulle öka förutsättningarna att detaljstudera fiskets påverkan på indikatorn LFI.

3.5 Referenser

- Angilletta, M. J. Jr., Dunham, A. E. (2003) The temperature-size rule in ectotherms: simple evolutionary explanations may not be general. *Am. Nat.* 162: 332-342.
- Baden, S., Emanuelsson, A., Phil, L., Svensson, C.-L., Åberg, P. (2012) Shifts in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 451:61-73.
- Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Linderholm, H. W., Casinin, M., Grimwall, A. (2012) Historical spatiotemporal dynamics of eastern cod. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69:833-841.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A. (2016) Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports 2016:20*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.
- Berkeley, S. A., Chapman, C., Sogard, S. M. (2004) Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology*, 85:1258-1264.
- Bianchi, G., Gisason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Payá, I., Sainsbury, K., Sanchez, F., Zwanenburg, K. (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. Mar. Sci.* 57:558-571.
- Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A-C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustavsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Laurentius Nielsen, S., Olesen, B., Olsen, J., Phil, L., Rinde, E. (2014) Distribution structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aqua. Conserv. Aquat. Freshw. Ecosyst.* 24:410-434.
- Cardinale, M., Arrhenius, F. (2000) The influence of stock structure and environmental conditions on the recruitment process of Baltic cod estimated using a generalized additive model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:2402-2409.

- Cardinale, M., Linder, M., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. (2009) Conservation value of historical data: reconstructing stock dynamics of turbot during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 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. *Popul. Ecol.* 52:251-262.
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., Linderholm, H. (2012) Spatial and temporal depletion of haddock and Pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *J. Appl. Ichthyol.* 28:200-208.
- Cardinale, M., Dörner, H., Abella, A., Andersen, J., Casey, J.M., Döring, R., Kirkegaard, E., Motova, A., Anderson, J., Simmonds, E.J., Stransky, C. (2013) Rebuilding EU fish stocks and fisheries, a process under way? *Mar. Policy* 39:43-52.
- Cardinale, M., Bartolino, V., Svedäng, H., Sunderlöf, A., Poulsen, R.T., Casini, M. (2015) A centurial development on the North Sea megafauna as reflected by the historical Swedish longlining fisheries. *Fish Fish.* 16:522-533.
- Daskalov, G. M., Grishin, A. N., Rodionov, S., Mihneva, V. (2007) Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *PNAS* 104:10518-10523.
- 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.
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., Leggett, W. C. (2005) Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308:1621-1623.
- Froese, R., Thorson, J. T., Reyes, R. B. Jr. (2014) A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 30:78-85.
- Fung, T., Farnsworth, K. D., Shephard, S., Reid, D. G., Rossberg, A. G. (2013) Why the size structure of marine communities can require decades to recover from fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 484:155-171.
- Genner, M. J., Sims, D. W., Southward, A. J., Budd, G. C., Masterson, P., McHugh, M., Rendle, P., Southall, E. J., Wearmouth, V. J., Hawkins, S. J. (2010) Body size-dependent responses of a marine fish assemblage to climate change and fishing over a century-long scale. *Glob. Change Biol.* 16:517-527.
- Genner, M. J., Sims, D. W., Wearmouth, V. J., Southall, E. J., Southward, A. J., Henderson, P. A., Hawkins, S. J. (2004) Regional climate warming drives long-term community changes of British marine fish. *Proc. Royal Soc. Lond. Series B*, 271:655 - 661.
- Greenstreet, S. P. R., Rogers, S. I., Jake, C. R., Rice, G. J., Guirey, E. J., Fraser, H. M., Fryer, R. J. (2011) Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES J. Mar. Sci.* 68:1-11.
- Greenstreet, S. P. R., Rogers, S. I., Rice, J. C., Piet, G. J., Guirey, E. J., Fraser, H. M., Fryer, R. J. (2012) A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. *ICES J. Mar. Sci.* 69:343-345.

Havs- och vattenmyndigheten (2014) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndigheten 2014:20, 210 pp.

Hiddink, J. G., ter Hofstede, R. (2008) Climate induced increases in species richness of marine fish. *Glob. Change Biol.*, 14:453–460.

Hixon, M. A., Johnson, D. W., Sogard, S. M. (2014) BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES J. Mar. Sci.* 71:2171-2185.

ICES (2007) Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). ICES CM 2007/ACE:04, 11-18 April, ICES HQ, Copenhagen, Denmark, 158 pp.

Modica, L., Velasco, F., Preciado, I., Soto, M., Greenstreet, S. P. R. (2014) Development of the large fish indicator and associated Ecological Quality Objective for a North-East Atlantic fish community. *ICES J. Mar. Sci.* 71:2403-2415.

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

OSPAR (2010) Quality Status Report.
<https://qsr2010.ospar.org/en/index.html>

OSPAR (2017) Proportion of Large Fish (Large Fish Index)

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres F. Jr. (1998) Fishing down food web. *Science*, 279:860-863.

Pedersen, E. J., Thompson, P. L., Ball, R. A., Fortin, M.-J., Gouhier, T. C., Link, H., Moritz, C., Nenzen, H., Stanley, R. R. R., Taranu, Z. E., Gonzalez, A., Guichard, F., Pepin, P. (2017) Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. *Royal Soc. Open Sci.* DOI: 10.1098/rsos.170215.

Piet, G. J., van Hal, R., Greenstreet, S. P. R. (2009) Modelling the direct impact of bottom trawling on the North Sea fish community to derive estimates of fishing mortality for non-target fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 66:1985–1998.

Rose, G. A., Rowe, S. (2015) Northern cod comeback. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72:1789-1798.

Scheffer, M., Carpenter, S., de Young, B. (2005) Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends Ecol. Evol.* 20:579-581.

Shephard, S., Fung, T., Rossberg, A. G., Farnsworth, K., Reid, D. G., Greenstreet, S. P. R., Warnes, S. (2013) Modelling recovery of Celtic Sea demersal fish community size-structure. *Fisheries Res.* 140:91-95.

Shephard, S., Reid, D. G., Greenstreet, S. P. R. (2011) Interpreting the Large Fish Indicator for the Celtic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 68:1963-1972.

Simpson, S. D., Jennings, S., Johnson, M. P., Blanchard, J. L., Schon, P.-J., Sims, D. W., Genner, M. J. (2011) Continental shelf-wide response of a fish assemblage to rapid warming of the sea. *Curr. Biol.* 21:1565–1570.

Spiers, D. C., Greenstreet, S. P. R., Heath, M. R. (2016) Modelling the effects of fishing on the North Sea fish community size composition. *Ecol. Model.* 321:35-45

ter Hofstede, R., Hiddink, J. G., Rijnsdorp, A. D. (2010) Regional warming changes fish species richness in the eastern North Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 414:1–9.

Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P-O., Bergström, U. (2016) Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 53:1138-1147.