# Havsmiljödirektivets inledande bedömning

## Titel på faktablad: Täthet av nyckelart av fisk i kustvatten – abundans av stor torsk (över 40 cm) på Västkusten



*Väggmålning av stor fisk i kustmiljö, Recreational Reserve, Harihari, New Zealand*

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

Citeras som:Sektion 1 Del 1. Sammanfattning

**Bakgrund, funktion i ekosystem och beskrivning av belastning**

* Kustnära bestånd av torsk på västkusten har haft en stor historisk betydelse både ekologiskt och socio-ekonomiskt. Beståndsstatusen hos torsk kan dessutom fungera som en god indikator på det generella miljötillståndet i ett kustekosystem; detta eftersom arten haft en central roll i näringsväven och kusttorsken har visat sig vara relativt stationär. Tätheten av torsk i ett område påverkas dels av fortplantningsframgången och dels av dödlighet, faktorer som i sin tur påverkas av exempelvis fiske, ekosystemförändringar, interaktioner mellan arter i ekosystemet samt förändringar i abiotiska faktorer.
* På grund av ett långvarigt överfiske finns det idag ytterst få stora könsmogna torskar kvar i kustvattnen (Svedäng & Bardon 2003; Bergström m.fl. 2016). I utsjön däremot, ökar antalet stora torskar från låga nivåer, relaterat till ett minskat fisketryck i Nordsjön (ICES 2016). Intressant är att kusten och fjordsystemen hyser en avsevärd mängd mindre torsk eftersom kusten används och har använts som uppväxtområde även för juvenil torsk med ursprung i Nordsjön, Kattegatt, Öresund och Bält havet – dessa förväntas dock lämna kustområdena i anslutning till att de blivit könsmogna och återvänder till sina lekplatser (Pihl & Ulmestrand 1993; Jonsson m.fl. 2016, Barth m.fl. 2017). För den torsk som leker i Nordsjöns utsjövatten genomförs idag standardiserad analytisk beståndsuppskattning där årliga kvoter för fisket föreslås utifrån beräkningar av ett hållbart nyttjande. För de kustnära bestånden saknas sådana beståndsuppskattningar och fisket begränsas med tekniska regleringar. Denna indikator är därför tänkt att komplettera de bedömningar som sker för torskbestånden i utsjön, och med särskild vikt vid de stora torskarnas roll i ekosystemen i kustvattnen.
* Indikatorn Täthet av nyckelart av fisk i kustvatten övervakar därför abundans av torsk större än 40 cm utmed den svenska västkusten. Stor torsk definieras här som nyckelart eftersom stora individer leker lokalt längs kusten och har en viktig roll i kustens födovävar samtidigt som den varit en viktig målart för både fritids- och yrkesfisket (Svedäng & Barton 2003; Frank m.fl. 2005; Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2011; Baden m.fl. 2012). Artens unga stadier fyller inte samma ekologiska funktioner och utgör en mix av olika bestånd som leker på olika platser.

**Användning inom HELCOM och OSPAR**

* I Sverige och HELCOM används en besläktad indikator inom Havsmiljödirektivet (HMD): Täthet av nyckelart av fisk i kustvatten. I de svenska delarna av Östersjön avser denna indikator bestånden av abborre och skrubbskädda. Den ansats som presenteras här på svenska västkusten skiljer sig dock från den som används av HELCOM med avseende på metoden att separera ut lokala torskbestånd genom tröskelvärde för storlek hos vuxen fisk (> 40 cm längd), livsmiljön som provtas (mjukbottnar djupare än 10 m), samt provtagningsmetodiken (trålning).
* Indikatorn saknar direkta kopplingar till OSPARs indikatorer. Inom OSPAR görs ännu inte någon tydlig separation mellan kust- och utsjöfisk, utan fiskart används som enhet. OSPAR använder indikatorer på samhällsnivå för att bedöma andelen stor fisk samt utveckling av känsliga arter, och har dessutom valt att inte återge ICES bedömningar för de stora kommersiella bestånden i ”Intermediate Assessment”; den bedömning som erbjuds ligga till grund för medlemsländernas inledande bedömning 2018.

**Metod för bedömning**

* Indikatorn Täthet av nyckelart (stor torsk) i kustvatten baseras på data från bottentrålsundersökningar i kustzonen (mellan land och ut till en nautisk mil utanför baslinjen) under september månad. För varje tråldrag beräknas den totala bottenyta som trålats (i enheten km2). Därefter summeras den totala biomassan av torskindivider över 40 cm som fångades i tråldraget. Resultatet blir en skattning av biomassa stor torsk per ytenhet (kg / km2). Indikatorns värde för enskilda tråldrag har sedan aggregerats till ett årsmedelvärde för kustområden.
* I brist på historiska jämförbara data från undersökningsområdet har sådana inte kunnat ligga till grund för att avgöra om referensperioden representerar god eller dålig miljöstatus. Istället används referensområden där mer livskraftiga torskbestånd förekommer för att avgöra miljöstatus för referensperioden i kustområdena. Bedömningsmetoden visar att kustbeståndet under referensperioden är kraftigt reducerat i relation till mindre påverkade bestånden i närliggande områden. Referensperioden representerar alltså ej god miljöstatus (sub-GES). Informationen från de närliggande områdena (utsjön i Skagerrak och Kattegatt, Öresund) baseras på en liknande datainsamling med bottentrålning.
* Eftersom referensperioden på detta sätt bedöms ha dålig miljöstatus (sub-GES) används i 2018 års bedömning en metod som bygger på att indikatorn för att klassas som god miljöstatus (GES) under bedömningsperioden ska ligga över 98-percentilen för medianvärdet för referensperioden. 98-percentilen har etablerats genom så kallad bootstrapping (Olsson m.fl. in prep, denna rapport). Om indikatorn under bedömningsperioden understiger 98-percentilen blir bedömningen att god miljöstatus inte nås (sub-GES).

**Övervakningens täckning i tid och rum**

* De kustnära bestånden av bottenlevande fisk på mjukbottnar provtas i SLU Aquas årliga kusttrålning i september. Referensdata från utsjöbestånden i Skagerrak och Kattegatt provtas i den internationella provtrålningen IBTS (International Bottom Trawl Survey). Kusttrålningen har genomförts längs den svenska kusten i Västerhavet enligt standardiserad metod sedan 2001, och är från 2009 fokuserad till kustavsnittet med skärgård från Kungsbacka i söder till norska gränsen i norr.
* Skagerraks kustvatten utgörs enligt havsmiljödirektivet (SFS Havsmiljöförordning (2010:1341)) av området ut till en nautisk mil från baslinjen. Det som i detta faktablad benämns Skagerraks respektive Kattegatts utsjöområden är hela ytan av dessa havsområden (3a.20 respektive 3a.21 enligt ICES definition) undantaget kustvattnet, vilket inkluderar såväl Sveriges som Danmarks och Norges ekonomiska zoner.
* En speciell trålundersökning sker också i Öresund. I denna provtagning används sedan år 2011 ett mindre undersökningsfartyg (Hålabben) utrustad med en liten specialkonstruerad trål lämpad för Öresund med dess rumsligt begränsade men täta förekomst av framförallt torsk. Dock så gäller att trålen har samma maskstorlek i lyftet som trålarna som används under kusttrålningen och IBTS.
* Inom kusttrålsprogrammet provtrålas lokaler med mjukbotten i fjordar, skärgårdsområdet, och i utsjöområden närmast kusten. För här redovisad indikator begränsas bedömningsområdet till fjordar och skärgårdsområdet för att representera lokal torsk i kustvatten. Huvudsakliga målsättningar med denna miljöövervakning är att studera utvecklingen av kustbestånd för ett urval av kommersiellt nyttjade fiskarter som inte bedöms av ICES, med särskilt fokus på torsk, samt att övervaka biologisk mångfald för fisk inom Havsmiljödirektivets deskriptor 1 (biologisk mångfald) och 4 (marina näringsvävar). Eftersom kusttrålningen provtar fisksamhället på mjukbottnar i kustområdet på motsvarande sätt som IBTS övervakar fisksamhället i utsjöområdena kan man relatera förändringar i förekomst av stor kusttorsk till utvecklingen av de större torskbestånden i Skagerrak och Kattegatt.

**Sammanfattning av slutsatserna från bedömningen**

* Tätheten av stor torsk, som ett mått på lokala kustbestånd av torsk, var mycket låg i bedömningsområdet under referensperioden. Skillnaden mellan Skagerraks kustområde och Öresund uppgår i dagsläget till en faktor 1000, men även gentemot de relativt hårt fiskade utsjöområdena i Skagerrak och Kattegatt är skillnaden en faktor 40 respektive 10.
* Ingen signifikant återhämtning av stor torsk kan skönjas för Skagerraks kustområden. Med andra ord ses i dagsläget inget direkt samband mellan de förvaltningsåtgärder som hitintills gjorts – t.ex. utflyttning av trålgränsen, redskapsbegränsningar och fiskeförbud på torsk i vissa fjordar – och förekomsten av stor torsk i Skagerraks kustvatten.

*Karta el. annan grafisk sammanfattning av resultat*

**Sektion 1 Del 2. Detaljerad information**

A. Policyrelevans.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| MSFD | WFD | Miljömål | BSAP |
| Deskriptor, kriterium | Kvalitetsnorm | Miljömål m. spec. | Mål i BSAP |
| D1 C2 | Saknas | Hav i balans och levande skärgård  Ett rikt växt- och djurliv |  |

B. Koppling till MSFD Bilaga III

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Grundläggande förhållanden (Bilaga III, Tabell 1) | | |
| Marina ekosystems struktur, funktion och processer - Arter | | Uppgifter om geografiskt och tidsmässig variation per art eller population – utbredning, abundans och/eller biomassa |
| Belastning och påverkan (Bilaga III, Tabell 2) | | |
| Biologisk störning | Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet) | |
| Tillförsel eller spridning av främmande arter | |
| Tillförsel av patogena mikroorganismer | |
| Störning av arter (t.ex. i lek- rast- och födosöksområden) på grund av mänsklig närvaro | |
| Ämnen, skräp och energi | Tillförsel av näringsämnen – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition | |
|  | Tillförsel av organiskt material – diffusa källor och punktkällor | |
|  | Tillförsel av farliga ämnen (syntetiska ämnen, icke syntetiska ämnen, radionuklider) – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition, akuta händelser | |
|  | Tillförsel av skräp (fast avfall, inklusive mikroskräp) | |
| Utvinning av levande resurser | Fångst av fisk och skaldjur (yrkesfiske, fritidsfiske) | |
| Ex. *Föroreningar genom farliga ämnen* | | Ex. *Tillförsel av syntetiska ämnen…* |

C. Ingående parametrar, övervakning och dataägare

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Parameter | Program resp. underprogram i HaVs övervakningsprogram | Dataägare samt databas med hyperlänk | Hyperlänk till rådata-snapshot |
| Art- och storlekssamansättning i bottenfisksamhället | ANSSE-Fish-D14-  Tral | FISKDATA2 | Ej tillgängligt |
| … |  |  |  |

D. Bedömningsområden, med tröskelvärde(n), observerade värden och bedömning

Tabell 1. Förvaltningsområde Nordsjön

*Bedömning för indikatorn täthet av nyckelart av fisk i kustvatten – abundans av stor torsk (över 40 cm) i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden. Bedömningen är gjord för perioden 2011 till 2016 och med 2001 till 2010 som referensperiod. Baserat på geografiska jämförelser med analytiskt bedömda torskbestånd samt vissa historiska data bedöms referensperioden representera dålig miljöstatus i Skagerraks kustområde.*

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Bedömningsområde**  **Kustvattentyper** | **Tröskelvärde (kg/km2)** | **Observerat värde (kg/km2)** | **Bedömning** | **Tillförlitlighet** |
| Västkustens fjordar  Västkustens inre kustvatten (1s)  Västkustens yttre kustvatten, Kattegatt | 79,2 | 9,9 | Uppfyller ej god status | Medium |
| S. Hallands och N Öresunds kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Öresunds kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Skånes kustvatten |  |  | Bedömning ej gjord |  |
| Västkustens fjordar samt Skagerraks yttre- och inre kustvatten (skärgårdsområdet) bedöms gemensamt för att få större tillförlitlighet och på grund av flera fiskarters stora rörlighet | | | | |

*Ev. grafisk sammanfattning av tabeller*

### Sektion 2. Detaljerad information.

**2.1. Introduktion**

Kustnära bestånd av torsk på västkusten har haft en stor historisk betydelse både ekologiskt samt för utvecklingen av kustfisket och de lokala samhällena (Svedäng m.fl. 2015). Beståndsstatus hos torsk bedöms fungera som en god indikator på det generella miljötillståndet i ett kustekosystem. Detta eftersom arten haft en central roll i näringsväven och kusttorsken har visat sig vara relativt stationär. Förekomst av torsk i ett område påverkas dels av fortplantningsframgången och dels av dödlighet, faktorer som i sin tur påverkas av exempelvis fiske, ekosystemförändringar, interaktioner mellan arter i ekosystemet samt förändringar i abiotiska faktorer (Beaugrand m.fl. 2003, Frank m.fl. 2005). Med avseende på torskens livsmiljöer har de senaste decenniernas ökade näringstillförsel till kustvattnen bidragit till övergödningssymtom i form av ökad igenväxning på grunt vatten i potentiella uppväxtområden (Baden m.fl. 2012).

Torskbestånden längs den svenska västkusten har sedan 1960-talet minskat kraftigt i täthet, utbredning och storlekssammansättning. Idag förekommer inget yrkesmässigt torskfiske längre vid Bohuskusten, i stark kontrast till all tillgänglig tidigare fiskeristatistik från området (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003). Nedgången i torskförekomst längs den södra delen av Bohuskusten var märkbar redan under 1970-talet (Degerman 1983, Svedäng m.fl. 2001, Cardinale m.fl. 2009a,b, 2012, Bartolino m.fl. 2012). Den negativa beståndsutvecklingen fortsatte därefter och vid millennieskiftet kan det yrkesmässiga torskfisket i Bohuslän sägas ha upphört helt, då fisket vid de sista lokalerna i Gullmarsfjorden och Koljöfjorden slutligen upphörde (Svedäng m.fl. 2004). Då hade också en drastisk försämring skett i Hallandskustens traditionellt mycket goda torskfiskevatten (Svedäng & Bardon 2003). Dagens låga tätheter av torsk vid Bohuskusten betyder dock inte i sig att torskreproduktionen fullständigt har upphört, även om provfisken och akustiska studier ger goda belägg för att bestånden befinner sig på exceptionellt låga nivåer (Svedäng 2003, Svedäng & Svenson 2006, Svedäng m.fl. 2004, Sköld m.fl. 2011). För att skapa en bild av hur beståndsstrukturen kan ha sett ut innan beståndsnedgången var ett faktum (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003), är information om det torskfiske som bedrivits värdefullt.

I kontrast till kustområdet där ingen återhämtning ses efter ett långvarigt överfiske (Svedäng & Bardon 2003, Bergström m fl 2016), ökar antalet stora torskar i utsjön från låga nivåer, relaterat till ett minskat fisketryck i Nordsjön (ICES 2016). Intressant är att kusten och fjordsystemen hyser en avsevärd mängd torskungar eftersom kusten används som uppväxtområde även för juvenil torsk med ursprung i Nordsjön och Kattegatt (Lagenfeldt m fl 2016, Barth m fl 2017). Dessa förväntas dock lämna kustområdena i anslutning till att de blivit könsmogna och återvänder till sina lekplatser (Pihl & Ulmestrand 1993). För den torsk som leker i Nordsjöns utsjövatten genomförs idag standardiserad analytisk beståndsuppskattning där årliga kvoter för fisket föreslås utifrån beräkningar av ett hållbart nyttjande. För de kustnära bestånden saknas sådana beståndsuppskattningar och fisket begränsas med tekniska regleringar. Denna indikator är därför tänkt att komplettera de bedömningar som sker för torskbestånden i utsjön, och med särskild vikt vid de stora torskarnas roll i kustekosystemen. Indikatorn Täthet av nyckelart av fisk i kustvatten övervakar därför täthet av torsk större än 40 cm utmed den svenska västkusten. Stor torsk definieras här som nyckelart eftersom stora individer har haft en viktig roll i kustens födovävar samtidigt som de varit en viktig målart för både fritids- och yrkesfisket (Svedäng & Barton 2003; Frank m fl 2005; Moksnes m fl 2008, Baden m fl 2012). Artens unga stadier fyller inte samma ekologiska funktioner och utgör en mix av olika bestånd.

**2.2. Material och metoder**

Sedan 2001 sker årlig uppföljning av kustfiskbestånd genom provfiske med bottentrål i september utmed svenska västkusten med syfte att övervaka lokala populationer för utvalda kommersiella fiskarter, som en del av den nationella kustfiskövervakningen. Övervakningsprogrammet reviderades 2009 och sedan dess utförs undersökningen från Singlefjorden i norr till Kungsbackafjorden i söder. Provtagningen täcker därmed in Sveriges Skagerrakkust samt norra Kattegatt. Provtagningen utförs med en bottentrål av typen Fisketrål Norden.

Fisketrål Norden öppnar ca 3 meter i höjdled vid trålning i 2.2 knop. Trålens bredd är 24-28 meter på trålstationer med ett djup mindre än 50 m och 48-50 meter vid djup större än 50 meter. Storleken på maskan i det så kallade lyftet (cod end) är 16 mm diagonalmaska. All fångst från trålstationerna artbestäms, mäts, vägs och räknas. Baserat på information om hastighet vid trålning, trålad tid och trålens öppning har den trålade ytan (swept area) beräknats för varje enskilt tråldrag. Beräkning av den trålade ytan baseras på bredd på trålens öppning. Utifrån areaberäkningen standardiseras fångsten i varje tråldrag och presenteras som mängd fisk i kg per km2.

Med avseende på föreliggande bedömning har trålstationer i fjordområdena samt Västkustens skärgårdsområde (yttre- och inre kustvattnet) valts ut. Dessa tre bedömningsområden har sammanförts i analysen avseende abundans för stor torsk.

Bedömningar

Bedömningen av huruvida abundansen stor torsk uppfyller kriteriet för god miljöstatus har testats enligt samma metodik som används för kustfiskindikatorerna inom HELCOM-området (Olsson m.fl. 2017, denna rapport). Metodiken återges kortfattat nedan:

I bedömningen av indikatorns miljöstatus jämförs bedömningsperiodens data med data från baslinje-/referensperioden. Bedömningsperioden är fem år för att ta hänsyn till naturliga variationer. Här har statusen för åren 2011-2016 bedömts. Det finns vissa kriterier som måste uppfyllas för att tidsserier ska kunna användas som baslinje/referensperiod till en miljöstatusbedömning.

1. Den tilltänkta referensperioden måste sträcka sig över minst två generationer för den art som påverkar indikatorn. För torsk innebär detta generellt sett tio år.

2. Referensperioden får inte innehålla en statistiskt säkerställd trend eftersom den här perioden ska representera fisksamhället under stabila förhållanden. Om inte denna punkt är uppfylld görs istället en trendbaserad bedömning.

När man avgjort om data kan användas för en bedömning enligt referensnivå/baslinje enligt punkt 1 och 2 ovan, utförs följande steg:

1. Innan miljöstatusen kan bedömas måste det avgöras om referensperioden representerar god miljöstatus eller inte. Det här kan bestämmas genom att använda äldre data, ytterligare information eller expertbedömningar.

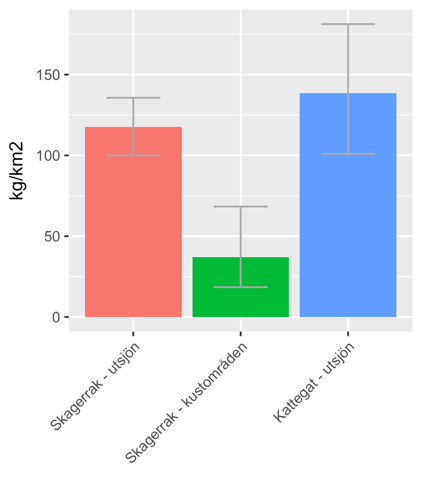
2. När miljöstatusen för referensperioden är fastställd definieras gränserna för god miljöstatus genom bootstrapping av indikatorns värde under referensperioden för att få en fördelning av möjliga värden för indikatorn.

3. Om referensperioden representerar GES (god miljöstatus) så ska medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden vara större än 5:e percentilen av indikatorvärdet under referensperioden. Om referensperioden representerar subGES (ej god miljöstatus) så ska medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden vara större än 98 percentilen av indikatorvärdet under referensperioden.

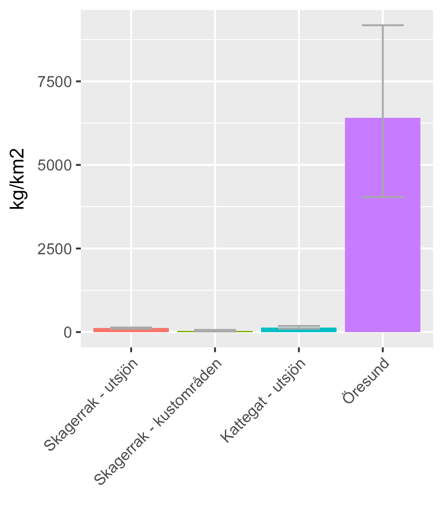
**2.3. Resultat**

En rumslig jämförelse av medelvärden för biomassan per km2 av stor torsk (> 40 cm TL) under referensperioden 2001-2010 visar att Västerhavets fjord- och kustområden har lägre förekomst av denna nyckelart jämfört med utsjöområdena och Öresund (Figur 1). Det bedöms därför att förekomsten av torsk i bedömningsområdet under referensperioden representerar dålig miljöstatus (sub-GES).

Resultatet visar att förekomsten av nyckelarten torsk i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden under bedömningsperioden (2011-2016) hade minskat sedan referensperioden och var signifikant lägre än gränsvärdet för god miljöstatus (Figur 2). Medianvärdet under bedömningsperioden (9,9 kg km-2) underskrider värdet för 98-percentilen (79,2 kg km-2) under referensperioden, vilket enligt bedömningsmetodiken utgör gränsen för god miljöstatus (GES).



B



A

**Figur 1.** Jämförelse av medelfångst för stor torsk (> 40 cm) från Skagerrak-utsjö, Skagerrak-kustområden, Kattegatt-utsjö och Öresund för referensperioden 2001 – 2010 för att bedöma miljöstatus för bedömningsområdet (Skagerraks kustområden) under referensperioden. (A) Notera den mycket höga förekomsten av stor torsk i Öresund jämfört med de tre andra lokalerna. (B) Öresund undantaget, notera de signifikant lägre förekomsterna i kustområdet jämfört med utsjön i Skagerrak och Kattegatt. Noteras bör att även Kattegatt och Skagerraks utsjöbestånd av torsk var kraftigt överfiskade under denna period. Detta motiverar ytterligare att referensperioden i kustområdena betraktas som sub-GES och att indikatorn ska vara över 98-percentilen av referensperiodens värde under bedömningsperioden för att indikatorn ska kunna uppnå GES.



**Figur 2.** Genomsnittlig fångst av stor torsk i Skagerraks-kustområden 2001-2016. Streckade linjen anger 98-percentilen för referensperioden, vilken utgör gränsen för god miljöstatus (GES). För att bedömas vara god miljöstatus (GES) ska medianvärdet under utvärderingsperioden (heldragen linje) vara över 98-percentilen för referensperioden.

**2.4. Diskussion.**

Bedömningen som här gjorts för nyckelarten torsk i Västerhavets fjord- och skärgårdsområden visar att god miljöstatus ej uppnåtts. Ett långvarigt överfiske anses ha orsakat nedgången i beståndet. Flera åtgärder har redan implementerats bl.a. i form av utflyttade trålgränser. Dessutom har generella begränsningar av fiske efter torskfisk under leken införts innanför trålgränsen samt särskilt skydd året runt i vissa fjordområden. Trots detta syns ingen återhämtning av torsk under bedömningsperioden (Bergström m.fl. 2016).

För att få en snabb respons av nya fiskeregleringar i ett område efter en period av överfiske krävs det att rekryteringen är fortsatt god i kombination med att den totala dödligheten förblir låg. Efter en period av tillväxtöverfiske, där ett alltför omfattande fiske fångar fisken vid för liten storlek, kan en återhämtning i lekbiomassa och storleksstruktur ske relativt snabbt när ett område blir fiskefritt om de mindre fiskarna tillåts vara kvar i havet och tillväxa i storlek. Vid rekryterings- eller ekosystemöverfiske däremot, kommer en potentiell återhämtning att ta längre tid i anspråk (Myers et al. 1994).

Rekryteringsöverfiske inträffar när det vuxna beståndet reducerats så att ägg- och yngelproduktionen sjunker till kritiska nivåer där rekryteringen till nästa generation blir väldigt svag. Det kan då ta åtskilliga generationer innan lekbeståndet återhämtar sig om det alls är möjligt. Studier från Nordsjön visar att, förutsatt att det finns lekbestånd av storvuxna fiskarter kvar som kan svara på en eventuell minskning i fisketryck, så kan det vara en fördröjning på upp till 20 år innan en minskning i fiskeridödlighet ger fullt utslag i form av en ökad andel stor fisk i fisksamhället (Greenstreet et al. 2011, 2012).

Ekosystemöverfiske kan sägas ha inträffat när fisket påverkat födovävar och livsmiljöer i en utsträckning så att arten inte nödvändigtvis kan återta sin ursprungliga roll i ekosystemet när fisket upphör. Ökad kunskap om ekosystemen vad avser habitat, bytesdjur, potentiella konkurrenter och predatorer och dessa komponenters utveckling över tid kan ge information om förutsättningarna för fiskbestånd att återfå sin historiska storlek och produktivitet (Bergström m fl 2016). En återhämtning kan således under vissa betingelser komma att ta flera decennier snarare än år, och det är då särskilt viktigt att förändringar i ekosystemen och miljöbetingelser följs upp parallellt så att förutsättningarna för en återhämtning kan utrönas.

Predation från marina däggdjur och fågel skulle potentiellt också kunna ha motverkat och/eller fördröjt en återhämtning av torsken på kusten (Östman et al. 2013). Studier av dietval hos knubbsäl från Skagerrak och Kattegatt visar att både torskfisk och plattfisk kan vara betydelsefulla bytesarter (Strömberg et al. 2012). Skarv är en s.k. opportunistisk predator vilket innebär att den varierar sitt födointag utefter vad som är lättast tillgängligt, även om en viss selektion av bytesarter och bytesstorlekar är rimligt att anta. En studie av dietval hos skarv i Hakefjorden visade att plattfisk, simpor, smörbultar och torskfisk var viktiga bytesarter för skarv (Lunneryd & Alexandersson 2005). Emellertid krävs mer detaljerade analyser av förekomst och födoval för att kunna uttalas sig om skarvens roll i det förhållandet att bottenfiskbestånden fortfarande inte har återhämtat sig i Västkustens fjordar.

Äggprovtagningar under lektiden visar att det förekommer tidiga, nyligen befruktade torskägg i Västkustens fjordar, vilket bekräftar att lokal lek förekommer. Studier på könsmogen torsk i Kattegatt och Skagerrak indikerar att torsk kan ha ett så kallat ”natal homing-beteende” d.v.s. att vuxen fisk återvänder till samma lokal där de en gång kläckts för att reproducera sig (Svedäng et al. 2007; André et al. 2016). Detta indikerar att de tidiga äggstadier av torsk som hittas i kustzonen skulle kunna utgöra fröet till en återhämtning. Samtidigt gör detta beteende det mindre troligt att ex. Nordsjötorsk från utsjön skulle kunna bidra signifikant till återhämtningen av bestånden, i alla fall på kort sikt.

Vid låg abundans är torsken ofta spridd och kan antas uppehålla sig främst på hårdbottnar (sten- och klippbottnar) eller i den fria vattenmassan (Righton m fl 2010). Traditionell provfisketeknik som bottentrålning är begränsad till mjuka bottnar och kan således ge en underskattning av den verkliga förekomsten av torsk vid låga tätheter (på grund av lägre fångstbarhet). Förekomst av lokalt lekande torsk karteras bäst under torskens naturliga lekperiod i januari-mars, eftersom exempelvis studier av gonadutveckling under andra delar av året medför en osäkerhet i huruvida de studerade fiskindividerna verkligen skulle ha deltagit i lokal lek eller om en vandring till andra lekplatser kan ha skett. Övervakning av torsk i det bedömda området är i dagsläget en avvägning mellan att få in representativa data för bedömningar och att inte orsaka betydande dödlighet för det redan svaga beståndet.

Det finns stora osäkerheter kring mekanismerna bakom hur en eventuell återhämtning av lokala kustpopulationer av torsk skulle kunna se ut. Räcker de i dagsläget fåtalet könsmogna lokala torskarna till för en eventuell återuppbyggnad av kustbestånden, givet en variabel miljö och en okänd dödlighet från bifångster i fisket och från naturliga predatorer längs kusten (Beaugrand et al. 2003; Brander 2005; Lagenfelt et al. 2016; Cardinale m.fl. 2017)? Kan man trots ”natal homing-beteende” få så kallade ”spill-over” effekter från de ökande bestånden av Nordsjötorsk, så att Nordsjötorsk förstärker eller t.o.m. etablerar nya lokala populationer (Rose et al. 2011)?

**2.5. Referenser**

André, C., Svedäng, H., Knutsen, H., Dahle, G., Jonsson., P., Ring, A-K., Sköld, M. & Jorde, P. E. 2016. Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea-Skagerrak-Kattegatt: early life stage dispersal and adult migration. BMC Research Notes, DOI: 10.1186/s13104-016-1878-9.

Baden, S., Emanuelsson, A., Phil, 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.

Barth, J.M.I., Berg, P. R., Jonsson, P., Bonanomi, S., Corell, H., Hemmer-Hansen, J., Jakobsen, K. S., Johannesson, K., Jorde, P. E., Knutsen, H., Moksnes, P-E., Star, B., Stenseth, N. C., Svedäng, H., Jentoft, S., Andrè, C. 2017. Genome architecture enables local adaptation of Atlantic cod despite high connectivity. Molecular Ecology, 26: 4452-4466.

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

Beaugrand, G., Brander, K. M., Lindley, J. A., Soussi, S. & Reid, P. C. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature, 406: 661-664.

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.

Brander, K. M. 2005. Cod recruitment is strongly affected by climate when stock biomass is low. ICES Journal of Marine Science, 62: 339-343.

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

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: 179-183.

Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., Bergström, U. 2011. Effects of altered offshore food webs in 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.

Greenstreet, S. P. R., Roger, 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.

Greenstreet, S. P. R., Roger, 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 Journal of Marine Science, 69: 343-345.

Svedäng, H., Nordberg, K., Robijn, A., Hallén, P., Hansson, D., Omstedt, A., Veiderpass, V., Sunderlöf, A., Loo, L-O., Isaksson, I., Svärd, M., Karlson, B., Lindgren, A., Härkönen, T., Valero, J., Ulmestrand, M., Grimvall, A., Hoffman, M., Westholm, A., Sandell, K. 2015. Havet 1888. Havsmiljöinstitutet (HMI), red. Svärd, M., Johansen, T., Hansson, D. pp. 83.

ICES. 2016. Cod (Gadus morhua) in subarea 4, division 7.d, and subdivision 3.a.20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Greater North Sea and Celtic Sea ecoregions, publicerat 11 november 2016.

Jonsson P. R., Corell, H., André, C., Svedäng, H., Moksnes, P-O. 2016. Recent decline in cod stocks in the North Sea-Skagerrak-Kattegat shifts the source of larval supply. Fisheries Ocenography, 25: 210-228.

Lagenfelt, I., Cremle, M. & Molander, M. 2016. Underlag för torskförvaltning: Gullmarstorsk – pilotstudie. Telemetri och genetik. Rapport 2016:61 Länsstyrelsen Västra Götaland. 36 s.

Lunneryd, S-G. & Alexandersson , K. (2005). Födoanalyser av storskarv, Phalacrocorax carbo i Kattegatt-Skagerrak. Finfo 2005:11. 19 s.

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

Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N., Restrepo, V.R.1994. In search ofthresholds for recruitment overfishing ICES Journal of Marine Science 51: 191-205.

Olsson, J., Ericsson, Y., Bergström, L. 2017. Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten *in prep*.

Pihl, L. & Ulmestrand, M. 1993. Migration pattern of juvenile cod (*Gadus morhua*) on the Swedish west coast. ICES Journal of Marine Science, 50: 63-70

Righton, D.A., Andersen, K.H., Neat, F., Thorsteinsson, V., Steingrund, P., Svedäng, H. et al.. 2010. Thermal niche of Atlantic cod Gadus morhua: limits, tolerance and optima. Marine Ecology Progress Series 420: 1-13.

Rose, G. A., Nelson, R. J. & Mello, L. G. S. 2011. Isolation or metapopulation: whence and whither the Smith Sound cod? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68: 152-169.

Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H. C., Svenson, A., Hjelm, J. 2011. Fiskebestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004-2009. Fiskeriverket Informerar, 2011:6, pp. 48.

Strömberg, A., Svärd, C., Karlsson, O., 2012. Dietstudier av gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön och knubbsäl (Phoca vitulina) i Skagerrak och Kattegatt insamlade 2010. NV-02210-11. Rapport nr 5:2012. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.

Svedäng, H. & Bardon, G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (Gadus morhua L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES Journal of Marine Science, 60: 32-37.

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

Svedäng, H., Svenson, A. 2006. Cod *Gadus morhua* L. populations as behavioural units: inference from time series on juvenile abundance in the eastern Skagerrak. Journal of Fish Biology, 69: 151-164.

Östman, Ö., Boström, M., Bergström, U., Andersson, J. & Lunneryd, S-G. (2013). Estimating Competition between Wildlife and Humans – a Case of Cormorants and Coastal Fisheries in the Baltic Sea. PLoS ONE 8(12): e83763. doi:10.1371/journal.pone.0083763