

## Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

### 1.2F Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten – abborre och skrubbskädda (Östersjön)

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 haven 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

Status hos kustfisk är en god indikator på ett områdes generella miljöstatus. Detta eftersom fisk utgör en central del i näringsväven och eftersom olika kustfisksamhällen har en relativt lokal rumslig utbredning. Trots att de flesta arter av kustfisk inte är målararter för den storskaliga fiskeindustrin är de viktiga för det småskaliga kustnära yrkesfisket och framför allt för fritidsfisket längs svenska kuster.

Indikatorn *Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten* är gemensam inom HELCOM. I dagsläget saknas en fastslagen bedömning för indikatorn i Västerhavet.

Abborre och skrubbskädda är de arter som representerar nyckelarter av kustfisk längs Sveriges östersjökust. Förekomsten och abundansen av dessa nyckelarter beror framför allt på deras fortplantningsframgång och dödlighet i området, vilka i sin tur påverkas av yttre miljöfaktorer. Arterna kan påverkas direkt, eller som ett resultat av samspelet mellan arter. En ökad förekomst av abborre och skrubbskädda kan till exempel bero på ökande vattentemperaturer, måttlig övergödning, god tillgång till lämpliga rekryteringsområden, låg fiskeridödlighet eller låg predation från till exempel skarv och säl. De mest betydande påverkansfaktorerna skiljer sig ofta åt mellan områden.

## Metod

Bedömningen av status hos kustfisk görs genom att antal eller biomassa av abborre och/eller skrubbskädda uppskattas. Uppskattningarna görs med hjälp av provfiske som utförs varje år inom regional och nationell miljöövervakning enligt undersökningstypen *Provfiske i Östersjöns kustområden* (2015) och *Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten* (2015). Indikatorn beräknas baserat på antal individer (alternativt biomassa) av respektive art per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning), och anges som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde.

Bedömningen baseras på fångst per ansträngning under de senast studerade sex åren (2011-2016). Resultaten sätts i relation till referensperioden åren 1998-2010. Om en tidsserie är kortare än 15 år görs bedömningen utifrån vilka trender som ses över tid för indikatorn. God miljöstatus för kustfisk uppnås när minst 90 % av bedömningsområdena uppnår de artspecifika tröskelvärdena.

## Tröskelvärde

### Om referensperiod finns

- Om referensperiodens värde har bedömts motsvara att artens förekomst är så opåverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkerställd: Medianvärdet under bedömningsperioden ska vara större än den femte percentilen för fördelningen av värden under referensperioden
- Om referensperiodens värde har bedömts motsvara att artens förekomst är så påverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd: Medianvärdet under bedömningsperioden ska vara större än 98:e percentilen för fördelningen av värden under referensperioden.

### Om referensperiod inte finns

Trendbaserad bedömning används i de fall där referensperioden befinns vara olämplig för framräkning av tröskelvärde enligt ovan. Då baseras bedömningen på trenden under åren 2005-2016 i jämförelse med situationen i början av referensperioden, dvs. indikativ för om en försämring eller en förbättring kan ses över tid (ej gynnsam resp. gynnsam trend).

- Om tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så opåverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad är säkerställd: lutningen på linjär trend ska inte minska signifikant ( $p < 0,1$ ).
- Om tidsseriens början motsvarar att artens förekomst bedömts vara så påverkad av belastning från mänsklig verksamhet att dess långsiktiga överlevnad inte är säkerställd: lutningen på linjär trend ska öka signifikant ( $p < 0,1$ ).

## Bedömningsområde

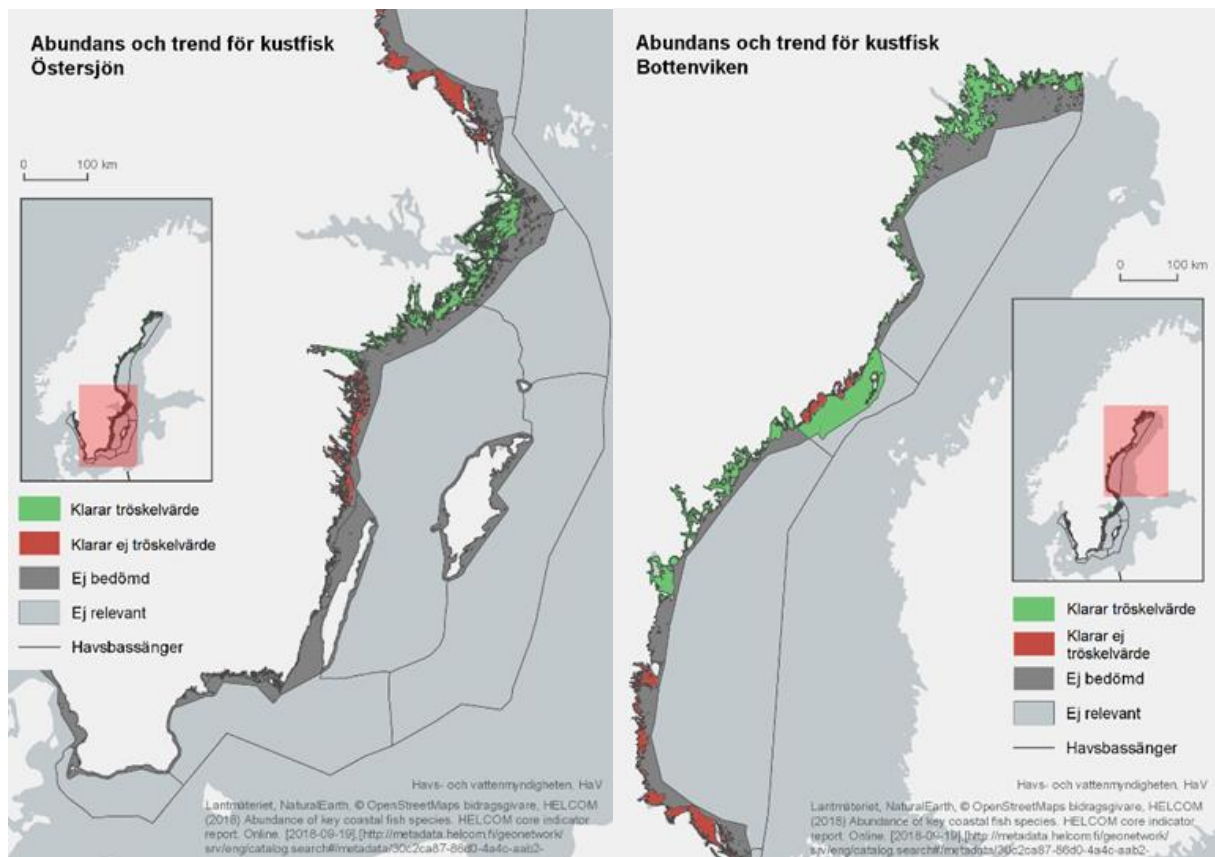
Östersjöns kustvattentyper enligt bilaga 1 i föreskrifterna.

## Bedömning 2018

Av de provfiskade områden som ingår i bedömningsunderlaget når nio av 13 tröskelvärdet för indikatorn alternativt uppvisar gynnsam trend. I vissa fall förekommer mer än ett provfiske inom samma område, och totalt når elva av 16 provfiskens tröskelvärdet alternativt uppvisar gynnsam trend. Aggregerat till kustvattentyper uppnår fyra kustvattentyper tröskelvärdet (57 %) medan tre inte gör det. God miljöstatus för kustfisk i Östersjön uppnås inte då  $< 90$  %

av bedömningsområdena uppnår tröskelvärden. Samtliga områden på svenska västkusten saknar bedömning på grund av avsaknad av tröskelvärde eller annan bedömningsmetod.

De största mänskliga belastningarna på nyckelarter i kustvatten är eutrofiering, fiske och exploatering och förlust av livsmiljöer. Förutom dessa delvis lokala belastningar måste även effekter av klimatförändring beaktas i bedömningen, även om dessa inte är i fokus för havsmiljödirektivet.



Figur 1 Bedömning per kustvattentyp för indikatorn nyckelart av fisk i kustvatten för områden längs Östersjöskusten under perioden 2011-2016. Grönt indikerar att tröskelvärdet har uppnåtts, rött att tröskelvärdet inte uppnåtts och vit att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas. Mer detaljerade resultat och kartor visas i Figurer 2-3.

## 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
D1C2, Artens abundans	Saknas	Gemensamma fiskeripolitiken (GFP) för vissa arter.	Hav i balans samt levande kust och skärgård  Ingen övergödning  Ett rikt växt- och djurliv	HELCOM core indicator  <i>(Abundance of key coastal fish species)</i>

### B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Grundläggande förhållanden (Tabell 1)	
Grupper av arter av marina fåglar, däggdjur, reptiler, fiskar och bläckfiskar i den marina regionen eller delregionen	Geografisk och tidsmässig variation per art eller population: utbredning, abundans och/eller biomassa
Belastning och påverkan (Tabell 2a)	
Biologiskt	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter, däribland mål- och icke-målarter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet)  Störning av arter (t.ex. i lek- rast- och födosöksområden) på grund av mänsklig närvaro
Fysiskt	Fysisk störning av havsbotten (tillfällig eller reversibel)  Fysisk förlust (på grund av varaktig förändring av havsbottenssubstrat eller havsbottens morfologi och på grund av utvinning av havsbottenssubstrat)
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

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Abborre	Abundans alt. Biomassa	antal individer alt. ton
Skrubbskädda	Abundans alt. Biomassa	antal individer alt. ton

D. Metod för indikatorbedömningen

Bedömningen baseras på fångst per ansträngning under sexårsperioden 2011-2016.

Indikatorn beräknas utifrån data från provfiske där antal individer (alternativt biomassa) av respektive art per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning) beräknas som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde. Vid nätfiske har individer som är för små för att fångas representativt för kustfisksamhället vid den specifika lokalen inte tagits med i beräkningarna. Gränsen ligger på 13 cm för kustöversiktsnät och nätlänkar och elva cm för Nordiska kustöversiktsnät (Olsson et al, 2012, Bryhn et al, 2013).

Abborre används som nyckelart i alla provfisken utom två: Muskö i Östergötlands och Stockholms skärgård dvs. mellankustvatten (12n) respektive Kvädöfjärden i Östergötlands och Stockholms skärgård dvs. mellankustvatten (12s) (tabell 1). I Muskö används skrubbskädda och i Kvädöfjärden både abborre och skrubbskädda. Bedömningen görs dock inte för respektive art av abborre eller skrubbskädda utan uttrycks för respektive provfiskeområde oavsett art.

Vid bedömning jämförs observerade värden för fångst per ansträngning under bedömningsperioden i relation till referensperioden 1998 - 2010. Referensperioden ska omfatta minst tio år för att täcka in minst två generationer av de dominerande arterna i indikatorn. Om en tidsserie är kortare än 15 år eller om det skett riktade förändringar under referensperioden kan denna bedömningsmetod inte användas. Då görs bedömningen istället utifrån vilka trender som ses över tid för indikatorn.

Innan en bedömning görs avgörs om referensperioden representerar en situation förenlig med god status baserat på äldre data, annan publicerad information eller expertbedömningar. Om referensperioden anses representera god status definieras tröskelvärde som den femte percentilen av indikatorns referensvärde. Om referensperioden inte anses representera en situation av god status definieras tröskelvärde som den 98:e percentilen av referensvärdet.

Bedömningen görs genom att jämföra medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden med tröskelvärde. Överskrider medianvärdet under bedömningsperioden tröskelvärde uppnås tröskelvärde.

För trendbaserad bedömning avgörs om förhållandena i början av tidsserien kan antas motsvara god miljöstatus, och utifrån detta bestäms vilket riktning av indikatorns utveckling som motsvarar förbättrad eller försämrad status.

Vid aggregering av resultaten mellan provfiskeområden inom ett bedömningsområde (kustvattentyp), är utfallet enligt majoriteten av de enskilda provfiskeområdena vägledande. Om minst hälften av provfiskeområdena inte uppnår tröskelvärde alternativt inte uppvisar gynnsam trend bedöms tröskelvärde för bedömningsområdet inte ha uppnåtts.

För att kunna jämföra områden med varandra i förhållande till hur långt ifrån tröskelvärde respektive bedömning ligger, används samma normeringsmetod som utvecklats för integrerad bedömning inom HELCOM (2017d, e). Indikatorvärdet (fångst per ansträngning) normaliseras på en skala från 0 (teoretiskt minsta värde) till 1 (teoretiskt högsta värde) genom att anta ett linjärt samband med en brytpunkt vid tröskelvärde (definierat enligt punkt 3 ovan), som satts till 0,6. Normaliseringen gjordes på log-transformerade data. Indikatorvärdet klassificerades därefter till någon av följande fyra klasser: 0,125 = tröskelvärde uppnås inte (långt under) (för normaliserade indikatorvärden 0-0,299), 0,375 = tröskelvärde uppnås inte (värden 0,3-0,599), 0,625 = tröskelvärde uppnås (värden 0,6-0,799), och 0,875 = tröskelvärde uppnås (långt över) (värden 0,8-1) (HELCOM 2017e). En liknande metod används för att normera trendbaserade bedömningar (se Del 3).

Kustfisk uppnår god miljöstatus när minst 90 % av bedömningsområdena uppnår de artspecifika tröskelvärdena.

Utförlig beskrivning av metod och vetenskaplig grund för indikatorn finns i Del 3 samt HELCOMs indikatorrapport Abundance of key coastal fish species (HELCOM, 2018).

#### E. Snapshot data

<http://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/30c2ca87-86do-4a4c-aab2-e8dd99adf9bo>

#### F. Övervakning

Undersökningstyp enligt MÖP för HMD, enligt Havs- och Vattenmyndighetens undersökningstyp kustfiskbestånd, SLU, KUL [www.slu.se/kul](http://www.slu.se/kul). För detaljerade uppgifter och eventuella uppdateringar hänvisas till kommande rapportering av övervakningsprogram för havsmiljödirektivet 2020.

#### Resultat och bedömning

Tabell 1 Förvaltningsområde Östersjön. Tidsperiod för bedömning av status avser 2011-2016. För områden där det görs trendbaserade bedömningar baseras bedömningen på trenden för indikatorn under åren 2005-2016 jämfört med trenden under åren innan bedömningsperioden. De observerade värdena anges efter normering till en fyra-gradig skala mellan 0 och 1. TV=tröskelvärde. Grönt indikerar att tröskelvärde uppnåtts, rött att tröskelvärde inte uppnåtts, grått att bedömning saknas.

Bedömningsområde	Tröskelvärde (min = 0, max = 1)	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet	Trend
Skånes kustvatten	Saknas	-	-	-	
Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
Ölands och Gotlands kustvatten	Saknas	-	-	-	
Gotlands NV kustvatten	Saknas	-	-	-	
Östergötlands och Stockholms skärgård,	0,6	0,375	Uppnår inte TV	Medel	

	mellankustvatten (12s)					
	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	0,6	0,625	Uppnår TV	Medel	
	Östergötlands inre kustvatten	Saknas	-	-	-	
	Östergötlands yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
	Stockholms skärgård, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
	S Bottenhavet, inre kustvatten	0,6	0,375	Uppnår inte TV	Låg	
	S Bottenhavet, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
	N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	0,6	0,625	Uppnår TV	Låg	
	N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
	N Kvarkens inre kustvatten	0,6	0,125	Uppnår inte TV	Låg	
	N Kvarkens yttre kustvatten	0,6	0,625	Uppnår TV	Medel	
	N Bottenviken, inre kustvatten	0,6	0,625	Uppnår TV	Medel	
	N Bottenviken, yttre kustvatten	Saknas	-	-	-	
<sup>1</sup> I kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten ingår ett provfiskeområde (Torhamn) men på grund av begränsad geografisk representativitet görs ingen bedömning av status hos bedömningsområdet som helhet.						

## Del 3. Kompletterande information

### 3.1 Introduktion

Kustfisksamhällen i Östersjön är viktiga både ekologiskt och socioekonomiskt. Trots att de flesta arter inte är målarter för den storskaliga fiskeindustrin är de viktiga för det småskaliga kustnära yrkesfisket och framför allt för fritidsfisket längs våra kuster (Karlsson et al, 2014). Kustfisken har också en viktig roll för ekosystemets övergripande funktion. Tillståndet hos kustfisk är en god indikator på det generella tillståndet i ett område eftersom kustfisk har en central position i näringsväven och en relativt lokal rumslig utbredning (Saulamo och Neumann, 2002, Laikre et al, 2005, Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017a). Kustfisken kan också påvisa miljögiftspåverkan i ett område (Hansson et al, 2009). Kustfisksamhällen utgör därför en viktig del av bedömningen av miljöns status i enlighet med internationella miljödirektiv såsom havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet, samt överenskommelser såsom aktionsplanen för Östersjön, liksom den gemensamma fiskeripolitiken.

Abborre och skrubbskädda är nyckelarter i kustfisksamhällen längs Sveriges östkust (Havs- och vattenmyndigheten, 2012, HELCOM, 2012, HELCOM, 2015). Abborre används som



indikatorart i de innersta och mellersta delarna av skärgården, medan skrubbskädda används i de områden som fiskas under den kalla delen av året samt de kustområden som är mer exponerade och ligger längre ut i skärgården.

Abborren är en rovfisk med sötvattensursprung. Livskraftiga populationer tyder på en långsiktigt hållbar balans mellan olika arter i ekosystemet, god habitatkvalitet och hållbart nyttjande. Skrubbskäddan är en art av marint ursprung som lever framför allt av bottenlevande djur och mindre fiskar, och är begränsad till de områden där salthalten är tillräckligt hög. Livskraftiga populationer av skrubbskädda tyder på god miljöstatus, och kan mer specifikt indikera lågt fisketryck och på att de bottennära miljöer som är viktiga för artens fortplantning och tillväxt har god kvalitet.

Förekomsten av abborre och skrubbskädda beror på arternas fortplantningsframgång och dödlighet i området, vilka i sin tur påverkas av ekosystemförändringar, samspel mellan arter samt förändringar i yttre miljöfaktorer. En ökad förekomst av abborre och skrubbskädda kan till exempel bero på ökande vattentemperatur, måttlig övergödning, god tillgång på lämpliga rekryteringsområden, låg fiskeridödlighet, eller låg predation från till exempel skarv och säl (Böhling et al, 1991, Edgren, 2005, Bergström et al, 2007, Linlokken et al, 2008, HELCOM, 2012, Olsson et al, 2012, Östman et al, 2012, Sundblad et al, 2014, Bergström et al, 2016a, Östman et al, 2017b). Eftersom fisk vid kusten ofta förekommer i lokala populationer kan deras reaktion på omgivande miljöförhållanden variera mellan områden. Det kan därför vara svårt att generellt ange vilka påverkansfaktorer som är av störst betydelse. Sådana bedömningar bör göras i det enskilda fallen utifrån rådande miljöförhållanden och belastningar.

Indikatorn *Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten* är gemensam för alla länder inom Östersjön enligt havsmiljödirektivets geografiska definition (HELCOM, 2015). En motsvarighet till indikatorn saknas idag för kustvatten i Nordsjöområdet (Öresund, Kattegatt och Skagerrak).

### **3.2 Material och metoder**

#### Övervakningsmetod

För att bedöma tillståndet hos kustfisksamhällen i Östersjön används uppskattningar av antal eller biomassa med hjälp av provfisken som utförs varje år inom regional och nationell miljöövervakning (Havs- och vattenmyndigheten, 2014).

Idag räknas 18 provfiskeområden in i den samordnade regionala och nationella miljöövervakningen längs Sveriges kuster. Dessa områden övervakas enligt standardiserad metod på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten eller länsstyrelser. Provfisken görs på samma sätt även i samband med recipientkontroll av bland annat kärnkraft. Den längsta tidsserie som är med i miljöstatusbedömningen påbörjades år 1987.

I Östersjön görs provfiskena med olika typer av nät, framför allt kustöversiktsnät och Nordiska kustöversiktsnät. De undersökningstyper som används är:

- Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät (Karlsson, 2015).
- Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten (Andersson, 2015).

Kustfiskövervakningen sker oftast i augusti och speglar trender hos de arter som dominerar i kustområdena under den varma delen av året (Olsson och Andersson, 2012). Framför allt fångas arter som lever på och nära botten, föredrar högre vattentemperaturer (upp till 20 grader) och har sitt ursprung i sötvatten. Exempel på arter som fångas i Östersjön är abborre, gös, mört, braxen, löja och gers. I provfiskena fångas även marina arter som torsk, strömming och skrubbskädda samt sötvattensarter som föredrar lägre vattentemperaturer, som sik och nors (Olsson et al, 2012). I två områden på ostkusten, Muskö i södra Stockholms skärgård och Kvädöfjärden i Östergötlands skärgård, sker provfisken i oktober när vattentemperaturen är lägre och riktar sig därmed mer mot arter som föredrar lägre temperaturer.

På västkusten utförs provfisken årligen i fem områden. Provfisken under sommaren (i augusti) sker utanför Barsebäck, Stenungssund och Fjällbacka, på hösten i Kullen och Fjällbacka, och på våren i Vendelsö. Fisket utförs med ryssjor istället för nät, vilket lämpar sig väl för fångst av lokalt förekommande arter i kustområdet, som framför allt lever botten nära (Bergström et al, 2013, Andersson, 2015). Arter som föredrar högre vattentemperaturer dominerar under sommaren, till exempel snultror, smörbultar, ål och skrubbskädda, medan inslaget av kallvattensarter som torsk, andra torskfiskar och simpor är högre under den kallare delen av året (vår och höst) (Olsson et al, 2012).

### Geografisk täckning

Sveriges kust är lång och varierad, och miljöövervakningen täcker endast en del av kusten. De längsta tidsserierna (sedan slutet av 1980-talet) av provfiske på ostkusten är utförda med kustöversiktsnät och nätlänkar. Från och med 2002-2005 ökar den geografiska täckningen när övervakningar med Nordiska kustöversiktsnät startades i flera nya områden (Forsgren-Johansson et al, 2005).

I de flesta av Sveriges 25 kustvattentyper har det vid något tillfälle utförts övervakning av kustfisk. Regelbunden övervakning sker däremot bara i 11 av kustvattentyperna, åtta längs ostkusten och tre på västkusten (Fredriksson, 2014, Tabell 1 och 2). Det är också sämre täckning när det gäller kallvattensfisk som fångar skrubbskädda och till exempel sik längs de norra delarna av ostkusten.

Eftersom kustfisk ofta förekommer i lokala bestånd och påverkas av lokala miljöförändringar skulle det behövas tätare övervakning och/eller alternativa datakällor för att göra bättre bedömningar av kustfisksamhällets status längs hela Östersjöns kust (Olsson et al, 2015, Östman et al, 2017a). Av samma anledning bör status för kustfisk klassas mot en relativt lokal skala (Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017b).

Nyligen utförda studier visar att det finns liknande utvecklingsmönster för kustfisk inom, men inte mellan, havsbassängerna (HELCOM 2012, 2015b, 2015c, Bergström et al, 2016b). Det finns dock lokala avvikelser. Baserat på dessa resultat kan aggregering av resultaten mellan kustvattentyper upp till havsbassängsnivå vara möjlig. Dock varierar den absoluta förekomsten av fisk liksom fiskens naturliga förutsättningar för rekrytering mellan områden.

### Bedömningsmetod

Indikatorn är baserad på antal individer (alternativt biomassa) per nät/ryssja och dygn (fångst per ansträngning), och anges som årliga medelvärden av alla fiskade stationer inom ett provfiskeområde.

Vid nätfiske har individer som är för små för att fångas representativt för kustfisksamhället vid den specifika lokalen ej tagits med i beräkningarna. Gränsen ligger på 13 cm för kustöversiktsnät och nätlänkar och elva cm för Nordiska kustöversiktsnät (Olsson et al, 2012, Bryhn et al, 2013).

#### Bedömningsgrund

För områden med tidsserier som är längre än 15 år är bedömningarna baserade på områdesspecifika tröskelvärden. Sex år (2011-2016) utgör bedömningsperioden och tröskelvärdet beräknas utgående från en referensperiod om minst tio år innan bedömningsperioden. Referensperioden ska omfatta minst tio år för att täcka in minst två generationer av de dominerande arterna i indikatorn. Därmed minimeras felbedömningar orsakade av naturlig variation, som till exempel starka eller svaga årsklasser (HELCOM 2017b, 2017c). För kortare tidsserier används istället ett trendbaserat tillvägagångssätt. Båda metoderna beskrivs närmare nedan. Hela tidsserierna måste oavsett metod sträcka sig över minst tio år för att täcka in naturlig variation.

För att kunna användas i bedömningarna måste miljöförhållandena under referensperioden vara stabila och möjliga att bedöma i förhållande till vad som anses representera god status enligt kriteriet, dvs. livskraftiga populationer och långsiktigt hållbart nyttjande. Stora förändringar skedde i Östersjöns och Västerhavets ekosystem i slutet av 1980-talet, vilket ledde till en förskjutning i ekosystemens struktur och funktion (Möllmann et al, 2009, Lindegren et al, 2012). Det skedde även en förändring i fisksamhällets struktur i kustområden under samma tid, och i vissa områden även under senare tid (mitten av 1990-talet) (Olsson et al, 2012). För att få så stabila tioåriga baslinjer/referensperioder som möjligt används därför tidsperioder som startar under sent 1990-tal (Bergström et al, 2016b). I den nuvarande bedömningen har vi använt data mellan 1998 och 2010, för att undvika förskjutningar i miljöförhållandena under baslinje/referensperioden och samtidigt få med så mycket data som möjligt. För de kortare tidsserierna som bedöms med avseende på trend måste det finnas data sedan början eller mitten av 2000-talet för att kunna göra en bedömning. Den kortaste tidsserien som ingår i den nu aktuella bedömningen startade år 2005. För att få jämförbara resultat har vi valt detta år som startår för trendbaserade bedömningar i alla områden.

I bedömningen jämfördes bedömningsperiodens data med data från referensperioden (baslinjen). Referensperioden är minst tio år och bedömningsperioden är sex år. Bedömningsperioden innefattar åren 2011-2016.

Bedömningen för områden där det gjordes trendbaserade bedömningar baserades på trenden för indikatorn under åren 2005-2016 jämfört med trenden under åren innan bedömningsperioden. Detta under förutsättning att åren innan bedömningsperioden anses representera en situation förenlig med god status.

#### *Bedömning enligt referensnivå/baslinje*

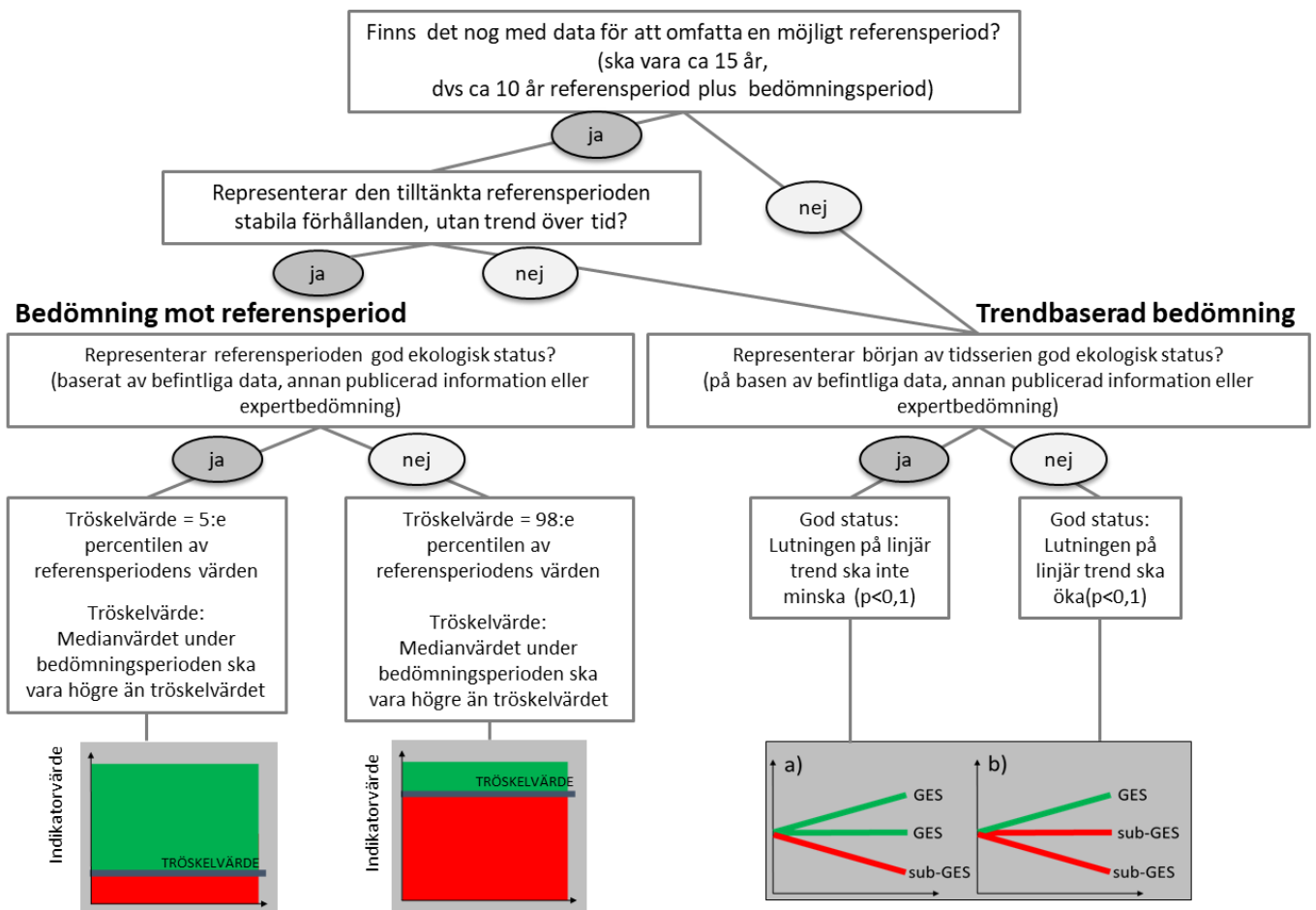
Det finns vissa kriterier som måste uppfyllas för att tidsserier ska kunna användas som baslinje/referensperiod för en bedömning (se figur 2).

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

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

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

1. Innan en bedömning kan göras måste det avgöras om referensperioden representerar en situation förenlig med god status. Det kan bestämmas genom att använda äldre data, annan publicerad information eller expertbedömningar.
2. Därefter används bootstrapping av indikatorns värde under referensperioden för att få en fördelning av möjliga referensvärden som percentiler.
3. Om referensperioden anses representera god status definieras tröskelvärdet som den femte percentilen av indikatorns referensvärde. Om referensperioden inte anses representera god status definieras tröskelvärdet som den 98:e percentilen av referensvärdet.
4. Bedömningen görs genom att jämföra medianvärdet för indikatorn under bedömningsperioden med tröskelvärdet. Överskrider medianvärdet under bedömningsperioden tröskelvärdet uppnås tröskelvärdet.
5. För att kunna jämföra områden med varandra i förhållande till hur långt respektive bedömning ligger från tröskelvärdet, används samma normeringsmetod som utvecklats för integrerad bedömning inom HELCOM (2017d, 2017e). Indikatorvärdet (fångst per ansträngning) normaliseras på en skala från 0 (teoretiskt minsta värde) till 1 (teoretiskt största värde) genom att anta ett linjärt samband med en brytpunkt vid tröskelvärdet (definierat enligt punkt 3 ovan), som sätts till 0,6. Normaliseringen gjordes på log-transformerade data. Indikatorvärdet klassificerades därefter till någon av följande fyra klasser: 0,125 = ej god status och långt under tröskelvärdet (för normaliserade indikatorvärden 0-0,299), 0,375 = ej god status (värden 0,3-0,599), 0,625 = god status (värden 0,6-0,799), och 0,875 = god status och långt över tröskelvärdet (värden 0,8-1) HELCOM, 2017e).



Figur 2 Flödesschema för statusbedömning av kustfiskindikatorn Nyckelart av fisk i kustvatten.

### Trendbaserad bedömning

Om tidsserien är kortare än 15 år eller om det finns en trend i den tilltänkta baslinjen/referensperioden görs istället en trendbaserad bedömning. Här tittar man på förhållandena i början av tidsserien för att se om de kan antas motsvara god status, och bedömer sedan om förändringen utifrån detta tillstånd går mot förbättrad eller försämrad status. Bedömningen indikerar hur status förändrats under aktuella miljöförhållanden och aktuell förvaltning. Metoden används som en interimslösning till dess att det finns data under tillräckligt många år för att göra en bedömning emot en baslinje/referensperiod.

Bedömningen av situationen i början av tidsserien (före år 2005) grundades på empiriska data från andra studier i området eller dess närhet. I första hand har resultat från tidigare bedömningar använts (Fiskeriverket, 2006). När en mer lokal bild har behövts har dessa resultat kombinerats med inspektion av tidigare år i respektive eller närliggande tidsserier (se Tabell 2).

Om tillståndet i början av tidsserien bedömts som överlag gynnsamt gäller att trenden hos indikatorn inte får vara minskande. Om man istället bedömt tillståndet i början av tidsserien som ej gynnsamt ska indikatorns trend vara ökande.

Trendanalysen (linjär trend) gjordes på logaritmerade värden för att identifiera en signifikant trend (enligt  $p < 0,1$ ). För att jämföra samma antal år i alla områden har vi här använt data från och med år 2005.

För att göra resultaten mellan områden jämförbara omvandlades resultaten till en skala med fyra klasser, analogt med bedömningen enligt baslinje/referensnivå (HELCOM 2017b, 2017c). Detta gjordes på följande vis: Om tillståndet bedömdes som gynnsamt i början av den studerade tidsserien och trenden över tid var negativ enligt gränsvärdet  $p < 0,01$ , blev indikatorvärdet 0,125, om trenden var negativ enligt gränsvärdet  $p < 0,1$ , blev indikatorvärdet 0,375, och om det inte förekom någon förändring över tid ( $p > 0,1$ ) blev värdet 0,625. Om tillståndet bedömdes som gynnsamt i början av den studerade tidsserien och trenden var positiv enligt gränsvärdet  $p < 0,01$  blev indikatorvärdet 0,875. Motsvarande bedömning för situationer när tillståndet i början av tidsserien bedömdes som ej gynnsamt var: 0,125 om trenden var negativ (enligt gränsvärdet för signifikans  $p < 0,1$ ), 0,375 om det inte förekom någon trend över tid ( $p > 0,1$ ), 0,625 om trenden var positiv ( $p < 0,1$ ), och 0,875 om det var en starkt signifikant ökning ( $p < 0,01$ ). Klasser med värden över 0,6 indikerar att tröskelvärdet uppnås, och klasser med värden under 0,6 att tröskelvärdet inte uppnås.

#### Aggregering av status mellan provfiskeområden

För att få en aggregerad bedömning per bedömningsenhet (kustvattentyp) togs alla provfisken med, som var och en bedömts separat enligt ovanstående. Status sattes enligt utfallet för majoriteten av dessa. Om minst hälften av provfiskena inte uppnådde tröskelvärdet alternativt inte uppvisade gynnsam trend, bedömdes status för bedömningsområdet som ”ej god”.

#### Indikatorstatusens säkerhet

Tillförlitligheten i bedömningen kan variera mellan bedömningsenheter, tidsperioder och övervakningsprogram. Säkerheten i klassningen blir större i de fall man kan använda en baslinjebaserad bedömning och framförallt ju fler provfiskeområden som ingår (Leonardsson et al, 2016).

Eftersom lokala förutsättningar (och i vissa fall även metod) skiljer sig åt mellan olika provfisken är indikatorvärdena inte alltid direkt jämförbara. I denna bedömning representeras dock varje datapunkt (år) av ett medelvärde baserat på flera observationer (provfiskestationer). Statusbedömningen baseras på bedömningsgrunder för det specifikt studerade provfisket, varför säkerheten i skattningen är ganska god med avseende på de ingående värdena för indikatorn.

För att förbättra tillförlitligheten i statusbedömningen behövs ett ökat antal provfiskeområden i vissa bedömningsenheter. I vissa fall är tidsserierna för korta för att göra en skattning i relation till en referensperiod. I stället används en trendbaserad bedömning tills dess att tillräckligt antal år av övervakning har uppnåtts.

I denna rapport får bedömningen inom en bedömningsenhet (kustvattentyp) **låg** säkerhet när status för enskilda provfisken inom bedömningsenheten skiljer sig åt, eller när bedömningarna baseras enbart på trendanalyser. En **medelhög** säkerhet nås om bedömningen är baserad på information från minst två provfiskeområden, och minst ett av dessa bedömts i förhållande till en referensnivå, samt att bedömningarna stämmer överens mellan provfiskeområdena. Ingen av bedömningsenheterna i det här faktabladet når upp till **hög** säkerhet som kännetecknas av att mer än två provfiskeområden ingått i bedömningen,

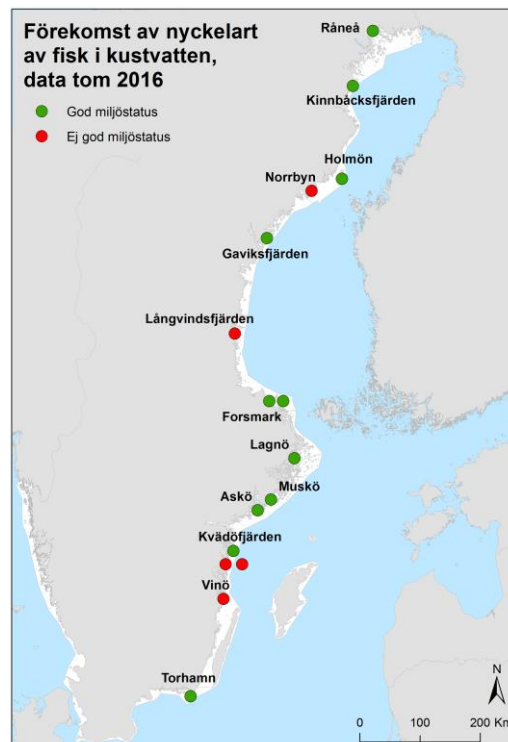
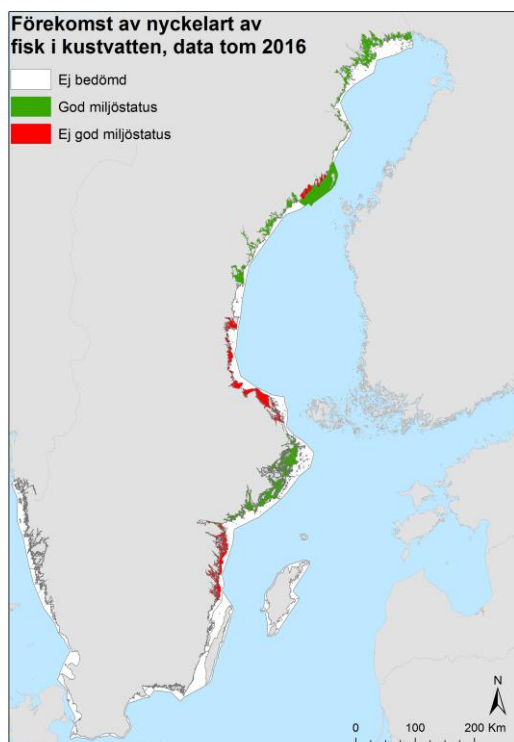
att alla bedömts i förhållande till en baslinje/referensnivå och att alla provfiskeområden visar samma status.

### 3.3 Resultat

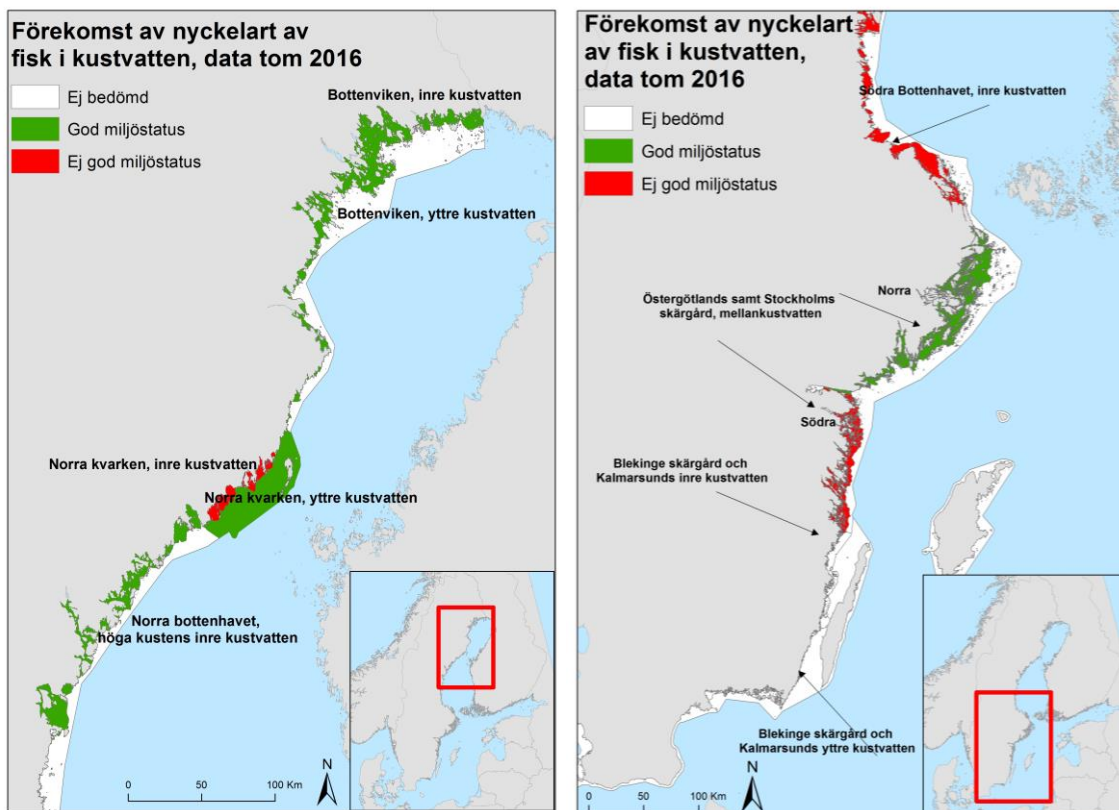
Majoriteten av de ingående provfiskena, det vill säga elva av 16, uppnår tröskelvärde alternativt uppvisar gynnsam trend (se figur 3 och tabell 2). Detta motsvarar nio av 13 provfiskeområden, eftersom det i några områden förekommer flera provfisker. De provfiskeområden som inte uppnår tröskelvärde eller inte uppvisar gynnsam trend är Norrbyn (fiske med Nordiska kustöversiktsnät, nyckelart abborre), Långvindsfjärden (Nordiska kustöversiktsnät, nyckelart abborre), Kvädöfjärden (fiske med nätlänkar, nyckelart skrubbskädda), Kvädöfjärden (Nordiska kustöversiktsnät, abborre) och Vinö (fiske med kustöversiktsnät, abborre).

När bedömningarna för de olika provfiskeområdena läggs samman per kustvattentyp når tre av de totalt sju bedömda kustvattentyperna inte upp till tröskelvärde: Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s), Norra Kvarkens inre kustvatten och Södra Bottenhavet, inre kustvatten (Tabell 2).

Eftersom kustvattentypen Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten endast har ett provfiskeområde (Torhamn, Blekinge) med begränsad geografisk täckning utförs ingen bedömning per kustvattentyp här.



Figur 3 Bedömning av förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten i hela Östersjön när bedömningen har aggregerats till nivå 4, kustvattentyper (till vänster) och motsvarande bedömning per provfiske (till höger). För större upplösning, se figur 4. Mer detaljerade resultat visas även i tabell 3. Grönt indikerar att tröskelvärde har uppnåtts, rött färg att tröskelvärde inte uppnåtts och vit att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas. Bedömningsperiod 2011-2016.

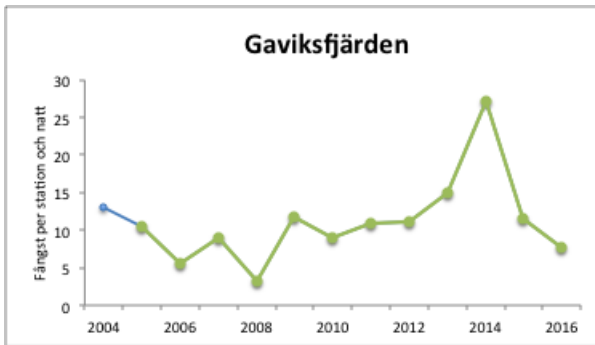


Figur 4 Bedömning per kustvattentyp i större upplösning för den norra respektive södra delen av kusten. Grönt indikerar att tröskelvärde har uppnåtts, rött att tröskelvärde inte uppnåtts och vit att kustvattentypen inte är bedömd på grund av att provfiske eller bedömningsunderlag saknas. Bedömningsperiod 2011-2016.

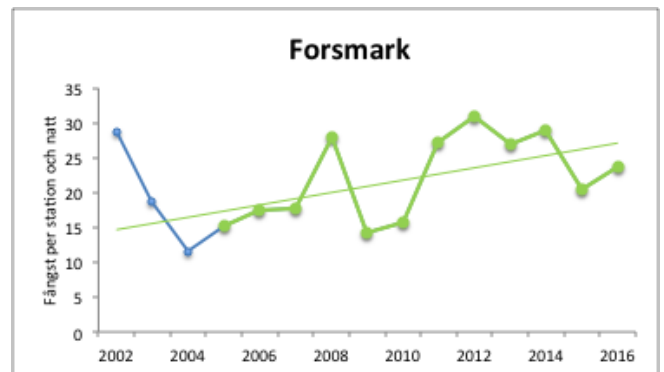
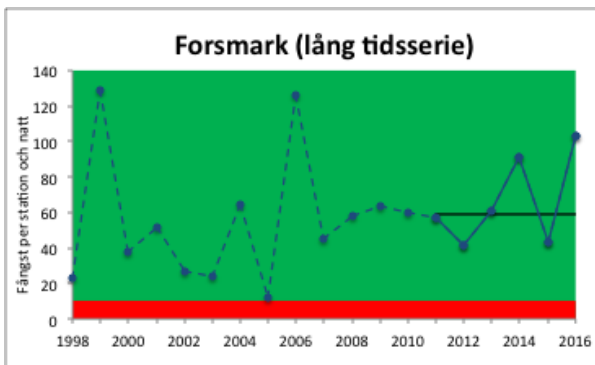
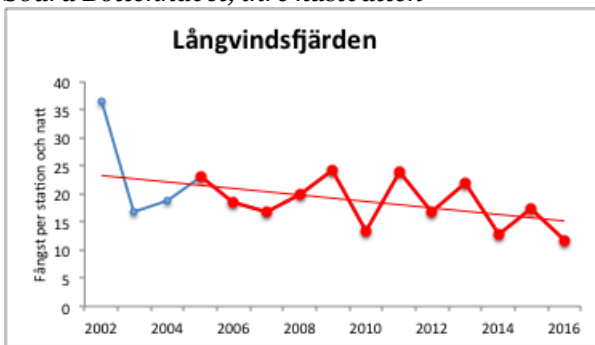


**Bottenhavet**

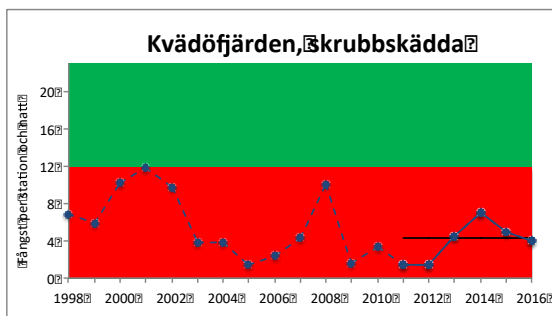
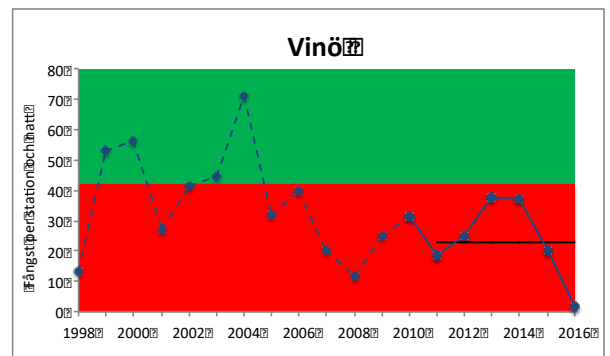
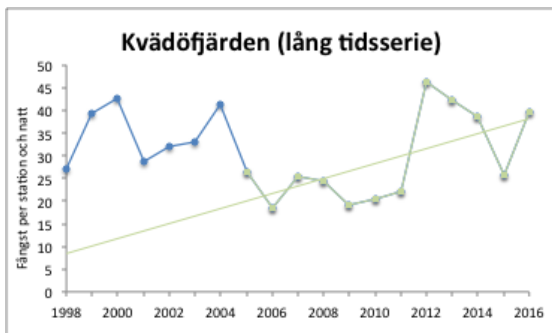
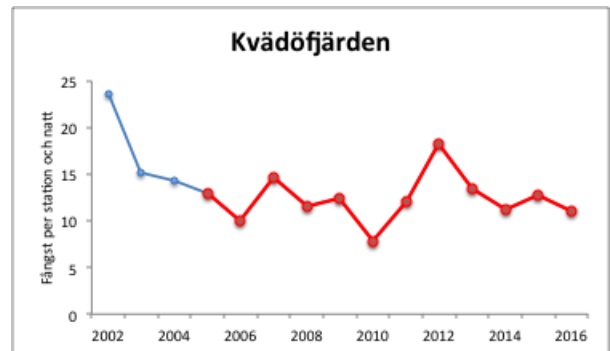
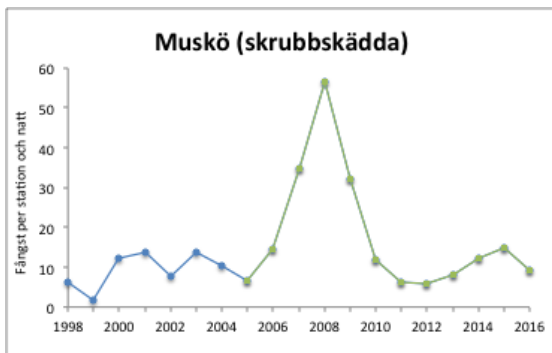
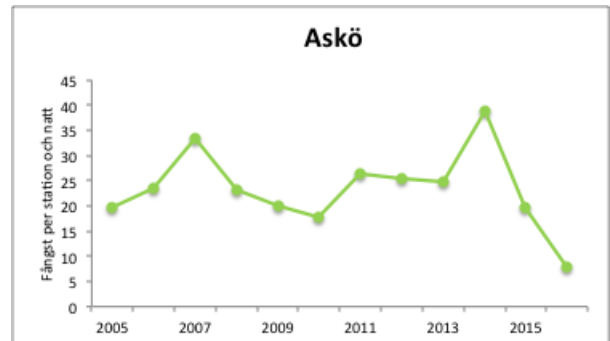
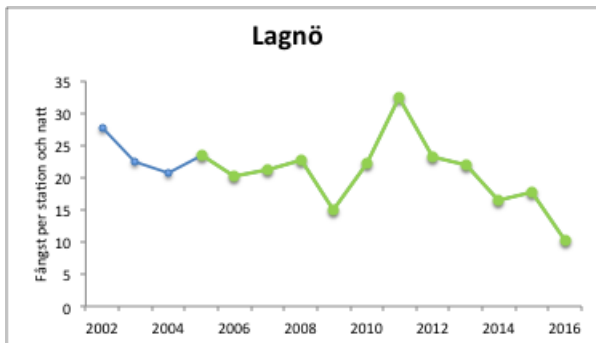
*Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten*



*Södra Bottenhavet, inre kustvatten*

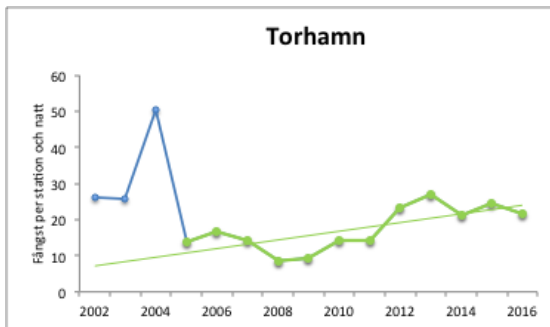


**Egentliga Östersjön**  
*Östergötlands och Stockholms skärgård  
mellankustvatten*



### Södra Östersjön

Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre  
kustvatten



Figur 5 Fångst per ansträngning (antal fiskar per nät och natt) samt bedömningar av tillståndet för nyckelart av kustfisk för alla provfiskeområden (abborre, om inte annat anges). I de tidsserier som är långa och fyller kriterierna för att definiera en referensperiod bedöms tillståndet i relation till denna. Den svarta linjen i dessa figurer anger medianen för bedömningsperioden, den streckade linjen referensperioden och den heldragna linjen bedömningsperioden. Om medianen ligger inom det gröna fältet uppnår området tröskelvärdet (det vill säga ligger över den 5:e (Forsmark) eller den 98:e (Vinö, Kvädöfjärden skrubbskädda) percentilen för värden under referensperioden. I de kortare tidsserierna, samt för de längre tidsserier där en referensperiod inte kan definieras, används trendbaserad bedömning. I dessa fall är linjerna under bedömningsperioden gröna vid gynnsam trend och röda vid ej gynnsam trend. Trendlinje visas vid statistiskt säkerställd trend vid  $p < 0.1$  (baserat på logaritmerade data). Av de långa tidsserierna har Muskö och Kvädöfjärden (lång tidsserie) en trend under tidserien som gör att en referensperiod inte kan definieras. För provfiskemetod inklusive redskapstyp i de olika områdena, se tabell 2.

Tabell 2 Sammanfattning för de provfisken som ingått i bedömningen med slutlig bedömning för indikatorn *Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten*, per kustvattentyp och provfiskeområde. För en mer ingående metodbeskrivning, se texten i detta faktablad. Kolumnen ”Startår” anger det första året för provfiske i respektive tidsserie. Samtliga fisken har pågått till år 2016. ”Art” anger vilken art som representeras i den aktuella bedömningen. ”Metod” anger vilken bedömningsmetod som använts (baslinjemetod eller trendbaserad). Tillståndet under referensperioden har bedömts baserat på biologiska råd för de aktuella åren (till exempel Fiskeriverket, 2006 för de trendbaserade bedömningarna som utgår från år 2005), i kombination med inspektion av äldre data i samma tidsserie och angränsande provfisken. Tröskelvärde anges för provfisken som bedömts med baslinjemetod. För provfisken som bedömts enligt trend anges önskad riktning på trenden. Indikatorns observerade värde är medianvärdet (fångst per ansträngning) för åren 2011-2016 vid baslinjebedömning. Vid trendbaserad bedömning anges i stället signifikansnivån för trenden under 2005-2016 och den observerade riktning en (+ = ökande, – = minskande, ns = ingen trend enligt gränsvärdet p = 0.1). Havsbassänger i Östersjöns förvaltningsområde: A = Arkonahavet, B = Bornholmshavet, VG = Västra Gotlandshavet, ÖG = Östra Gotlandshavet, NG = Norra Gotlandshavet, Å = Ålands hav, BH = Bottenhavet, Kv = Kvarken, BV = Bottenviken. Kustvattentypen Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden, är klassad som övergångsvatten och har inte bedömts. Grönt indikerar att tröskelvärdet uppnås, rött att tröskelvärdet inte uppnås.

Havs- bassäng	Kustvattentyp	Kod	Provfiske- område	Startår	Art	Redskap	Metod	Status referens- period	Bedömningsvärden		Bedömning per provfiskeområde	Bedömning per kustvattentyp		
									Tröskel	Obs.		Status	Värde	Tillförl.
A/B	Skånes kustvatten	7	-	-	-	-	-	-	-	-		saknas		
B/VG	Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten	8	Torhamn	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,02 (+)	0,875	saknas		
B/VG	Blekinge skärgård och Kalmarsund, yttre kustvatten	9	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
VG/ÖG	Ölands och Gotlands kustvatten	10	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
VG	Gotlands NV kustvatten	11	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
VG/NG/Å	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12s)	12	Kvädöfj.	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Ej gynnsam	Trend (+)	0,87 (ns)	0,375	0,375 Medel		
		12	Kvädöfj.	1987	Abborre	Nätlänkar	Trend	Ej gynnsam	Trend (+)	0,03 (+)	0,625			
		12	Kvädöfj.	1989	Skrubbskädda	Nätlänkar	Baslinje	Ej gynnsam	11,8	4,24	0,375			
		12	Vinö	1995	Abborre	Nätlänkar	Baslinje	Ej gynnsam	42,2	39,1	0,375			
VG/NG/Å	Östergötlands och Stockholms skärgård, mellankustvatten (12n)	12	Lagnö	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,13 (ns)	0,625	0,625 Medel		
		12	Askö	2005	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,36 (ns)	0,625			
		12	Muskö	1992	Skrubbskädda	Nätlänkar	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,29 (ns)	0,625			
VG/NG	Östergötlands inre kustvatten	13	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
VG/NG	Östergötlands yttre kustvatten	14	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
NG/Å	Stockholms skärgård, yttre kustvatten	15	-	-	-	-	NA	NA	NA	NA	saknas	saknas		
BH	S Bottenhavet, inre kustvatten	16	Långvindsfj.	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,09 (-)	0,375	0,375 Låg		
		16	Forsmark	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,06 (+)	0,875			
		16	Forsmark	1987	Abborre	Kustöversiktsnät	Baslinje	Gynnsam	10,34	58,7	0,875			
BH	S Bottenhavet, yttre kustvatten	17	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
BH	N Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten	18	Gaviksfj.	2004	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,14 (ns)	0,625	0,625 Låg		

BH	N Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten	19	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		
Kv	N Kvarkens inre kustvatten	20	Norrbyn	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Ej Gynnsam	Trend (+)	0,04 (-)	0,125	0,125	Låg	
Kv	N Kvarkens yttre kustvatten	21	Holmön	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,72 (ns)	0,625	0,625	Medel	
BV	N Bottenviken, inre kustvatten	22	Råneå	2002	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,95 (ns)	0,625	0,625	Medel	
		22	Kinnbäcksfj.	2004	Abborre	Nordiska nät	Trend	Gynnsam	Trend (0/+)	0,86 (ns)	0,625			
BV	N Bottenviken, yttre kustvatten	23	-	-	-	-	-	-	-	-	saknas	saknas		

### 3.4 Diskussion

Bedömningen som presenteras i detta faktablad visar att förekomsten av nyckelart uppnår tröskelvärdet i fyra av totalt sju bedömda kustvattentyper längs den svenska Östersjökusten. Det är därmed tre bedömningsområden som inte uppnår tröskelvärdet. Flera bedömningsområden saknar resultat eftersom övervakningsdata saknas. På västkusten saknas i dagsläget en etablerad bedömningsmetod.

Att nyckelarten abborre uppnår tröskelvärdet är förväntat, eftersom arten tydligt gynnas av högre vattentemperaturer och minskad salthalt (Olsson et al, 2012) och detta har kännetecknat miljön i Östersjön under senare år (ICES, 2014). De provfiskeområden som ingår i bedömningen är referensområden med generellt sett liten mänsklig lokal påverkan (Östman et al, 2017b). Betydelsen av storskaliga belastningar och miljöförändringar är därför sannolikt av större betydelse. Kustfisksamhällens status påverkas av en rad olika faktorer relaterade till såväl klimat, övergödning, fysisk störning, fiske, som predation från toppkonsumenter som säl och skarv (Böhling et al, 1991, Edgren 2005, Bergström et al, 2007, Linlokken et al, 2008, HELCOM, 2012, Olsson et al, 2012, Östman et al, 2012, Sundblad et al, 2014, Bergström et al, 2016a, Östman et al, 2017b). Varför några av de bedömda provfiskeområdena inte uppnår god status är svårt att hitta någon specifik orsak till, men svag rekrytering och högt fisketryck i några områden är sannolika förklaringar. Skrubbskäddan är en marin art som gynnas av högre salthalt, men sannolikt även av något varmare vatten (Olsson et al, 2012). Orsaken till varför skrubbskäddan minskar i Kvädöfjärden är ännu oklar.

Även om det finns lokala skillnader mellan områden, och övervakning av kustfisk saknas i många kustområden, finns det tidigare studier som visar att förekomst av abborre har ökat sedan början av 1970-talet (Olsson et al, 2012). Det är dock svårt att uttala sig om status för abborre och skrubbskädda innan 1970-talet på grund av bristen på data. Bedömningen som presenteras i detta faktablad har använt tillståndet i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet som utgångspunkt (referensperiod). Anledning till detta är att vi vet att det skett stora ekosystemförändringar i Östersjön under slutet av 1980-talet till mitten av 1990-talet (Möllmann et al, 2009), vilket kan antas ha påverkat även förhållandena för kustfisk (Olsson et al, 2012).

Säkerheten i bedömningen som presenteras i faktabladet är medel till låg. Detta främst på grund av att flera bedömningsområden (kustvattentyper) har låg provtagningsstäthet i förhållande till det bedömda områdets yta (se till exempel Bergström och Olsson, 2014), samt att flera övervakningsprogram är för korta (< 15 år) för att kunna göra en mer tillförlitlig statusbedömning i förhållande till en referensperiod. Eftersom nyckelarterna har lokala populationer (Saulamo och Neumann, 2002, Laikre et al, 2005, Olsson et al, 2011, Östman et al, 2017a) kan resultatet blir missvisande ifall en statusbedömning som gjorts av ett provfiskeområde överförs till en hel kustvattentyp. I den aktuella bedömningen berör detta främst bedömningsområdena "Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten", och "Norra Kvarkens inre kustvatten". Dessutom finns flera bedömningsområden som idag saknar återkommande kustfiskövervakning och där är någon bedömning idag inte möjlig. För kustvattentypen "Blekinge skärgård och Kalmarsund, inre kustvatten" visar provfisket "Torhamn, Blekinge skärgård" uppnått tröskelvärde för nyckelarten abborre. På grund av osäkerhet i hur representativt detta resultat är för området som helhet görs dock ingen bedömning på nivån kustvattentyp i detta faktablad. Tidigare studier har visat att rovfisk,

som till exempel abborre, har minskat i andra delar av detta bedömningsområde (Ljunggren et al, 2010, Eriksson et al, 2011).

Dagens kustfiskövervakning är inriktad på tillståndet i referensområden med relativt liten mänsklig påverkan, där fisksamhällets utveckling i stor utsträckning främst förväntas styras av storskaliga miljöförändringar och naturlig variation (Östman et al, 2017b). Tillståndet som bedömts i denna rapport kan därför antas spegla ett tillstånd som nödvändigtvis inte är representativt för status i kustområden som är mer påverkade av människan. Dataunderlag för mer påverkade områden finns idag tillgängligt, men en bedömningsmetod för att klassa status i dessa områden, som generellt saknar tidsserier, har ännu inte utvecklats.

Sammantaget visar resultaten som presenteras i detta faktablad att tillståndet för *Förekomst av nyckelart av fisk i kustvatten* i Östersjön uppnår tröskelvärdet i en majoritet av de områden som bedömts under den senaste 10-15 årsperioden. Detta förklaras främst av att abborre är en art som gynnas av miljöutvecklingen i Östersjön med minskad salthalt och ökande vattentemperaturer. Kunskapsluckorna är ganska betydande vad gäller den geografiska täckningen av bedömningen. För en mer heltäckande och tillförlitlig statusbedömning bör övervakningen av kustfisk utökas till att täcka in fler kustvattentyper och arter (till exempel sik och gädda) och en bedömningsmetod utvecklas för data som bara sträcker sig över ett fåtal år.

*Författare: Jens Olsson, Ylva Ericsson, Lena Bergström, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Mårten Åström, Ulrika Gunnartz, Norbert Häubner, Havs- och vattenmyndigheten; Ulla Li Zweifel, Havsmiljöinstitutet*

## 2.5 Referenser

Andersson, J. (2015) Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/download/18.16c4dbac15817a9551e4564a/1478093578949/undersokningstyp-provfiske-med-kustoversiktsnat-natlanekar-och-ryssjor-kustnara-gruntvatten-version-1-1.pdf>

Anon. (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. Off. J. Eur. Commun. L164, 19–40.

Bergström, L., Olsson, J. (2015) Coastal fish community indicators in Sweden - variation along environmental gradients. WATERS Report no 2015: 1. Havsmiljöinstitutet

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

Bergström, L., Bergström, U., Olsson, J., Carstensen J. (2016a) Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers - variability at temporal and different spatial scales Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 183:62-72.

Bergström, L., Dainys, J., Heikinheimo, O., Jakubaviciute, E., Kruze, E., Lappalainen, A., Lozys, L., Minde, A., Saks, L., Svirgsden, R., Ådjers, K., Olsson, J. (2016b) Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 169:74-84.

Bryhn, A., Ragnarsson Stabo H., Olsson J. (2013) Modelling the biomass of functional groups of fish in an archipelago bay of the Baltic Sea. *Ecol. Model.* 269:86-97.

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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:1181-1187.

Edgren, J. (2005) Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on top predator, northern pike (*Esox Lucius*). Master thesis, Stockholms universitet.

Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S., Snickars, M. (2009) Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecol. Appl.* 19:1975-1988.

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.

Ask, L., Westerberg, H. (2006) Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs och miljööversikt 2006. Fiskeriverket  
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800021960/1348912839034/ROM%202006.pdf>

Forsgren Johansson, G., Söderberg, K., Halvarsson C., Appelberg, M. (2005) Samordnad kustfiskövervakning i Östersjön - övervakningsstrategi. *Finfo* 2005:13.

Fredriksson, R. (2014) Kartläggning och sammanställning av indikatorbaserad statusklassning av kustfisksamhällen i Östersjön samt analys av representativitet av provfisken i förhållande till kustvattentyper, kustvattenförekomster och naturtyper. *Baltic Angling*.

Hansson, N., Förllin, L., Larsson, A. (2009) Evaluation of long-term biomarker data from perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea suggests increasing exposure to environmental pollutants. *Environ. Toxicol. Chem.* 28:364-373.

Havs- och vattenmyndigheten (2012) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:20. <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2012-10-16-god-havsmiljo-2020---del-2.html>

Havs- och vattenmyndigheten (2014) God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3: Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:20. <https://www.havochvatten.se/download/18.549ab516149e19df88fa7748/1418629887595/rapport-2014-20-god-havsmiljo-del-3.pdf>

HELCOM (2012) Indicator based assessment of coastal fish community status in the Baltic Sea 2005-2009. *Baltic Sea Environment Proceeding* No. 131.

HELCOM (2017b) Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species/>

HELCOM (2017c) Abundance of coastal fish key functional groups. HELCOM core indicator report. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-coastal-fish-key-functional-groups/>



HELCOM (2017d): The integrated assessment of biodiversity - supplementary report to the first version of the "State of the Baltic Sea" report 2017.

HELCOM (2017e) Method for the biodiversity integrated assessment. Document 2 to HELCOM SPICE Workshop on biodiversity assessment Helsinki, Finland, 15 March 2017. [https://portal.helcom.fi/meetings/HELCOM%20SPICE%20Biodiv%20WS%201-2017-425/MeetingDocuments/Document%202\\_Method%20for%20biodiversity%20integrated%20assessment.pdf](https://portal.helcom.fi/meetings/HELCOM%20SPICE%20Biodiv%20WS%201-2017-425/MeetingDocuments/Document%202_Method%20for%20biodiversity%20integrated%20assessment.pdf)

HELCOM (2018) Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. <http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Abundance%20of%20key%20coastal%20fish%20species%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf>

HELCOM (2018a) State of the Baltic Sea 2017. HELCOM second holistic assessment of the ecosystem health of the baltic sea. [http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM\\_State-of-the-Baltic-Sea\\_Second-HELCOM-holistic-assessment-2011-2016.pdf](http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_State-of-the-Baltic-Sea_Second-HELCOM-holistic-assessment-2011-2016.pdf)

ICES (2014) Second Interim Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessments of the Baltic Sea (WGIAB), 10-14 February 2014, Kiel, Germany. ICES CM 2014/SSGRSP:06. 48 pp.

Karlsson, M. Ragnarsson Stabo, H., Petersson, E., Carlstrand, H., Thörnqvist, S. (2014) Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen. Aqua reports 2014:12. Sveriges lantbruksuniversitet.

Karlsson, M (2015) Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät. Havs- och vattenmyndigheten.

Laikre, L., Miller, L.M., Palmé, A., Palm, S., Kapuscinski, A. R., Thoresson, G., Ryman, N. (2005) Spatial genetic structure of northern pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea. Mol. Ecol. 14:1955-1964.

Leonardsson, K., Ericson, Y., Olsson, J., Bergström, L. (2016) Optimerad övervakning av fisk i kustvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:10.

Linlokken, A., Bergman, E., Greenberg, L., Holt Seeland, P.A. (2008) Environmental correlates of population variables of perch (*Perca fluviatilis*) in boreal lakes. Environ. Biol. Fish. 82(4):401-408.

Ljunggren, L., Sandström, 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 J. Mar. Sci. 67, 1587-1595.

Möllman, C., Diekmann R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., Axe P. (2009) Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. Glob. Chang. Biol. 15:1377-1393.

Olsson J., Mo, K., Florin, A.B., Aho, T., Ryman, N. (2011) Genetic population structure of perch, *Perca fluviatilis*, along the Swedish coast of the Baltic Sea. J. Fish Biol. 79:122-137.

Olsson, J., Andersson, J. (2012) Även kallvattenarterna behöver övervakas längs kusterna. HAVET. 2012:64-68.

Olsson, J., Bergström, L., Gårdmark, A. (2012) Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 69:961-970.

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.

Saulamo, K., Neuman, E. (2002) Local management of Baltic fish stocks – significance of migration. *Finfo 2002*, No. 9.

Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P. (2014) Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 672-680.

Östman, Ö., Bergenius, M., Boström, M. K., Lunneryd, S.-G. (2012) Do cormorant colonies affect local fish communities in the Baltic Sea? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69:1047-1055.

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

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 Fish.* 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. *J. Appl. Ecol.* 54:557–566.