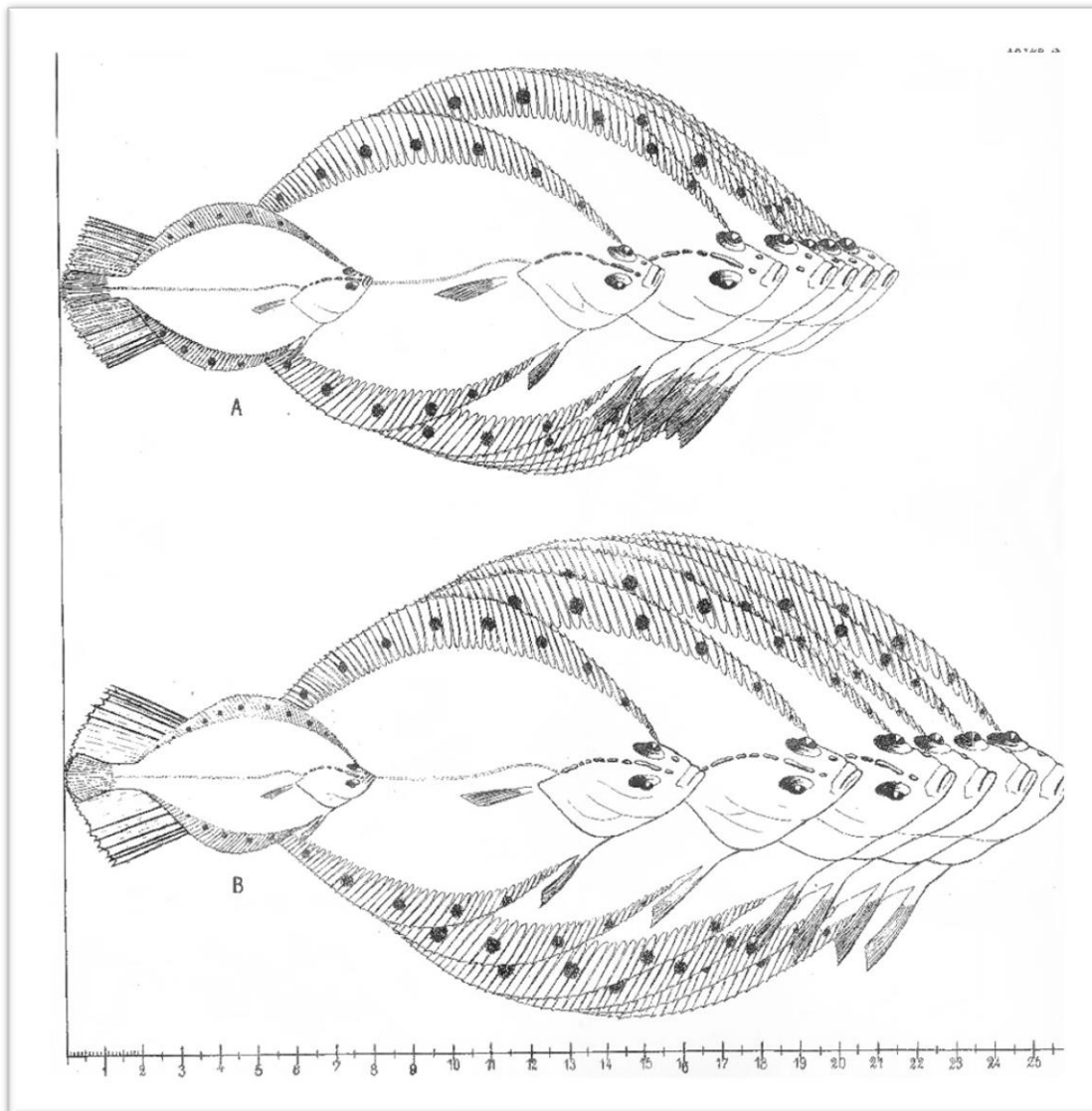


Faktablad för att bedöma indikator för god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer



Figur 1. Illustration av medelstorlek för hanar (A) och honor (B) av de 7 yngsta åldersklasserna rödspätta i Bälthavet, Östersjön. Från Johansen A.C., (1912) Om Rødspætten og Rødspættetfiskeriet i Beltfarvandet. Kommissionen for Havundersøgelser No 7.

Havsmiljödirektivet syftar till nå god miljöstatus i EU:s havsområden, det vill säga att biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar, samtidigt som ett hållbart nyttjande möjliggörs genom att en ekosystembaserad metod för förvaltning av mänskliga aktiviteter tillämpas.

Som en del av förvaltningen av havet genomförs vart sjätte år en bedömning av havsmiljöns tillstånd i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karakteriserar god miljöstatus. Vad som kännetecknar god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter ([HVMFS 2012:18](#)).

Havs och Vatten myndigheten

Som underlag för bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad per indikator eller liknande rapporter som mer i detalj redovisar metodik och bedömningsresultat.

Den samlade bedömningen som görs på en mer övergripande nivå publiceras i Havs- och vattenmyndighetens rapporter om bedömningen av miljötillståndet som publiceras vart sjätte år.

Version: Samrådsversion

Publiceringsdatum: 2023-10-16

Ändringsdatum: ÅÅÅÅ-MM-DD (metadata)

Samrådsversion

Havs och Vatten myndigheten

Inledning

Eftersom fiske ökar dödligheten hos fisk minskar fiskindividernas chanser att nå hög ålder och storlek, vilket påverkar ålders och storleksstrukturen negativt hos kommersiellt nyttjade populationer av fisk. En naturlig och diversifierad ålders- och storleksfördelning bidrar till resiliens och produktivitet i en fiskpopulationen och kan minska evolutionära negativa effekter av fiske. Äldre och större individer (megaspawners) bidrar relativt sett mer till reproduktionen och kan därmed spela en ojämförligt stor roll för förnyringen i populationen. En naturlig ålders- och storleksstruktur bidrar också till att arter kan utföra sina funktioner som födoresurs och predatorer i ekosystemen på ett naturligt sätt. Den traditionella indikatorn lekbiomassa (SSB) säkerställer bara att det finns tillräcklig mängd individer som är vid eller över åldern för könsmognad, men tar i övrigt inte hänsyn till faktorer som är kopplade till populationens ålders och storleksstruktur. Åldersstrukturen, och inte storleksstrukturen, har valts som indikator främst beroende på att analytiska populationsmodeller där fiskeridödlighet och lekbiomassa beräknas är åldersbaserade.

En indikator för åldersfördelning i en population som tar hänsyn till andel äldre individer kan således bidra till en långsiktigt hållbar förvaltning av fisk som resurs för kommande generationer. Indikatorn kan för andra fiskarter även användas i relation till Deskriptor 1 – Kriterium 3 som beskriver att *”de demografiska egenskaperna för populationerna (t.ex. kroppsstorleks- eller åldersklasstruktur eller könsfördelning, fruktsamhet och överlevnadsfrekvens) inom arten tyder på en frisk population som inte är negativt påverkad av mänsklig verksamhet”*.

God miljöstatus

Indikatorerna 3.1A Fiskeridödlighet (F) för alla kommersiellt nyttjade populationer, 3.2A Lekbiomassa för alla kommersiellt nyttjade fiskpopulationer ligger tillsammans med indikatorn 3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer till grund för bedömning av ekosystemkomponenten kommersiellt nyttjade fiskarter under deskriptor 3 enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter [HVMFS 2012:18](#).

Metod

Övervakningen ska ske enligt metodbeskrivningen i övervakningsprogrammet [Fisk och kräftdjur i utsjön](#).

Populationers åldersfördelning bedöms mot en modellerad åldersfördelning vid en given fiskeridödlighet. Bedömningen görs för kategori 1 bestånd (enligt ICES karakterisering) där data och kunskap tillåter en beståndsanalys som baserar sig på ålderstrukturerade populationsmodeller. Populationens åldersstruktur under bedömningsperioden (6 år) jämförs med ett modellerat jämviktsläge för åldersfördelningen vid en given fiskeridödlighet.

Referensvärdet i åldersstrukturen för en population relateras till fiskeridödligheten vid maximalt hållbart nyttjande (F_{MSY}).

Tröskelvärde

När kvoten mellan ett observerat värde för åldersfördelning och åldersfördelningen vid ett modellerat halverat fisketryck är lika med eller överstiger 1 (≥ 1) för populationer där det finns en analytisk bedömning och ett F_{MSY} -värde.

Bakgrund och princip för tröskelvärdet

Tröskelvärdet är baserad på en modellerad åldersfördelning vid ett definierat fisketryck relaterat till F_{MSY} , dvs. målsättning för fiskeridödlighet enligt den gemensamma fiskeripolitiken ([EU](#)

Havs och Vatten myndigheten

[1380/2013](#)). För många kategori 1 bestånd, det vill säga bestånd där en analytisk beståndskattning kan utföras, beräknas referenspunkter genom utvärdering av förvaltningsstrategier (MSE). Tröskelvärden beräknas genom att köra beståndsmodellen till jämvikt vid konstant fiskeridödlighet (F), där F relaterar till förvaltningens mål (ex. F_{MSY} eller F_0 för ett ofiskat bestånd). Eftersom förvaltningen har som mål att uppnå populationer med en stor andel stora och gamla individer som kännetecknar hälsosamma bestånd har relevant fiskeridödlighet vid beräkning av tröskelvärden satts till $0,5 \times F_{MSY}$. Den åldersbaserade indikatorn $\bar{A}BI$ anges sedan relativt detta tröskelvärde ($0,5 \times F_{MSY}$) så att ett kvoten mindre eller större än 1 visar om populationen innehåller färre eller fler gamla fiskar än vad som predikterats vid jämvikt för fiskeridödligheten $0,5 \times F_{MSY}$. Indikatorena för Fiskeridödlighet (3.1A) och Lekbiomassa (3.2A) anges som ett medelvärde för bedömningsperioden (6 år) HVMFS 2012:18 och motsvarande metodik används för åldersstrukturen.

Bedömningsområde

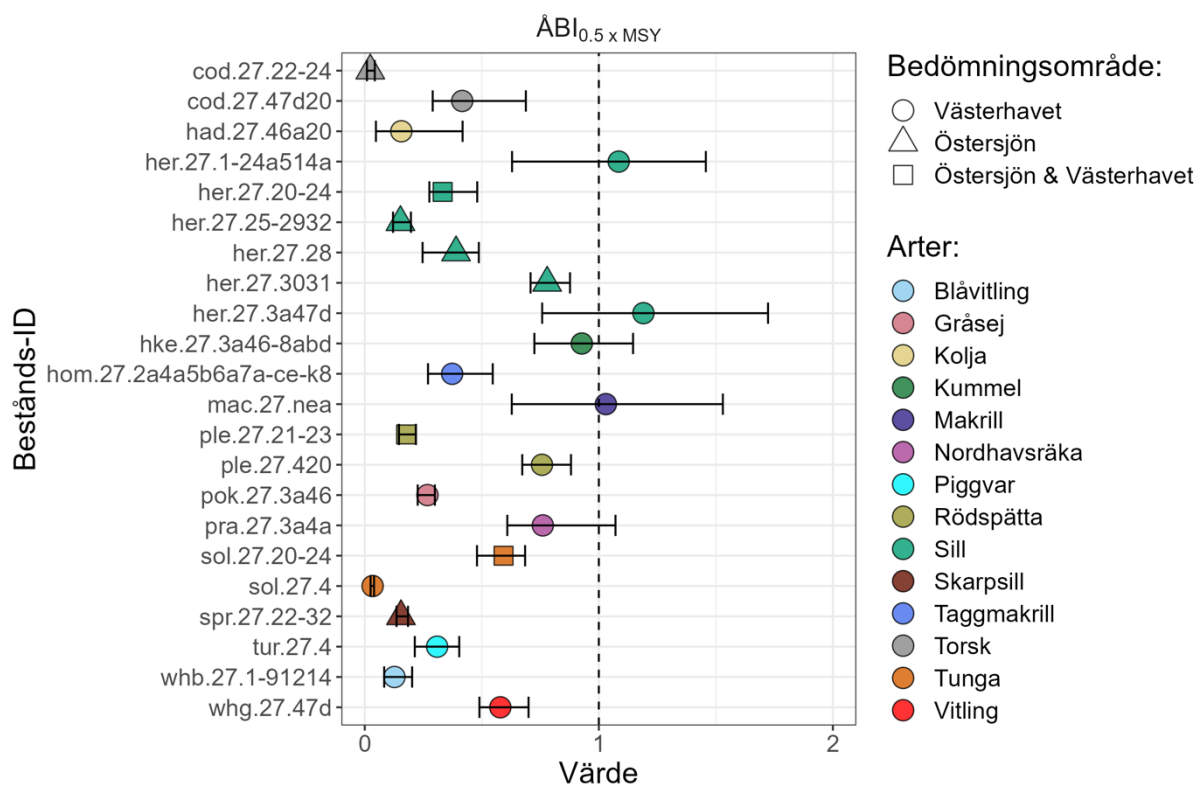
Västerhavet och Östersjön enligt bilaga 1 Karta 1 i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter [HVMFS 2012:18](#).

Den geografiska skalan för bedömning av individuella bestånd/arter sätts av fiskeriförvaltningen. Dessa bestånd fördelas sedan ut på de svenska bedömningsområdena.

Bedömning 2024

Bland de kommersiellt nyttjade arter som är relevanta för Sverige i Västerhavet klaras tröskelvärden för bestånden "*Norsk vårlekande sill i nordöstra Atlanten och Arktis*", "*Höstlekande sill i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen*" samt "*Makrill i Nordostatlanten*". De bedöms därmed ha en åldersstruktur som bidrar till en långsiktigt hållbar förvaltning. Övriga 14 relevanta bestånd i Västerhavet för klarar inte tröskelvärden för åldersstruktur (se Fig. 2). Inom denna kategori finns torsk, kolja, kummel, taggmakrill, rödspotta, nordhavsräka, piggvar, tunga, vitling, blåvitling, samt ett bestånd av sill.

Bland de kommersiellt nyttjade arter som är relevanta för Sverige i Östersjön klaras inte tröskelvärden för något bestånd. De bedöms därmed inte ha en åldersstruktur som bidrar till en långsiktigt hållbar förvaltning. Bland de åtta bestånd som kunnat bedömas mot tröskelvärden för åldersstruktur (se Fig. 2) finns torsk, sill, skarpsill, rödspotta och tunga. Helcom anger trenden i utveckling för indikatorn $\bar{A}BI_{MSY}$ motsvarande den som presenteras i detta faktablad, men gör ingen jämförelse mot tröskelvärden (HOLAS III, 2023).



Figur 2. Åldersbaserade indikatorn ABI i relation till åldersstrukturen vid ett fisketryck motsvarande $0,5 \times F_{\text{msy}}$, där ett värde under 1 anger att tröskelvärdet inte klaras. Indikatorn presenteras som ett medelvärde för bedömningsåren 2016–2021 med min/max-värde som spridningsmått. Beståndens ID enligt ICES nomenklatur, där bedömningsområden (symbol) och arter (färg) specificerats för att underlätta tolkning av grafen.

Detaljerad beskrivning och redovisning av resultat

Bedömningsområden: Bedömningen sker för bestånd av relevans för Sverige i Östersjön samt i Västerhavet som en del av subregion det större Nordsjön. Enskilda bestånd kan ha utbredningsområden som är mindre eller större än dessa avgränsningar. I de fall ett bestånds utbredning inkluderar delar av både Östersjön och Nordsjön används resultatet för bedömning i båda dessa områden.

Tidsperiod som bedömningen avser: 2016–2021

Tabell 1 Summering av bedömning per bestånd. Trendbedömning kunde inte genomföras eftersom tröskelvärden är modellerad utifrån ett tidsserie. Resultat för indikatorn åldersstruktur i fiskbestånden där ABI anges relativt den åldersstruktur som förväntas om beståndet under lång tid fiskats vid halva F_{MSY} (Standardiserat tröskelvärdet = 1) och givet nuvarande selektivitet i fisket. Bestånden och deras bedömningsområden identifieras genom det ID som används i ICES rådgivning.

Art & Bestånd ID	Tröskelvärde	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet
Torsk cod.27.22-24	1	0,02	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Torsk cod.27.47d20	1	0,42	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Kolja had.27.46a20	1	0,16	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Sill her.27.1-24a514a	1	1,08	Klarar tröskelvärde	Hög
Sill her.27.20-24	1	0,33	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Sill her.27.25-2932	1	0,15	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Sill her.27.28	1	0,39	Klarar inte tröskelvärde	Hög

Havs och Vatten myndigheten

Art & Bestånd ID	Tröskelvärde	Observerat värde	Bedömning	Tillförlitlighet
Sill her.27.3031	1	0,78	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Sill her.27.3a47d	1	1,19	Klarar tröskelvärde	Hög
Kummel hke.27.3a46-8abd	1	0,93	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Taggmakrill hom.27.2a4a5b6a7a-ce-k8	1	0,37	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Makrill mac.27.nea	1	1,03	Klarar tröskelvärde	Hög
Rödspätta ple.27.21-23	1	0,18	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Rödspätta ple.27.420	1	0,76	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Gråsej pok.27.3a46	1	0,27	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Nordhavsräka pra.27.3a4a	1	0,76	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Tunga sol.27.20-24	1	0,59	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Tunga sol.27.4	1	0,03	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Skarpsill spr.27.22-32	1	0,15	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Piggvar tur.27.4	1	0,31	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Blåvittling whb.27.1-91214	1	0,13	Klarar inte tröskelvärde	Hög
Vittling whg.27.47d	1	0,58	Klarar inte tröskelvärde	Hög

Tabell 2. Summering av arter och bestånd där bedömning varit möjlig och som bedömts vara av relevans för Sveriges bedömning i region Östersjön och Västerhavet som en del av delregion Nordsjön. För beståndens identifikation används ICES nomenklatur och tabellen anger även längden på den tidserie av data som använts för att parametrisera modellerna.

Artnamn	Vetenskapligt namn	Bedömningsområde	Bestånds ID	Dataserie för modellen
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Östersjön	her.27.25-2932	1974-2020
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Östersjön	her.27.20-24	1991-2020
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Östersjön	her.27.28	1977-2020
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Östersjön	her.27.3031	1963-2020
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Nordsjön	her.27.3a47d	1947-2020
Sill	<i>Clupea harengus</i>	Nordsjön	her.27.1-24a514a	1988-2020
Makrill	<i>Scomber scombrus</i>	Nordsjön	mac.27.nea	1980-2020
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	Östersjön	spr.27.22-32	1974-2020
Gråsej	<i>Pollachius virens</i>	Nordsjön	pok.27.3a46	1967-2020
Rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	Östersjön	ple.27.21-23	1999-2020
Rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	Nordsjön	ple.27.420	1957-2020
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	Östersjön	cod.27.22-24	1985-2020
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	Nordsjön	cod.27.47d20	1963-2020
Kolja	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Nordsjön	had.27.46a20	1972-2021
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	Nordsjön	whg.27.47d	1978-2020
Åkta tunga	<i>Solea solea</i>	Nordsjön	sol.27.4	1957-2020
Åkta tunga	<i>Solea solea</i>	Nordsjön	sol.27.20-24	1984-2020
Kummel	<i>Merluccius merluccius</i>	Nordsjön	hke.27.3a46-8abd	1978-2020

Havs och Vatten myndigheten

Artnamn	Vetenskapligt namn	Bedömningsområde	Bestånds ID	Dataserie för modellen
Taggmakrill	Trachurus trachurus	Nordsjön	hom.27.2a4a5b6a7a-ce-k8	1982-2020
Blåvitling	Micromesistius poutassou	Nordsjön	whb.27.1-91214	1981-2020
Nordhavsräka	Pandalus borealis	Nordsjön	pra.27.3a4a	1970-2020
Piggvar	Scophthalmus maximus	Nordsjön	tur.27.4	1981-2020

Bedömningen görs utifrån de beståndsmodeller som används inom fiskeriförvaltningen och skattningen av åldersstrukturen bedöms därför ha god tillförlitlighet. I några fall har det funnits problem med tillförlitligheten i åldersläsningarna, men dessa bestånd bedöms då med enklare beståndsanalyismetoder och kommer ej i fråga för en bedömning med indikatorn för åldersstruktur.

Klimataspekter

Generellt gynnas arter som är mindre av varmare vatten. Dessutom minskar genomsnittliga längden per individ vid varmare vattentemperaturer.

Utveckling framåt

Indikatorn har här tagits fram enligt en generell modell för åldersstruktur att användas för alla bestånd och arter med analytisk åldersbaserad beståndsbedömning. Skulle denna indikator komma att användas inom ICES beståndsarbetsgrupper kan tröskelvärden behöva anpassas för att ta hänsyn till enskilda bestånds livshistoria och exploateringsmönster. Indikatorn kan även med vidareutveckling översättas från ålder till längd för att ge kompletterande information om storleksfördelning i populationerna i relation till tröskelvärden, där löpande datainsamling om storlek vid ålder ger möjlighet till kalibrering för variation i tillväxthastigheter. Beaktande av både ålder och storlek i åtgärdsarbetet är av stor vikt för att hitta kombinationer av fiskeridödlighet och selektivitet i fisket som möjliggör en återhämtning av beståndens ålders- och storleksstruktur. Skulle fiskeridödligheten minska förväntas indikatorn ÅBI att öka med en viss fördröjning. En förbättrad selektivitet i fiskets uttag av individer i framtiden kan också bidra till en bättre status för fler bestånd med avseende på åldersstruktur.

Policyrelevans

Havsmiljödirektivet: deskriptor och kriterium	Vattendirektivet: kvalitetsfaktor	Annan EU-lagstiftning	Nationella miljö kvalitetsmål	Regionalt (Helcom, Ospar) och/eller annan policyrelevans
<p>Deskriptor 3. Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur</p> <p>Kriterium D3C3. Ålders- och storleksfördelning av individer i populationerna av kommersiellt utnyttjade arter indikerar en frisk population. Detta ska inkludera en hög andel äldre/stora individer och begränsade negativa effekter</p> <p>Bedömningen kan även användas för Deskriptor 1 (D1C1)</p>		<p>Deskriptor 3 kopplar direkt till den gemensamma fiskeripolitikens mål för lekbiomassa och fiskeridödlighet</p> <p>Detta kriterium saknas i fiskeripolitiken</p>	Hav i balans samt levande kust och skärgård	Helcom: Indikatorn används för att indikera riktning i HOLAS 3

Havs och Vatten myndigheten

Rapporteringsuppgifter

Kan behöva kompletteras när vi har en uppdaterad rapporteringsvägledning.

Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Detta är "Features" i schemat i rapporteringen. För varje indikator faller det antingen under Tabell 1 eller Tabell 2a i HMD Bilaga III. Ta bort den som inte är relevant.

Grundläggande förhållanden (Bilaga III, Tabell 1)

Tema	Ekosystemrelaterad faktor
Arter	Fiskar

Belastning och påverkan (Bilaga III, Tabell 2a)

Tema	Belastning
Biologiskt	Uttag av, eller dödlighet/skada hos, vilda arter (genom yrkes- och fritidsfiske och annan verksamhet)

Utnyttjande och mänsklig verksamhet (Bilaga III, Tabell 2b)

Tema	Belastning
Utvinning av levande resurser	Fångst av fisk och skaldjur (yrkesmässigt, fritidsfiske)

Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Bestånd av kommersiella arter med analytisk beståndsuppskattning för alla besåtnad som listas i tabell 1 och 2	Åldersstruktur i relation till modellerad referenspopulation	Ålder (enhetslöst som kvot)

Ingående parametrar, övervakning, datavärd och länk till datapaket

Parameter	Övervakningsprogram enligt havsmiljöförordningen	Datavärd samt databas med hyperlänk	Hyperlänk till rådata-snapshot	Hyperlänk till metadata
Ålder	Fisk och kräftdjur i utsjön	Ex. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) Databasen FD2	Sammanfattning av de beståndsanalyser som ligger till grund för bedömningen inklusive grafer https://maxcardinale.sinyapps.io/Indicators/	Sammanfattning av de beståndsanalyser som ligger till grund för bedömningen inklusive grafer https://maxcardinale.sinyapps.io/Indicators/

Havs och Vatten myndigheten

Fördjupad beskrivning av indikatorn

Introduktion

Kommersiellt fiske påverkar marina fiskpopulationer på flera olika sätt och med ofta långtgående effekter för beståndens status (Halpern m.fl., 2008; Jennings & Kaiser, 1998). Förutom direkt och indirekt dödlighet som orsakas av fisket finns även kopplingar till minskad kroppsstorlek hos fisken (Darimont m.fl., 2009; Swain m.fl., 2007), tidigare könsmognad (Law, 2000; Olsen m.fl., 2004), såväl som utarmning av livsmiljöer och ekosystem (Rijnsdorp m.fl., 2020; Turner m.fl., 1999). Fiskets tendens att rikta in sig på större och äldre fiskar som betingar ett högre pris (Pauly m.fl., 1998), orsakar ytterligare förändringar i storleks- och åldersstrukturen hos kommersiella bestånd (Barnett m.fl., 2017; Blanchard m.fl., 2005; Hsieh m.fl., 2010).

Regleringen av kommersiellt fiske enligt den gemensamma fiskeripolitiken syftar till att säkerställa att fiske sker på hållbara nivåer, där den totala tillåtna fångsten sätts till en nivå som teoretiskt maximerar avkastningen samtidigt som sannolikheten för beståndskollaps långsiktigt minimeras (exempelvis maximal hållbar avkastning (MSY) Dichmont m.fl., 2010; Mace, 2001; Rindorf m.fl., 2017). Navet i denna förvaltningsprocess är analytiska beståndsbedömningsmodeller (t.ex. Methot & Wetzel, 2013; Nielsen & Berg, 2014), som ger en beskrivning av beståndsstus och förutsäger hur biomassan (B eller SSB) svarar på en given exploateringsgrad, d.v.s. fiskedödlighet (F). Denna bedömning kräver referenspunkter, som anger tröskelnivå för klassificering av exploateringsgrad och beståndsstus. I många av världens större fiskerier används F_{MSY} (det F som ger MSY) och B_{MSY} (biomassan vid MSY) som referensvärden för att utvärdera beståndsstus (B) och exploateringsgrad (F). Enkelt uttryckt, om ett bestånd uppskattas befinna sig under tröskelvärdet F_{MSY} och samtidigt över B_{MSY} , bedöms det ha en god status och förväntas långsiktigt kunna fortsätta producera vid MSY. Dessa referenspunkter omvandlas följaktligen till målnivåer för förvaltare och beslutsfattare (ICES, 2022a), och implementeras utifrån EU:s gemensamma fiskeripolitik (CFP; EU, 2013) och EU:s Havsmiljödirektiv (EU-COM, 2008). Konceptet används även i andra delar av världen ex. USA (Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act MSFMCA, 2007), Kanada - Fisheries and Oceans Canadas Fishery Decision Making Framework (DFO 2009), och Nya Zeeland (Ministry of Fisheries, 2008).

Marin förvaltning har vanligen ramverk med påverkan- och statusindikatorer som vägleder regleringar och åtgärdsarbete. Sådana ramverk återfinns i den gemensamma fiskeripolitiken (GFP) såväl som Havsmiljödirektivet (HMD), samt i de regionala havskonventionerna Oskar och Helcom (Probst m.fl., 2016). I sådana ramverk kan en påverkansindikator vara direkt kopplad till en statusindikator genom orsakssamband (Jennings, 2005). Till exempel betraktas Lekbiomassan SSB och Fiskeridödligheten F allmänt som status- respektive påverkansindikatorer, eftersom en förändring i F förväntas orsaka en förutsägbar förändring i SSB.

Alla fiskindivider kan inte förväntas bidra lika mycket till fiskbeståndets produktivitet och resiliens. Hos ett antal arter har större och ofta äldre fiskar visat sig producera större ägg av högre kvalitet (dvs. bättre fettsyresammansättning i gulan) än första- eller andragångslekare (Hixon m.fl., 2014; Rideout m.fl., 2005 Trippel, 1998). Dessa större ägg av högre kvalitet resulterar i större storlek vid kläckning, snabbare tillväxt i tidiga livsstadier och i slutändan i en högre överlevnad. Den relativa fruktsamheten (dvs antalet producerade ägg per enhet kropps vikt) ökar också med honans kropps vikt (Cooper m.fl., 2013), och större individer har visat sig ha högre lekfrekvens än mindre individer (Marshall m.fl., 2022), vilket gör att äldre och större fiskar kan bidra oproportionerligt mycket till beståndets produktivitet (Barneche m.fl., 2018). Dessutom har äldre fiskar visat sig

Havs och Vatten myndigheten

I leka under en längre period, vilket ger en population med större motståndskraft mot miljövariationer via potentiella förändringar i fenologi vid klimatförändring (Brander, 2005; Wright & Trippel, 2009). Havsmiljödirektivet har genom sin Deskriptor 3 Kriterium 3 (D3C3) därför utökat detta F-SSB indikatorramverk genom att exploaterade fiskbestånd ska uppvisa "en ålders- och storleksfördelning som är indikativa för hälsosamma bestånd" (EU-COM, 2008, 2017).

Ålders- och storleksstruktur har vidare påverkan på fiskbeståndens rumsliga fördelning (Planque m.fl., 2011). Äldre och därmed större fiskar förväntas ha bredare ekologiska nischer, större energireserver och därigenom bättre förutsättningar att nyttja marginella livsmiljöer. De anses även kunna förmedla information om vandringsvägar mellan olika livsmiljöer till yngre fiskar genom mekanismer för beståndets kollektiva minne (Corten, 2002; Petitgas m.fl., 2006). Detta fenomen kan vara särskilt relevant för stimbildande arter, exempelvis sill (*Clupea harengus*) där val av övervintringsområden har kopplats till lokala miljöfaktorer såväl som populationsstorlek och åldersstruktur (Corten, 1999; Macdonald m.fl., 2017). Denna typ av kunskap motsäger det förhärskande antagandet inom beståndsanalys i dagens fiskeriförvaltning; att könsmogen fisk i olika åldrar bidrar lika (dvs. proportionellt till fiskens vikt) till beståndens återväxt. Eftersom större och äldre fiskar förväntas spela en avgörande roll för vilda fiskpopulationers produktivitet, resiliens och motståndskraft mot stressfaktorer, finns det en växande oro att en förvaltningen av fiske som enbart baseras på F och SSB kan förbise viktiga aspekter av beståndsstatus, nämligen deras ålder och storleksstruktur. Marshall m.fl. (2021) visar i en ny studie att gängse metodik för beståndsbedömning, som antar att rekryteringspotentialen är proportionell mot lekbiomassan utan att ta hänsyn till betydelsen av ålder och/eller storleksstruktur, resulterar i en fiskeridödlighet som systematiskt är för hög med ökad risk för överfiske i 32 av världens största fiskerier.

Ett fiskbestånds ålder och storleksstruktur kan bedömas med hjälp av åldersbaserade indikatorer (ÅBI) eller längdbaserade indikatorer (LBI) (Probst m.fl., 2013a; Probst m.fl., 2013b; Shin m.fl., 2005; Trenkel m.fl., 2007). Som ett direkt svar på kriteriet D3C3 har forskarsamhället föreslagit flera indikatorer för att övervaka förekomsten och/eller andelen större och äldre fiskar (Brunel & Piet, 2013; Froese, 2004; ICES, 2016, 2017a, b; Vasilakopoulos m.fl., 2020). Två sådana LBI:er som har fått stöd är 95:e percentilen av fisklängdsfördelningen (L_{95}) och andelen fisk större än medelstorleken vid könsmognad (P_{mat}) (EU-COM, 2017). Båda dessa indikatorer har dock några gemensamma begränsningar som försvårar tolkningen av indikatorerna. Specifikt har de visat sig vara känsliga för nyrekrytering där stora inkommande årsklasser orsakar skevheter i storleksfördelningen mot mindre medelstorlek och lägre indikatorvärde, trots att en god rekrytering återspeglar något positivt (Probst m.fl., 2013a). Indikatorerna saknar också etablerade referenspunkter för de stora utsjöbestånden, en egenskap som är kritisk för en tillämpning i fiskeriförvaltningen (Probst m.fl., 2021). Det finns alltså ett tydligt behov av ålders- och storleksbaserade indikatorer som ger direkt information om större och äldre fiskar, är okänsliga för nyrekrytering och har referenspunkter som harmoniserar med förvaltningsmålen.

I faktabladet hanterar vi behovet av ÅBI för exploaterade fiskbestånd och föreslår en ny ÅBI: åldersstruktur i förhållande till den beräknade åldersstrukturen vid $0.5 F_{MSY}$. Vi tillämpar indikatorn ÅBI $0.5 MSY$ på 22 kommersiellt viktiga fiskbestånd som förekommer i svenska vatten inom bedömningsområdena Nordsjön och Östersjön. Resultaten visar att ÅBI $0.5 MSY$ ger ny information om status för kommersiella bestånd genom att inkludera åldersstrukturen, som ett komplement till uppskattningar av SSB och F. Med hjälp av simuleringar utvärderar vi ÅBI $0.5 MSY$:s förmåga att korrekt klassificera "sann" beståndsstatus med avseende på en biomassa tröskel vid 80 % av B_{MSY} (ett mål som vanligtvis används för att definiera ett friskt bestånd; MSFMCA, 2007; DFO, 2009; Sharma m.fl., 2021), vilket ger en tydligt definierad koppling mellan åldersstrukturen för exploaterade bestånd och nuvarande politiska mål. Sammanfattningsvis visar

Havs och Vatten myndigheten

vi att $\text{ABI}_{1/2 \text{ MSY}}$ och dess MSY-referenspunkt är lätta att tillämpa och redo att integreras i nuvarande rådgivande ramverk för fiskeförvaltning.

Material och metoder

Beståndsanalyser för fiskeriförvaltningen är i många fall åldersbaserade. Förekomst av fisk i havet fås genom provfisken och uppgifter om fångsterna fås från landningsdata i kombination med provtagning av de kommersiella fiskerierna. Stickprov av fisk från provtagningen ger information om beståndens åldersstruktur, vanligen genom åldersläsning av fiskens hörselstenar. Detaljerna kring hur denna åldersinformation inkorporeras i modellerna för olika bestånd och arter kan skilja sig åt och detaljeras i ICES årliga rapporter från beståndsarbetsgrupperna. De datamängder som samlats in för beräkningar av de åldersbaserade indikatorerna i detta faktablad beskrivs närmare i dokumentationen för ICES nyliga workshops kring referenspunkter (ICES, 2022c, d). Årliga indikatorvärden och tröskelvärdena för åldersstruktur erhålls sedan ur de analytiska beståndsmodellerna såsom det beskrivs nedan.

För att kunna bedöma åldersstrukturen vid given tidpunkt behövs ett referensvärde. Referensvärdena för åldersfördelning tas fram genom att modellen körs över lång tid till ett jämviktssläge vid en konstant fiskeridödlighet (F). För bedömningen enligt detta faktablad beslutade nationell förvaltning att fiskeridödligheten som ger tröskelvärdet för åldersstrukturen ska vara $[0,5 \times F_{\text{MSY}}]$. Beståndsanalysen kräver dessutom antaganden kring ålder vid könsmodnhet, vikt vid ålder, dödlighet vid ålder samt fiskets selektivitet – parametrar som i sig påverkar åldersstrukturen i modellen. För beräkning av åldersindikatorn förutsätts att dessa parametrar i beståndsanalysen definierats utifrån bästa tillgängliga kunskap. Beståndets rekrytering beskrivs i dessa modeller med hjälp av en segmenterad regression som använder Ices B_{LIM} som brytpunkt. Jämvikt i modellen definieras som att SSB har stabiliserats i en framåtblickande modellkörning. Baserad på åldersfördelningen vid denna jämvikt kan den förväntade andelen äldre fisk för tröskelvärdet beräknas vid vald fiskeridödlighet $0,5 F_{\text{MSY}}$. Andelen äldre fisk under ett givet år kan sedan relateras direkt till detta tröskelvärde och ger därmed ett relativt mått ($\text{ABI}_{[0,5 \text{ MSY}]}$ – Ålderbaserad indikator) där $\text{ABI} \geq 1$ innebär en tillfredställande åldersstruktur. Indikatorn baserar således på en jämförelse mellan nuvarande åldersstruktur och en teoretisk åldersstruktur som modellen ger för en definierad exploateringsgrad (ex. vid $0,5 F_{\text{MSY}}$).

För att beräkna $\text{ABI}_{[0,5 \text{ MSY}]}$ ingår ytterligare steg baserat på åldersstrukturen vid jämvikt som beskrivs ovan. I nästa steg, exkluderas den yngsta åldersklassen i beståndet för att minska påverkan från naturlig variation i rekryteringen. Detta förhindrar att en stark rekrytering, dvs. stor andel ungfisk ett år, leder till ett lågt indikatorvärde för åldersstrukturen. Efter exkludering av första årsklassen, beräknas 90:e percentilen i åldersfördelningen för den valda fiskeridödligheten. Åldern som är närmast detta värde definieras som referensvärde ($\text{Å}_{[0,5 \text{ MSY}]}$). Den 90:e percentilen användas eftersom det finns en rad andra indikatorer som använder denna brytpunkt (ICES 2017). Eftersom referensvärdet $\text{Å}_{[1/2 \text{ MSY}]}$ faller ut som en diskret ålder beräknas $P_{[1/2 \text{ MSY}/0/x]}$ som den verkliga proportionen av individer som är äldre än åldern $\text{Å}_{[1/2 \text{ MSY}]}$. Detta beräkningssteg hanterar problemet med diskreta åldrar (ex. 2, 3 el. 4 år) där en kontinuerlig indikator önskas.

Nästa steg i beräkningen är att beräkna andelen fisk (P_i) som är äldre än referensen vid 90:e percentilen ($P_{[1/2 \text{ MSY}/0/x]}$) för vart och ett av åren som ingår i bedömningen. Indikatorn $\text{ABI}_{[1/2 \text{ MSY}]}$ beräknas sedan enligt följande:

$$\text{ABI}_{[1/2 \text{ msy}]} = P_i / P_{[1/2 \text{ msy}]}$$

Havs och Vatten myndigheten

Denna process upprepas för alla bestånd som ingår i bedömningen. För ytterligare detaljer om bedömningen se Griffiths m.fl. (in press). I bakgrundsrapporten gjordes även korrelationsanalyser för att undersöka korrelationen mellan indikatorn $\text{ÅBI}_{[0.5 \text{ MSY}]}$ och rekrytering, lekbiomassa samt fiskeridödlighet. Ingen tydlig korrelation kunde påvisas med vare sig rekrytering eller lekbiomassa, dock återfanns en stark korrelation mellan $\text{ÅBI}_{[0.5 \text{ MSY}]}$ och fiskeridödlighet. Resultatet visar att indikatorn $\text{ÅBI}_{[0.5 \text{ MSY}]}$ ger information om effekter av fisket (F) som inte fångas upp av indikatorerna för lekbiomassa och rekrytering (Griffiths m.fl., in press).

Bedömningen kunde genomföras för populationer i både Nordsjön och Östersjön där varje population har en unik utbredning inom respektive förvaltningsområde, men som även kan sträcka sig utanför det bedömda området. I de fall där populationens utbredningsområde innefattar delar av både Nordsjön och Östersjön används bedömningen i enlighet med Havsmiljöförordningen bedömningsområdena.

Resultat

I föreliggande faktablad kunde 22 bestånd med analytisk beståndsuppskattning och med relevans för svenska vatten inkluderas för bedömning av åldersstruktur (Tabell 1). Nitton av dessa bestånd klarar ej sitt tröskelvärde för åldersstruktur och i bedömningsområdet Östersjön återfanns inte ett enda bestånd med en åldersstruktur över tröskelnivån (Tabell 2). I Västerhavet/Nordsjön klaras tröskelvärdet för bestånden "Norsk vårlekande sill i nordöstra Atlanten och Arktis", "Höstlekande sill i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen" samt "Makrill i Nordostatlanten". Övriga 14 bestånd i Västerhavet, som en del av subregion Nordsjön, klarar ej tröskelvärdet (Tabell 2).

Tabell 2 Resultat för indikatorn åldersstruktur i fiskbestånden där ÅBI anges relativt den åldersstruktur som förväntas om beståndet under lång tid fiskats vid halva F_{msy} (Standardiserat tröskelvärdet $TV = 1$) och givet nuvarande selektivitet i fisket. Bestånden och deras bedömningsområden identifieras genom det ID som används i ICES rådgivning.

Art	Bestånd	Observerat värde $\text{ÅBI}_{(0.5 \times \text{MSY})}$	Bedömning
Torsk	cod.27.22-24	0,02	Klarar inte TV
Torsk	cod.27.47d20	0,42	Klarar inte TV
Kolja	had.27.46a20	0,16	Klarar inte TV
Sill	her.27.1-24a514a	1,08	Klarar TV
Sill	her.27.20-24	0,33	Klarar inte TV
Sill	her.27.25-2932	0,15	Klarar inte TV
Sill	her.27.28	0,39	Klarar inte TV
Sill	her.27.3031	0,78	Klarar inte TV
Sill	her.27.3a47d	1,19	Klarar TV
Kummel	hke.27.3a46-8abd	0,93	Klarar inte TV
Taggmakrill	hom.27.2a4a5b6a7a-ce-k8	0,37	Klarar inte TV
Makrill	mac.27.nea	1,03	Klarar TV

Havs och Vatten myndigheten

Art	Bestånd	Observerat värde ÅBI _(0.5 x MSY)	Bedömning
Rödspätta	ple.27.21-23	0,18	Klarar inte TV
Rödspätta	ple.27.420	0,76	Klarar inte TV
Gråsej	pok.27.3a46	0,27	Klarar inte TV
Nordhavsräka	pra.27.3a4a	0,76	Klarar inte TV
Tunga	sol.27.20-24	0,59	Klarar inte TV
Tunga	sol.27.4	0,03	Klarar inte TV
Skarpsill	spr.27.22-32	0,15	Klarar inte TV
Piggvar	tur.27.4	0,31	Klarar inte TV
Blåvitling	whb.27.1-91214	0,13	Klarar inte TV
Vitling	whg.27.47d	0,58	Klarar inte TV

Diskussion

Större och äldre fiskindivider spelar enligt tillgänglig kunskap ofta en viktig roll för beståndsproduktiviteten och populationernas resiliens (Barneche m.fl., 2018; Hixon m.fl., 2014; Macdonald m.fl., 2017; Marshall m.fl., 2022; Rideout m.fl. 2005; Wright & Trippel, 2009). Trots detta ignoreras ofta betydelsen av större och äldre fiskar i fiskeförvaltningen där kvoterna (TAC) rekommenderas baserat enbart på relationen mellan lekbiomassa (SSB) och fiskeridödlighet (F) och deras respektive referenspunkter, med liten eller ingen hänsyn till ålder och/eller storleksstruktur (Marshall m.fl., 2021). För att övervaka denna aspekt av hållbart nyttjande har vi utvecklat en ny åldersbaserad indikator (ÅBI) och tillämpat den på totalt 22 bestånd varav 14 bestånd återfinns i Nordsjön, 5 bestånd i Östersjön och 3 bestånd med överlappande utbredning i båda dessa subregioner. Resultaten visar att endast 3 bestånd klarar tröskelvärdet för ÅBI vid F 0.5 MSY och att återstående 19 bestånd har proportionellt färre äldre fiskar än önskvärt. Resultaten är inte oväntade med tanke på att alla 22 bestånd har varit hårt fiskade under stora delar av förra seklet (t.ex. Cardinale m.fl., 2010; Daan m.fl., 2005; Engelhard m.fl., 2014).

Vi har också visat att ÅBI_{MSY}-värden varierar beroende på område och taxonomisk familj, med bestånd i Nordsjön, Keltiska havet och Östersjön. Bestånd som inte når målen för åldersstruktur återfinns bland demersala arter såsom torskfiskar (Gadidae) och plattfiskar (Pleuronectiformes). Det finns också pelagiska arter som sillfiskar (Clupeidae) med en brist på äldre individer även om status varierar med bestånd och havsområde. Dessa iakttagelser matchar historiska exploateringsmönster, där höga nivåer av fiskeridödlighet och ett fiske riktat mot större och äldre individer av vissa arter i vissa områden har resulterat i en eroderad åldersstruktur (Barnett m.fl., 2017; Froese m.fl., 2016; Pauly m.fl., 1998). Dessa studier framhåller också att uppfyllandet av EU:s mål för Deskriptor 3 i Havsmiljödirektivet, avseende "en ålders- och storleksfördelning inom populationen som indikerar ett hälsosamt bestånd" (EU-COM, 2008, 2017) kan kräva förvaltningsåtgärder som inte bara varierar beroende på art och bestånd utan även mellan områden, ett förvaltningsmål som skulle vara möjligt under förutsättning att ålders- och/eller längdbaserade indikatorer integreras i fiskeriförvaltningsprocessen.

Havs och Vatten myndigheten

Baserat på tidigare utredningar kring D3C3 har tre kriterier tagits fram som riktlinjer för utveckling av operativa ÅBI och LBI (EU-COM, 2017) enligt vilket indikatorerna skall: (1) ge information om ålders- och/eller storleksstruktur för exploaterade fiskbestånd; (2) vara okänslig för variabilitet i rekrytering; och (3) ha fastställda referensnivåer som reflekterar förvaltningsmål. Vi har visat att ÅBI vid halverad MSY ger information om åldersstrukturen för kommersiellt viktiga bestånd, information som är komplementär till det nuvarande ramverket med påverkans- och tillstånd indikatorer i form av F och SSB.

Utvärderande korrelationsanalyser visar att ÅBI_{MSY} inte har någon tydlig relation till rekryteringen (R/RO) och endast uppvisar ett svagt positivt samband med lekbiomassan (SSB/Btrigger). Däremot uppvisar ÅBI_{MSY} ett starkt negativt samband med F/F_{MSY} (Griffiths m.fl., in press). Sammantaget är detta önskvärda egenskaper som visar att åldersindikatorn är känslig för påverkan från fiske men inte är redundant gentemot de andra statusindikatorerna. Det observerade sambandet mellan ÅBI_{MSY} och F illustrerar att exploateringsnivåer som överstiger F_{MSY} -referenspunkter resulterar i förlust av äldre fiskar och orsakar en trunkering i åldersstrukturen. Detta förstärks ytterligare av ett starkt positivt förhållande mellan ÅBI_{MSY} och antalet år med fiskeridödlighet $< F_{\text{MSY}}$. Dessa resultat återspeglar etablerad teori inom fiskeriforskningen att en reduktion av F till nivåer under F_{MSY} kommer att öka antalet större och äldre fiskar i populationen, med högre populationsproduktivitet och motståndskraft mot miljöstörningar som följd (Hixon m.fl., 2014; Froese m.fl., 2008; Wright & Trippel, 2009), och med bara små minskningar i den långsiktiga avkastningen (Mace, 1994). Sådana positiva kopplingar mellan beståndstatus och fiskeridödlighet under tröskelvärde F_{MSY} speglar också de senaste kraven på att MSY ska användas som ett gränsvärde, och inte som ett målvärde, av fiskeförvaltare (ICES, 2022a). Faktum är att detta förhållande är grundläggande för konceptet "Pretty Good Yield" som föreslagits av Hilborn (2010) med flera (Earle, 2021; Rindorf m.fl., 2017), och även utökats till ett flerartssammanhang av Rindorf m.fl. al. (2017), och för att visa på positiva effekter för ekosystem, resiliens och socioekonomi (Bastardie m.fl., 2022).

Indikatorn har här tagits fram enligt en generell modell för åldersstruktur att användas för alla populationer och arter med analytisk åldersbaserad beståndsbedömning. Skulle denna indikator komma att användas inom ICES beståndsarbetsgrupper kan tröskelvärden anpassas för att ta hänsyn till enskilda populations produktivitet, livshistoria och exploateringsmönster. Indikatorn kan även med vidareutveckling översättas från ålder till längd för att ge kompletterande information om storleksfördelning i populationerna i relation till tröskelvärden. Skulle fiskeridödligheten minska förväntas indikatorn ÅBI att öka med en viss fördröjning. En förbättrad selektivitet i fiskets uttag av individer i framtiden kan också bidra till en bättre status för fler populationer med avseende på åldersstruktur. I en ny rapport (STECF, 2022), där ålder även översatts som individstorlek, visas att fiskets selektivitet är av stor betydelse för vilket långsiktigt hållbart uttag av fisk som är möjligt. Kombinationen av förbättrad selektivitet och lägre fiskeridödlighet F har goda förutsättningar att ger förbättrad avkastning särskilt hos långlivade arter med sen könsmodnads som varit överfiskade. Detta kommer även att kunna utläsas som en förbättrad åldersstruktur hos populationen.

Författare: Christopher Griffiths, Massimiliano Cardinale, Henning Winker, Valerio Bartolino, Alessandro Orio and Håkan Wennhage

Havs och Vatten myndigheten

Referenser

- Barneche, D. R., Robertson, D. R., White, C. R., & Marshall, D. J. (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science*, 360(6389), 642–645. <https://doi.org/10.1126/science.aao6868>.
- Barnett, L. A. K., Branch, T. A., Ranasinghe, R. A., & Essington, T. E. (2017). Old-Growth Fishes Become Scarce under Fishing. *Current Biology*, 27(18), 2843-2848.e2. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.07.069>.
- Bastardie, F., Feary, D. A., Brunel, T., Kell, L. T., Döring, R., Metz, S., Eigaard, O. R., Basurko, O. C., Bartolino, V., Bentley, J., Berges, B., Bossier, S., Brooks, M. E., Caballero, A., Citores, L., Daskalov, G., Depestele, J., Gabiña, G., Aranda, M., ... van Vlasselaer, J. (2022). Ten lessons on the resilience of the EU common fisheries policy towards climate change and fuel efficiency—A call for adaptive, flexible and well-informed fisheries management. *Frontiers in Marine Science*, 9, 947150. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.947150>.
- Blanchard, J. L., Dulvy, N. K., Jennings, S., Ellis, J. R., Pinnegar, J. K., Tidd, A., & Kell, L. T. (2005). Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 405–411. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.006>.
- Brander, K. M. (2005). Cod recruitment is strongly affected by climate when stock biomass is low. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 339–343.
- Brunel, T., & Piet, G. J. (2013). Is age structure a relevant criterion for the health of fish stocks? *ICES Journal of Marine Science*, 70(2), 270–283. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss184>.
- Cardinale, M., Hagberg, J., Svedang, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., Borjesson, P., & Noren, F. (2010). Fishing through time: Population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat–Skagerrak over a century. *Population Ecology*, 52, 251–262.
- Cooper, W. T., Barbieri, L. R., Murphy, M. D., & Lowerre-Barbieri, S. K. (2013). Assessing stock reproductive potential in species with indeterminate fecundity: Effects of age truncation and size-dependent reproductive timing. *Fisheries Research*, 138, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.05.016>.
- Corten, A. (1999). A proposed mechanism for the Bohuslän herring periods. *ICES Journal of Marine Science*, 56(2), 207–220.
- Corten, A. (2002). The role of “conservatism” in herring migrations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries Volume*, 11, 339–361.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J. G., & Rice, J. C. (2005). Changes in the North Sea fish community: Evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62, 177–188.
- Darimont, C. T., Carlson, S. M., Kinnison, M. T., Paquet, P. C., Reimchen, T. E., & Wilms, C. C. (2009). Human predators outpace other agents of trait change in the wild. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(3), 952–954. <https://doi.org/10.1073/pnas.0809235106>.
- DFO. (2009). *A fishery decision-making framework incorporating the precautionary approach*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/sff-cpd/precaution-eng.htm>.
- Dichmont, C. M., Pascoe, S., Kompas, T., Punt, A. E., & Deng, R. (2010). On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(1), 16–21. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912091107>.
- Earle, M. (2021). Maximum sustainable yield in the EU’s Common Fisheries Policy—A political history. *ICES Journal of Marine Science*, 78(6), 2173–2181. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab037>.
- Engelhard, G. H., Righton, D. A., & Pinnegar, J. K. (2014). Climate change and fishing: A century of shifting distribution in North Sea cod. *Global Change Biology*, 20(8), 2473–2483. <https://doi.org/10.1111/gcb.12513>.

Havs och Vatten myndigheten

EU. (2013). Regulation (EU) No 1380/2013 of the European parliament and of the council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. *Official Journal of the European Union*, L354, 22–61.

EU-COM. (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 (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, L164, 19–40.

EU-COM. (2017). Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU. *Official Journal of the European Union*, L125, 43–74.

Froese, R. (2004). Keep it simple: Three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, 5(1), 86–91.

Froese, R., Stern-Pirlot, A., Winker, H. & Gascuel, D. (2008). Size matters: how single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 92, 231–241.

Froese, R., Winker, H., Gascuel, D., Sumalia, U.R. & Pauly, D. (2016) Minimising the impact of fishing. *Fish and Fisheries*, 17, 785–802.

Griffiths, C. A., Winker, H., Bartolino, V., Wennhage, H., Orio, A., & Cardinale, M. (in press). Including older fish in fisheries management: A new age based indicator and reference levels for commercial fish stocks. *Fish and Fisheries*.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., & Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319(5865), 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>.

Hilborn, R. (2010). Pretty Good Yield and exploited fishes. *Marine Policy*, 34(1), 193–196. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.04.013>.

Hixon, M. A., Johnson, D. W., & Sogard, S. M. (2014). BOFFFFs: On the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science*, 71(8), 2171–2185. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst200>.

HOLAS 3 (2023). HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2016-2021.

Hsieh, C., Yamauchi, A., Nakazawa, T., & Wang, W.-F. (2010). Fishing effects on age and spatial structures undermine population stability of fishes. *Aquatic Sciences*, 72(2), 165–178. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0122-2>.

ICES. (2016). Report of the Workshop on Guidance on Development of Operational Methods for the Evaluation of the MSFD Criterion D3.3 (WKIND3.3i), 14–17 March 2016, Copenhagen, Denmark. *ICES CM 2016/ACOM: 44*, 99pp.

ICES. (2017a). Report of the Workshop to consider F_{MSY} ranges for stocks in ICES categories 1 and 2 in Western Waters (WK_{MSY}REF4), 13–16 October 2015, Brest, France. *ICES CM 2015/ACOM: 58*, 187 pp.

ICES. (2017b). Report of the Workshop on guidance on development of operational methods for the evaluation of the MSFD criterion D3.3 (WKIND3.3ii), 1–4 November 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. *ICES CM 2016/ ACOM: 44*, 155 pp.

Havs och Vatten myndigheten

ICES (2022a). EU request for advice on developing appropriate lists for Descriptor 3 (commercially exploited fish and shellfish) reporting by EU Member States under MSFD Article 17 in 2024. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21332967>

ICES. (2022b). The Second Workshop on Lists of Commercial Fish and Shellfish species for reporting of MSFD D3 (WKD3Lists2). ICES Scientific Reports. 4:80. 131 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.21318255>

ICES. (2022c). Workshop on ICES reference points (WKREF1). *ICES Scientific Reports*, 4(2), 70 pp.

ICES. (2022d). Workshop on ICES reference points (WKREF2). *ICES Scientific Reports*, 4(68), 96 pp.

Jennings, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6(3), 212–232.

Jennings, S., & Kaiser, M. J. (1998). The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34, 201–212.

Law, R. (2000). Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 659–668. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0731>.

Macdonald, J. I., Logemann, K., Krainski, E. T., Sigurosson, B., Beale, C. M., Huse, G., Hjøllø, S. S., & Marteinsdottir, G. (2017). Can collective memories shape fish distributions? A test, linking space-time occurrence models and population demographics. *Ecography*, 41(6), 938–957.

Mace, P. M. (1994). Relationships between Common Biological Reference Points Used as Thresholds and Targets of Fisheries Management Strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(1). <https://doi.org/10.1139/f94-013>.

Mace, P. M. (2001). A New Role for MSY in Single-Species and Ecosystem Approaches to Fisheries Stock Assessment and Management. *Fish and Fisheries*, 2(1), 2–32.

Marshall, D. J., Bode, M., Mangel, M., Arlinghaus, R., & Dick, E. J. (2021). Reproductive hyperallometry and managing the world's fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(34), e2100695118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2100695118>.

Marshall, D. J., Barneche, D. R., & White, C. R. (2022). How does spawning frequency scale with body size in marine fishes? *Fish and Fisheries*, 23(2), 316–323. <https://doi.org/10.1111/faf.12617>.

Methot, R. D., & Wetzel, C. R. (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 142, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.012>.

Ministry of Fisheries. 2008. Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries. New Zealand Government. <https://fs.fish.govt.nz/Page.aspx?pk=113&dk=16543>.

MSFMCA, (2007). Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act (MSFCMA), Public Law 94-265. 2007. As amended by the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Reauthorization Act (P.L. 109-479). U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service.

Nielsen, A., & Berg, C. W. (2014). Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. *Fisheries Research*, 158, 96–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.014>.

Olsen, E. M., Heino, M., Lilly, G. R., Morgan, M. J., Brattey, J., Ernande, B., & Dieckmann, U. (2004). Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature*, 428(6986), 932–935. <https://doi.org/10.1038/nature02430>.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279(5352), 860–863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>.

Havs och Vatten myndigheten

- Petitgas, P., Reid, D., Planque, B., Nogueira, E., O'Hea, B., & Cotano, U. (2006). The entrainment hypothesis: An explanation for the persistence and innovation in spawning migration and life cycle patterns. *ICES CM*, 7, 9
- Planque, B., Loots, C., Petitgas, P., Lindstrom, U., & Vaz, S. (2011). Understanding what controls the spatial distribution of fish populations using a multi-model approach. *Fisheries Oceanography*, 20, 1–17.
- Probst, W. N., Stelzenmuller, V., & Kraus, G. (2013a). A simulation-approach to assess the size structure of commercially exploited fish populations within the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*, 24, 621–632.
- Probst, W. N., Kloppmann, M., & Kraus, G. (2013b). Indicator-based status assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *ICES Journal of Marine Science*, 70(3), 694–706. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst010>.
- Probst, W. N., Rau, A., & Oesterwind, D. (2016). A proposal for restructuring Descriptor 3 of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *Marine Policy*, 74, 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.09.026>.
- Probst, W. N., Kempf, A., Taylor, M., Martinez, I., & Miller, D. (2021). Six steps to produce stock assessments for the Marine Strategy Framework Directive compliant with Descriptor 3. *ICES Journal of Marine Science*, 78(4), 1229–1240. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa244>.
- Rideout, R., Trippel, E., & Litvak, M. (2005). Effects of egg size, food supply and spawning time on early life history success of haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Marine Ecology Progress Series*, 285, 169–180. <https://doi.org/10.3354/meps285169>.
- Rindorf, A., Dichmont, C. M., Levin, P. S., Mace, P., Pascoe, S., Prellezo, R., Punt, A. E., Reid, D. G., Stephenson, R., Ulrich, C., Vinther, M., & Clausen, L. W. (2017). Food for thought: Pretty good multispecies yield. *ICES Journal of Marine Science*, 74(2), 475–486. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw071>.
- Rijnsdorp, A. D., Hiddink, J. G., van Denderen, P. D., Hintzen, N. T., Eigaard, O. R., Valanko, S., Bastardie, F., Bolam, S. G., Boulcott, P., Egekvist, J., Garcia, C., van Hoey, G., Jonsson, P., Laffargue, P., Nielsen, J. R., Piet, G. J., Sköld, M., & van Kooten, T. (2020). Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5), 1772–1786. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa050>.
- Sharma, R., Winker, H., Levontin, P., Kell, L., Ovando, D., Palomares, M. L. D., Pinto, C., & Ye, Y. (2021). Assessing the Potential of Catch-Only Models to Inform on the State of Global Fisheries and the UN's SDGs. *Sustainability*, 13(11), 6101. <https://doi.org/10.3390/su13116101>.
- Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J. G., & Gislason, H. (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004>.
- STECF (2022) Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries. *Review of the Technical Measures Regulation (STECF-22-19)*. Eds: Valentinsson, D., Vasilakopoulos, P., Gras, M., Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023.
- Swain, D. P., Sinclair, A. F., & Mark Hanson, J. (2007). Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1613), 1015–1022. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0275>.
- Trenkel, V. M., Rochet, M.-J., & Mesnil, B. (2007). From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4), 768–774. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm006>.
- Trippel, E. A. (1998). Egg Size and Viability and Seasonal Offspring Production of Young Atlantic Cod. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127(3), 339–359.

Havs och Vatten myndigheten

Turner, S. J., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., & Funnell, G. (1999). Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure: Degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6(5), 401–420. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00167.x>.

Vasilakopoulos, P., Jardim, E., Konrad, C., Rihan, D., Mannini, A., Pinto, C., Casey, J., Mosqueira, I., & O'Neill, F. G. (2020). Selectivity metrics for fisheries management and advice. *Fish and Fisheries*, 21(3), 621–638. <https://doi.org/10.1111/faf.12451>.

Wright, P., & Trippel, E. A. (2009). Fisheries-induced demographic changes in the timing of spawning: Consequences for reproductive succes. *Fish and Fisheries*, 10, 283–304.

Samrådsversion