

Hållbart fiske

Rapport

Förvaltning inom havens gränser



Naturskyddsföreningen

Ge oss kraft att förändra
PG 90 1909-2

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	4
1. Fiskets miljöpåverkan och utveckling i Sverige	5
Fiskets påverkan på miljön	5
Fisket i Sverige	9
2 Vad är hållbart fiske?	11
Fiske på vetenskaplig grund	13
Försiktighetsprincipen	14
Ekosystembaserad fiskeriförvaltning	15
3 Regler och riktlinjer	17
EU:s gemensamma fiskeripolitik	17
Regionalisering	19
Maximalt hållbart uttag	21
Kvoter	22
Fiskerikontroll	23
Landningsskyldighet	25
4 Metoder för hållbart fiske	26
Regleringar av var, när och hur fisket bedrivs	26
Fördelningsverktyg	31
Incitaments- och strukturverktyg	34
5 Utmaningar och hinder	36
6 Vägen framåt	41
Rekommendationer	41
Avslutning	42
7 Referenser	43

Förord

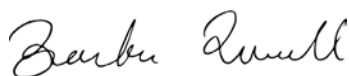
Fisket har i århundraden varit en självklar del av människans relation till havet – som försörjning, kultur och näring. Idag är det samtidigt en av de mest omfattande mänskliga aktiviteterna i marina ekosystem, med en påverkan som sträcker sig långt bortom de arter som fångas.

Under lång tid har fiskeriförvaltningen utvecklats med ambitionen att säkerställa ett hållbart nyttjande av havets resurser. Regelverk har byggts ut, kunskapsunderlagen har stärkts och målen har blivit tydligare. Trots detta ser vi idag en utveckling där flera fiskbestånd är i dåligt tillstånd och där ekosystems funktion försvagas.

Detta väcker en grundläggande fråga: varför räcker inte dagens förvaltning till?

I den här rapporten vill Naturskyddsföreningen bidra till att belysa fiskets samlade påverkan på havsmiljön och analysera hur förvaltningen fungerar i praktiken. Genom att sätta fokus på både ekologiska samband och hur beslut faktiskt fattas visar vi på de brister som idag hindrar ett långsiktigt hållbart fiske.

Vår utgångspunkt är att havens ekologiska gränser måste vara styrande. För att nå dit krävs inte bara kunskap och mål, utan att dessa också omsätts konsekvent i praktiken.



Beatrice Rindevall

Ordförande Naturskyddsföreningen

Sammanfattning

Fisket är en av de mest omfattande mänskliga aktiviteterna i havet och påverkar marina ekosystem på flera nivåer – från enskilda bestånd till hela näringsvävar och livsmiljöer. I Sverige, liksom i övriga EU, bedrivs havsfisket inom ett unionsomfattande regelverk som syftar till långsiktig hållbarhet. Trots detta visar utvecklingen för många bestånd, inte minst i Östersjön, att dagens förvaltning inte är tillräcklig för att säkerställa livskraftiga ekosystem och ett hållbart fiske.

Fiskets påverkan är mångdimensionell. Ett högt och selektivt fisketryck förändrar beståndens struktur och minskar deras motståndskraft. Samtidigt påverkas ekosystemen genom förändrade näringsvävar, bifångster av känsliga arter och skador på livsmiljöer, särskilt till följd av bottentrålning. Fisket bidrar även till klimatpåverkan och kan påverka havens roll som kolsänka. Sammantaget riskerar dessa effekter att försvaga ekosystemens funktion och återhämtningsförmåga.

Trots att den gemensamma fiskeripolitiken ska bygga på vetenskaplig rådgivning, försiktighetsprincipen och en ekosystembaserad ansats, brister tillämpningen i praktiken. Kvoter sätts återkommande över vetenskapliga rekommendationer, ekosystemperspektivet får begränsat genomslag och kontrollen av fisket är otillräcklig. Nuvarande förvaltning präglas i stor utsträckning av kortsiktiga avvägningar där ekonomiska intressen tillåts väga tyngre än ekologiska gränser.

För att säkerställa ett långsiktigt hållbart fiske krävs en tydlig omställning. Vetenskapliga råd måste respekteras och ges fullt genomslag i kvotbeslut. Försiktighetsprincipen behöver tillämpas konsekvent, särskilt vid osäkerhet. Fiskeriförvaltningen måste utvecklas till att fullt ut integrera ett ekosystembaserat perspektiv, där hänsyn tas till artinteraktioner, livsmiljöer och kumulativa effekter. Samtidigt krävs stärkt fiskerikontroll, minskade bifångster och ett utökat skydd av känsliga områden.

En hållbar framtid för fisket förutsätter att nyttjandet av marina resurser sker inom havens ekologiska gränser – inte bortom dem.



1 Fiskets miljöpåverkan och utveckling i Sverige

Fiskets påverkan på miljön

Fiske är en av de mest omfattande mänskliga aktiviteterna i marina ekosystem och påverkar havsmiljön på flera nivåer – från enskilda arter till hela ekosystem och livsmiljöer. Effekterna varierar beroende på fiskemetod, geografiskt område och förvaltning, men kan övergripande delas in i påverkan på fiskbestånd, ekosystem, habitat samt klimat och miljö i bredare bemärkelse.

Påverkan på fiskbestånd och populationsstruktur

Fisketryck påverkar inte enbart storleken på ett bestånd, utan även dess sammansättning. Ett stort och selektivt fiske – där större individer fångas i högre utsträckning – leder ofta till en förskjutning mot yngre och mindre individer (Law, 2007). Detta kan minska beståndets motståndskraft mot miljövariationer, eftersom en bred ålders- och storleksstruktur normalt fungerar som en buffert mot variation i rekrytering. När äldre och större individer försvinner minskar både mängden och kvaliteten på reproduktionen, samtidigt som beståndet blir mer känsligt för år med ogynnsamma miljöförhållanden (Hixon m.fl., 2013).

I många fall består fiskbestånd av flera delpopulationer med olika lekplatser och ekologiska förutsättningar (Goodall m.fl., 2016). Ett rumsligt koncentrerat och storskaligt fiske kan då påverka vissa delpopulationer oproportionerligt hårt, även om den totala biomassan på beståndsnivå framstår som stabil. Detta kan leda till förlust av lokal anpassning och minskad genetisk diversitet, vilket i sin tur kan försämra beståndets långsiktiga återhämtningsförmåga och resiliens (Hillborn m.fl., 2003).

Effekter på ekosystem och näringsvävar

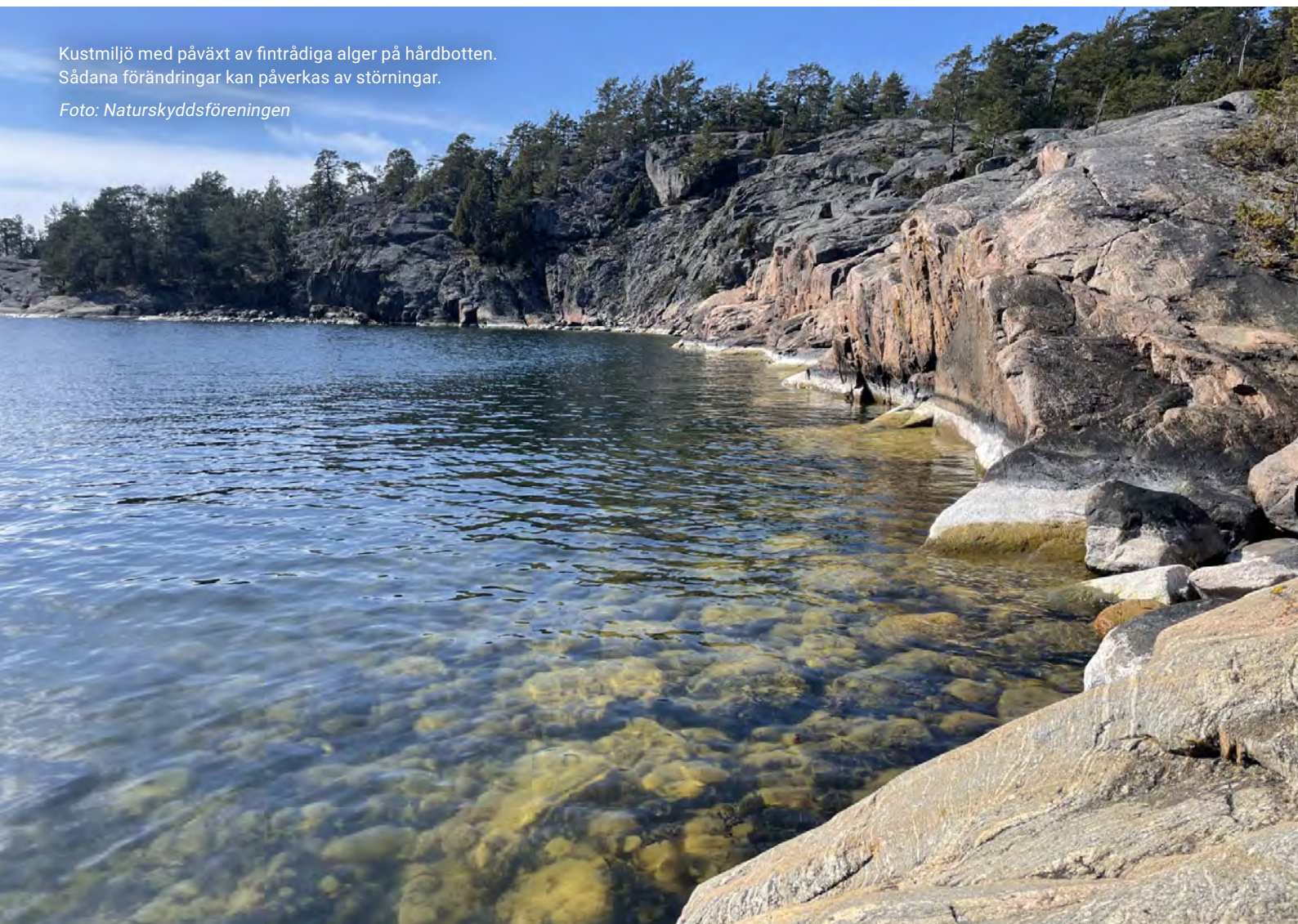
Fiskets påverkan sträcker sig bortom enskilda bestånd och kan förändra hela ekosystems struktur och funktion. När fisketrycket riktas mot specifika arter, särskilt toppredatorer, påverkas relationerna mellan arter i näringsväven. Detta kan ge upphov till trofiska kaskader, där förändringar på en nivå i ekosystemet får följd effekter på andra nivåer, exempelvis genom ökade populationer av bytesarter eller förändrad konkurrens mellan arter.

Ett återkommande mönster i exploaterade marina system är att fisket successivt riktas mot arter längre ner i näringskedjan, ett fenomen ofta benämnt "fishing down the food web" (Pauly m.fl., 2000). Detta innebär inte bara en förändring i vilka arter som dominerar fångsterna, utan speglar en mer grundläggande omstrukturering av ekosystemet, där tidigare dominerande rovfiskar minskar och ersätts av arter på lägre trofiska nivåer.

I Östersjön har överfiske kopplats till omstruktureringar av näringsväven. Minskningar i bestånd av större rovfiskar som torsk har i vissa områden följts av ökning av mindre pelagiska och kustnära fiskarter på mellannivå i näringskedjan (Eriksson m.fl., 2009). Dessa arter utövar ett ökat predationstryck på zooplankton och andra betande organismer, vilket kan minska betningen på växtplankton och alger. Som följd kan mängden plankton och fintrådiga alger öka. Detta illustrerar hur förändringar i fiskbestånd kan få indirekta effekter på lägre trofiska nivåer och bidra till förändringar i ekosystemets funktion och tillstånd.

Kustmiljö med påväxt av fintrådiga alger på hårbotten.
Sådana förändringar kan påverkas av störningar.

Foto: Naturskyddsföreningen




Påverkan på habitat och biologisk mångfald

Fiskets påverkan på habitat sker i stor utsträckning genom fysisk störning av havsbottnar och andra livsmiljöer, särskilt vid användning av bottentrålning och andra bottenkontaktredskap. Dessa redskap kan skrapa upp sediment, förändra bottenens struktur och skada eller avlägsna habitatbildande arter såsom musselbankar, korallrev och andra bottenlevande organismer. Detta leder ofta till en förenkling av habitatet, där komplexa och artrika miljöer ersätts av mer homogena och störningståliga samhällen.

I svenska havsområden, såsom Skagerrak och Kattegatt, har bottentrålning kopplats till minskad förekomst av känsliga bottenmiljöer och förändringar i bentiska samhällen (Sköld m.fl., 2018). Även i Östersjön finns indikationer på att återkommande bottenstörning kan påverka sedimentens egenskaper och bottenmiljöens sammansättning, bland annat genom ökad uppvirvling av sediment och förändrade livsvillkor för bottenlevande arter (HELCOM, 2023).

Vidare utgör bifångst en central del av fiskets ekosystempåverkan och kan i många fall vara lika betydelsefull som fångsten av mållarter. Genom flera fiskemetoder fångas betydande mängder organismer som inte är mål för fisket, exempelvis bottenlevande arter, sjöfåglar och däggdjur. Denna oavsiktliga dödlighet kan få särskilt stora konsekvenser för arter med låg reproduktionstakt. Ett tydligt exempel är Östersjötumlare, där bifångst i passiva redskap utgör ett av de största hoten mot populationens överlevnad (Havs- och vattenmyndigheten, 2023).

Sammantaget kan både fysisk habitatpåverkan och bifångst ge upphov till långvariga förändringar, särskilt i miljöer med låg återhämtningsförmåga, och leda till minskad biologisk mångfald samt förändrade ekosystemfunktioner. Dessa effekter riskerar att försvaga ekosystemens struktur och funktion, särskilt när nyckelarter eller toppredatorer påverkas.



Spår från bottentrålning, en vanlig fiskemetod med bland annat torsk, räka och havskräfta som mållarter. Den gör dock stor åverkan både på bottenens flora och fauna, och bidrar till att lagrat kol släpps och bidrar till utsläpp av växthusgaser.

Klimat- och bredare miljöpåverkan

Fisket påverkar miljön inte bara genom ekologiska effekter i haven, utan även genom bidrag till utsläpp av växthusgaser och andra bredare miljöproblem. Dessa effekter är nära kopplade till hur fisket bedrivs, särskilt val av redskap och intensitet.

En central aspekt är utsläpp av växthusgaser från fiskeflottan. Fisket är i många fall bränsleintensivt, särskilt vid användning av aktiva redskap som bottentrålar, där stora mängder energi krävs för att dra redskap genom vattnet. Utsläppsnivåerna varierar kraftigt mellan olika typer av fisken, men kan i vissa fall vara betydande i relation till mängden landad fisk. Studier har visat att vissa bottentrålade fisken, såsom räkfiske, kan ha mycket höga utsläpp per kilo landad produkt – i vissa fall i nivå med eller högre än utsläppen från landbaserad animalieproduktion som nötkött (Parker m.fl., 2018). Samtidigt finns stora variationer mellan olika fiskemetoder, där mindre bränsleintensiva fisken kan ha avsevärt lägre klimatpåverkan (Hilborn m.fl., 2023). Detta innebär att valet av fiskemetod har stor betydelse för fiskets klimatpåverkan.

Bottentrålning och annat intensivt bottenfiske kan också påverka havsbottenarnas förmåga att fungera som kolsänkor (Linsy m.fl., 2025). När sediment störs frigörs lagrat kol, och bottenlevande organismer som bidrar till sedimentstruktur och kolbindning försvagas. Störd sedimentstruktur kan dessutom frisätta miljögifter som tidigare bundits i botten sediment, vilket kan påverka både närliggande ekosystem och arter högre upp i näringskedjan (Bradshaw m.fl., 2012).

Spökfiske är ytterligare en betydande miljöeffekt. Förlorade eller övergivna fiske-redskap fortsätter att fånga fisk och andra organismer under lång tid, vilket leder till onödig dödlighet (Hall m.fl., 2022). Spökredskap bidrar också till plastföroreningar i haven, där de gradvis bryts ner till mikroplast och sprids i ekosystemen (Havs- och vattenmyndigheten, 2024b).

Sammantaget är fiskets miljöpåverkan både omfattande och mångdimensionell. Centralt är att påverkan inte enbart handlar om hur mycket fisk som tas upp, utan om hur, var och vilka arter som fiskas. Förändringar i beståndens struktur, påverkan på näringsvävar, skador på livsmiljöer och bifångst av känsliga arter samverkar och kan tillsammans försvaga ekosystemens funktion och resiliens. Vidare sträcker sig fiskets miljöpåverkan bortom direkta effekter på arter och ekosystem, och omfattar även klimatpåverkan, kolflöden, frisättning av miljögifter och långlivade plastföroreningar.

Fisket i Sverige

Det svenska fisket har under de senaste 100–150 åren genomgått en omfattande omvandling, från ett småskaligt och delvis självförsörjande näringsfång till en specialiserad och kapitalintensiv sektor. Vid sekelskiftet 1900 bedrevs fisket i stora delar av landet som ett komplement till jordbruket, särskilt i Östersjöområdet, medan västkusten redan tidigt hade ett mer utvecklat yrkesfiske med tydligare koppling till handel och export (Ask & Svedäng, 2019).

Under slutet av 1800-talet och början av 1900-talet förändrades förutsättningarna i grunden. Industrialisering, urbanisering och förbättrade transporter ökade efterfrågan på fisk, samtidigt som tillgång till kapital möjliggjorde investeringar i större fartyg och effektivare redskap. I takt med motorisering och tekniska innovationer – såsom trålning, syntetiska material, ekolod och avancerad navigationsutrustning – ökade fiskets räckvidd och effektivitet kraftigt. Fisket utvecklades därmed från en hantverksbaserad verksamhet till en industriell näring med betydligt högre produktivitet (Hentati-Sundberg, 2017; Ask & Svedäng, 2019).

Denna utveckling förstärktes av statliga insatser. Under stora delar av 1900-talet infördes stöd och subventioner i syfte att modernisera flottan och stärka näringens ekonomiska bärkraft (Ask & Svedäng, 2019). Samtidigt bidrog dessa åtgärder till att bygga upp en hög kapacitet i förhållande till tillgängliga resurser, vilket lade grunden för återkommande problem med överkapacitet och ett högt fisketryck (Hentati-Sundberg, 2017).

Under efterkrigstiden blev det allt tydligare att fiskeresurserna var begränsade. Variationer i beståndens storlek, i kombination med ett ökande fisketryck, ledde till perioder av både höga fångster och kraftiga nedgångar (Ask & Svedäng, 2019). Från 1970-talet växte därför ett mer omfattande system av nationella och internationella regleringar fram, inklusive kvoter och utvidgade ekonomiska zoner, vilket innebar att fisket i ökande grad kom att styras genom politiska beslut (Hentati-Sundberg, 2017).

Trålfiske under 1950-talet – en period i fiskets tekniska utveckling där kapacitet och effektivitet ökat markant.

Foto: Henry Andersson, Bohusläns museum



Denna utveckling institutionaliserades genom gemensamma fiskeripolitiken, som etablerades 1983 och senare kom att utgöra ramen för svensk fiskeriförvaltning i och med EU-inträdet 1995. Inom denna ram har fokus successivt förskjutits från att främja produktion och kapacitet till att i högre grad betona bevarande, kontroll och ett ekosystembaserat angreppssätt, även om målkonflikter mellan ekonomiska och ekologiska intressen har bestått (SOU 2025:89).

I Sverige har denna utveckling bland annat tagit sig uttryck i införandet av individuella överlåtbara fiskerättigheter (ITQ) i det pelagiska fisket 2009, vilket bidragit till ökad ekonomisk effektivitet men också till en koncentration av fisket till färre aktörer. Tillsammans med fortsatt teknologisk utveckling och förändrade marknadsförhållanden har detta förstärkt en struktur där storskalighet och hög produktionskapacitet är centrala för lönsamheten.

Det svenska yrkesfisket präglas idag av en tydlig uppdelning mellan ett storskaligt, kapitalintensivt pelagiskt fiske och ett småskaligt, kustnära fiske med svagare ekonomiska förutsättningar. Det pelagiska fisket står för merparten av fångsterna och domineras av arter som sill/strömming, skarpsill och makrill. En betydande del av dessa fångster används dock inte som livsmedel, utan går till produktion av fiskmjöl och fiskolja, ofta genom landningar i utlandet, främst Danmark (Hammarlund & Arfwedson, 2025). År 2024 utgjorde foderfisk cirka 68 procent av den totala fångsten, men endast 29 procent av värdet, vilket tydligt visar att stora delar av fisket är inriktat på volym snarare än högt förädlingsvärde (Havs- och vattenmyndigheten, 2025).

Parallellt bedrivs ett mer diversifierat fiske i andra segment. Längs västkusten är fiske efter arter som räka och havskräfta ekonomiskt betydelsefullt, medan det kustnära fisket i Östersjön i högre grad riktas mot arter som abborre, gädda, sik och lax. Detta fiske sker ofta med passiva redskap och i mindre skala, och har generellt sämre ekonomiska förutsättningar än trålfisket (Waldo & Blomquist, 2020; Andersson, m.fl., 2024). Samtidigt är det ofta detta fiske som är mest direkt kopplat till lokal konsumtion och kustsamhällen.

Samtidigt har den svenska fiskeflottan minskat kraftigt över tid, både i antal fartyg och i kapacitet, vilket speglar en strukturförändring mot färre, större och mer effektiva fartyg (Waldo & Blomquist, 2020; Havs- och vattenmyndigheten, 2025). Lönsamheten är generellt högre i det storskaliga fisket, medan det småskaliga fisket ofta har låg eller negativ ekonomisk avkastning (Waldo & Lovén, 2019). Trots detta kvarstår det småskaliga fisket, delvis genom att fiskare diversifierar sina inkomster och själva står för beredning och försäljning (Andersson, m.fl., 2024).

Sammantaget präglas dagens svenska fiske av en hög grad av specialisering, teknisk kapacitet och integration i internationella marknader. Denna struktur är resultatet av en lång historisk utveckling där teknologiska innovationer, statliga styrmedel och ekologiska begränsningar samverkat. Samtidigt har utvecklingen drivit mot ett alltmer storskaligt och volymbaserat system, där ekonomisk effektivitet ofta prioriteras framför ekologiska och sociala värden, medan det småskaliga fisket med betydelse för kustsamhällen har svagare förutsättningar.



2 Vad är hållbart fiske?

Begreppet hållbart fiske används ofta som ett övergripande mål inom både nationell och internationell fiskeripolitik, men rymmer flera olika dimensioner. Enligt EU:s gemensamma fiskeripolitik (Regulation (EU) No 1380/2013) ska fiskeriverksamhet förvaltas så att den är miljömässigt hållbar på lång sikt, vilket innefattar att skydda beståndens reproduktionsförmåga och minimera negativ påverkan på marina ekosystem. Förvaltningen ska samtidigt beakta relevanta samhällsaspekter såsom rättvis levnadsstandard för dom är som är beroende av fisket, främja en ekonomiskt livskraftig sektor och att säkerställa livsmedelsförsörjning. Ett hållbart fiske kan därmed inte reduceras till enskilda kvotbeslut eller beståndsbedömningar, utan förutsätter ett sammanhållet angreppssätt.

I EU:s fiskeripolitik och i internationella åtaganden konkretiseras hållbart fiske genom ett antal återkommande styrprinciper. Särskilt framträdande är kravet på att förvaltningen ska baseras på bästa tillgängliga vetenskapliga underlag, att försiktighetsprincipen ska tillämpas vid osäkerhet samt att fisket ska förvaltas utifrån ett ekosystembaserat perspektiv. Dessa principer är inte fristående, utan avsedda att samverka och tillsammans styra hur fisket regleras i praktiken.

Naturskyddsföreningen anser att havens ekologiska gränser måste utgöra basen för allt fiske. Det innebär att fisketrycket konsekvent måste anpassas till vad ekosystemen långsiktigt tål, och att kortsiktiga socio-ekonomiska intressen aldrig får tillåtas driva beslut som riskerar beståndens återhämtning eller den biologiska mångfalden. För att detta ska vara möjligt krävs att förvaltningen vilar på bästa tillgängliga vetenskap, att osäkerhet hanteras genom en strikt tillämpning av försiktighetsprincipen, och att fisket regleras utifrån ett sammanhållet ekosystemperspektiv.

Mot bakgrund av fiskets omfattande påverkan på marina näringsvävar, livsmiljöer och biologisk mångfald utgör en effektiv och vetenskapligt grundad reglering av fisket en av de mest avgörande förutsättningarna för att nå god miljöstatus i haven.

FISKE PÅ VETENSKAPLIG GRUND

Fiskeriförvaltning inom EU ska bygga på vetenskapliga underlag, där Internationella havsforskningsrådet (ICES) tar fram råd om fiskemöjligheter baserat på biologiska data och beståndsbedömningar. Dessa råd ligger till grund för politiska beslut om kvoter och förvaltningsåtgärder, men den slutliga beslutsnivån bestäms politiskt inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken.

FÖRSIKTIGHETSPRINCIPEN

Försiktighetsprincipen innebär att fiskeriförvaltning ska vidta skyddsåtgärder även vid vetenskaplig osäkerhet, och att högre osäkerhet ska leda till mer restriktiva beslut för att undvika långsiktiga och irreversibla skador på marina ekosystem. Den är förankrad i internationella överenskommelser och i EU:s gemensamma fiskeripolitik, där den ska säkerställa att fiskbestånd hålls inom säkra biologiska gränser och att risker för ekosystemen minimeras.

EKOSystemBaserad Fiskeriförvaltning

Ekosystembaserad fiskeriförvaltning utgår från att havets ekosystem är sammanlänkade och syftar till att förvalta fisket inom ekologiska ramar som säkerställer långsiktig hållbarhet och biologisk mångfald. Den innebär att fiskförvaltningen tar hänsyn till artinteraktioner, habitat, populationsstruktur och kumulativa effekter av fiske och annan mänsklig påverkan.

Fiske på vetenskaplig grund

Ett fiske på vetenskaplig grund är en grundförutsättning för ett hållbart nyttjande av marina resurser. Det innebär att beslut om fiskeriförvaltning ska baseras på systematisk datainsamling och oberoende vetenskapliga analyser. Internationella havsforskningsrådet (ICES) spelar en central roll i detta arbete genom att samordna insamling och analys av data om fiskbestånd, ekosystemens tillstånd och fiskerirelaterade aktiviteter. Underlaget bygger bland annat på gemensamma trålundersökningar, biologiska provtagningar (se fig. 3) och internationellt samarbete/nationella data kring fiskeansträngning och fångster, och används för att ge råd om fiskemöjligheter, ofta uttryckt som rekommenderade fångstnivåer enligt principen om maximalt hållbart uttag (MSY).

Inom EU ska denna vetenskapliga rådgivning ligga till grund för beslut om kvoter och förvaltningsåtgärder inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken (GFP). I praktiken är dock den vetenskapliga rådgivningen inte bindande. Det är politiska beslut som i slutändan avgör hur stora fångstnivåerna blir, allt som oftast i konflikt mellan ekologiska rekommendationer, kortsiktiga socioekonomiska intressen och politiska kompromisser. Resultatet blir att de totala tillåtna fångsterna (TAC) år efter år i många fall sätts över de nivåer som vetenskapen rekommenderar (Carpenter, 2017).

Även om de prognoser som presenteras av ICES kan anses vara bästa möjliga vetenskap, så begränsas de vetenskapliga rekommendationerna av hur datainsamlingen och analyserna är utformade. ICES och nationella forskningsinstitutioner arbetar på uppdrag av EU-kommissionen inom ramar som fastställs politiskt, både vad gäller vilka frågor som ska besvaras och vilka resurser som avsätts. Detta har lett till ett starkt fokus på enskilda bestånd och kortsiktiga fångstnivåer, medan viktiga aspekter såsom populationsstruktur, interaktioner mellan arter, kumulativa effekter av fisketryck och andra mänskliga aktiviteter samt ekosystemens långsiktiga resiliens fortfarande är otillräckligt integrerade i förvaltningen.

Trots att dagens fiskeriförvaltning till stor del kan beskrivas som vetenskapsbaserad är detta därför inte tillräckligt för att säkerställa ett hållbart fiske. För att nå de mål som fastställs i den gemensamma fiskeripolitiken och i internationella åtaganden krävs en tydlig förflyttning från ett snävt beståndsfokus till en fullt ut ekosystembaserad fiskeriförvaltning. Det innebär att den vetenskapliga beställningen från kommissionen till ICES måste utvecklas, att försiktighetsprincipen tillämpas konsekvent vid osäkerhet och att politiska beslut inte tillåts underminera vetenskapliga råd. Ett verkligt hållbart fiske förutsätter att vetenskapen inte bara konsulteras, utan också respekteras och ges ett reellt genomslag i beslutsfattandet.



Biologisk provtagning av fisk, där data om bland annat längd, vikt och ålder samlas in för ICES beståndsbedömningar. Foto: Naturskyddsföreningen

Försiktighetsprincipen

Försiktighetsprincipen är en central utgångspunkt för att hantera osäkerhet inom fiskeriförvaltning och för att skydda marina ekosystem från långsiktiga och potentiellt irreversibla skador. Principen innebär att åtgärder ska vidtas för att begränsa risker även när det vetenskapliga underlaget är ofullständigt, och att avsaknad av full säkerhet inte får användas som skäl för att skjuta upp nödvändiga skyddsåtgärder. I praktiken innebär detta att ju större osäkerhet som råder kring ett bestånds status eller fiskets samlade påverkan, desto mer restriktiv bör förvaltningen vara.

Försiktighetsprincipen har ett starkt internationellt stöd. Förenta nationerna framhåller att principen ska tillämpas brett, särskilt för gränsöverskridande och migrerande fiskbestånd. Enligt FN:s havsrättskonvention och FN:s fiskbeståndsavtal ska stater agera försiktigt vid osäkerhet, bland annat genom att fastställa biologiska referenspunkter, säkerställa kontinuerlig övervakning av fisket och vid behov införa nödförvaltningsåtgärder för att förhindra beståndskollaps. (Förenta nationerna, 1982; Förenta nationerna, 1995).

Inom EU utgör försiktighetsprincipen en grundpelare i den gemensamma fiskeripolitiken (GFP) och ska genomsyra all fiskeriförvaltning. Enligt GFP ska fiskbestånd förvaltas så att de hålls inom säkra biologiska gränser och att risken för långsiktiga negativa effekter på marina ekosystem minimeras. Detta innebär att förvaltningen inte enbart ska reagera på konstaterat överfiske, utan även förebygga skador när vetenskaplig osäkerhet råder kring beståndens status, populationsstruktur eller fiskets kumulativa påverkan på ekosystemet. Försiktighetsprincipen förutsätter därför att beslut baseras på bästa tillgängliga vetenskapliga underlag och att åtgärder vidtas i proportion till den identifierade risken, snarare än till kortsiktiga ekonomiska överväganden.

Principen omfattar inte enbart åtgärder riktade mot ett enskilt målbestånd, utan även begränsningar av fisken som indirekt riskerar att motverka återhämtningen av hotade arter eller skada känsliga livsmiljöer. Ett tydligt exempel är fisket efter plattfisk i Östersjön, där bottentrålning medför betydande bifångstrisker och omfattande habitatpåverkan som kan äventyra torskens möjligheter till återhämtning. I linje med vetenskapliga råd från ICES motiverar detta försiktighetsåtgärder och restriktioner även i fisken som inte primärt riktas mot det mest utsatta beståndet.

Trots att försiktighetsprincipen är tydligt inskriven i GFP och kompletteras av inbyggda försiktighetsåtgärder, ges den i praktiken ofta ett begränsat genomslag i det faktiska beslutsfattandet. År efter år har kortsiktiga socioekonomiska hänsyn tillåtits väga tyngre än vetenskapliga råd och behovet av att minimera risker för bestånden, särskilt i situationer där osäkerheten är stor. Detta mönster pekar på ett strukturellt problem i implementeringen av EU:s fiskeripolitik. När vetenskapliga rekommendationer åsidosätts till förmån för ekonomiska intressen urholkas försiktighetsprincipens funktion som ett skydd mot långsiktig överexploatering och försämring av ekosystem.

En konsekvent tillämpning av försiktighetsprincipen kräver därför att vetenskaplig osäkerhet inte används som argument för fortsatt högt fisketryck, utan tvärtom leder till mer restriktiva förvaltningsåtgärder. För att säkerställa ett långsiktigt hållbart fiske måste principen ges ett faktiskt genomslag i besluten, även när detta innebär svåra politiska avvägningar på kort sikt.

Ekosystembaserad fiskeriförvaltning

Ekosystembaserad fiskeriförvaltning utgår från att havens ekosystem är sammanlänkade och dynamiska, och syftar till att säkerställa att fisket bedrivs inom de ekologiska ramar som krävs för långsiktig hållbarhet och bevarande av biologisk mångfald.

Inom ekosystemansatsen betraktas inte enskilda fisken eller bestånd isolerat, utan i relation till varandra och till ekosystemets struktur och funktion. Detta förutsätter att förvaltningen integrerar kunskap om artinteraktioner, populationsstruktur, habitatberoenden och kumulativa effekter av olika fisken och redskap, samt inkluderar även annan mänsklig påverkan.

Trots att ekosystemansatsen lyfts fram som en grundläggande princip i såväl GFP som i Havsmiljödirektivet och nationella styrdokument, har den haft ett begränsat genomslag i den praktiska fiskeriförvaltningen. I realiteten fortsätter många beslut att fattas utifrån ett snävt beståndsperspektiv, där fokus ligger på uttag och kvoter för enskilda arter, snarare än på fiskets samlade påverkan på ekosystemets struktur, funktion och återhämtningsförmåga.

Detta innebär att centrala delar av ekosystemansatsen – såsom hantering av kumulativa effekter, skydd av funktionellt viktiga habitat och begränsning av fiske som indirekt påverkar hotade bestånd – ofta inte integreras fullt ut i beslutsprocessen. När ekosystembaserade överväganden ställs mot kortsiktiga socioekonomiska intressen tenderar de senare att ges företräde, vilket bidrar till att ekosystemansatsen i praktiken inte längre fungerar som ett styrande verktyg för förvaltningen (Froese m.fl., 2025).



Foto: Jonas Kröök



Foto: Naturskyddsföreningen

Bristen på ekosystembaserad fiskeriförvaltning är dock i första hand inte ett kunskapsproblem. Det finns i dag både vetenskaplig förståelse och institutionell vägledning för hur fiskets påverkan på ekosystem kan integreras i förvaltningen. Det centrala hindret ligger i hur fiskeriförvaltningens beslutsprocesser är utformade, där ansvar och mål ofta är fragmenterade och där kvotsättning och förvaltningsåtgärder inte systematiskt tar hänsyn till ekologiska samband och målkonflikter.

Ett ekosystembaserat angreppssätt blir alltmer nödvändigt för att uppnå målen i EU:s samlade miljöåtaganden – inklusive art- och habitatdirektivet, Havsmiljödirektivet och ramdirektivet för vatten. Dessa regelverk ställer tydliga krav på bevarande, restaurering och god miljöstatus, vilket förutsätter att fiskeriförvaltningen integrerar naturvårdshänsyn på ett mer systematiskt sätt. Att som idag tillämpa en huvudsakligen beståndsbaserad förvaltning riskerar därför att skapa målkonflikter och rättsliga spänningar mellan fiskeripolitiken och övrig miljölagstiftning.

En verkligt ekosystembaserad fiskeriförvaltning kräver att ekosystemets behov tas med i beräkningarna, att kumulativa effekter och målkonflikter hanteras explicit, att försiktighetsprincipen tillämpas konsekvent vid osäkerhet och att fiskeriförvaltningen anpassas till de krav som följer av EU:s miljö- och naturvårdspolitik. Utan en sådan omställning blir ekosystemansatsen bara en ambition på pappret, snarare än ett verktyg för att säkerställa ett långsiktigt hållbart fiske.





3 Regler och riktlinjer

Fisket i Sverige regleras inom ramen för ett omfattande regelverk som i huvudsak fastställs på EU-nivå och kompletteras genom nationell lagstiftning och förvaltning. EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP) utgör den centrala styrningen för hur fisket bedrivs, inklusive mål om långsiktigt hållbart nyttjande av fiskbestånd, tillämpning av maximal hållbar avkastning (MSY), införande av landningsskyldighet samt fördelning av fiskemöjligheter genom kvoter.

Samtidigt ska fisket bedrivas i enlighet med EU:s miljö- och naturvårdslagstiftning, såsom Havsmiljödirektivet, Art- och habitatdirektivet och Ramdirektivet för vatten, vilka ställer krav på god miljöstatus, skydd av livsmiljöer och bevarande av biologisk mångfald. Dessa regelverk innebär att fiskeriförvaltningen inte kan utformas isolerat, utan måste integreras med bredare miljömål och andra sektorsövergripande åtaganden.

För att säkerställa efterlevnad kompletteras dessa styrmedel av EU:s regelverk för fiskerikontroll och bekämpning av olagligt, orapporterat och oreglerat fiske (IUU). På nationell nivå ansvarar svenska myndigheter för genomförande, tillsyn och sanktionssystem. Sammantaget innebär detta att fiskeriförvaltningen i Sverige präglas av ett komplext samspel mellan ekologiska mål, ekonomiska styrmedel och institutionella förutsättningar.

EU:s gemensamma fiskeripolitik

Svenskt yrkesfiske regleras sedan EU-inträdet 1995 inom ramen för Europeiska unionens gemensamma fiskeripolitik (GFP), som utgör det övergripande och i praktiken styrande regelverket för allt havsfiske i EU:s medlemsstater. GFP fastställer de grundläggande villkoren för fisket, inklusive tillgången till fiskeresurser, fördelningen av fiskemöjligheter mellan medlemsstater samt de bevarandeåtgärder som ska tillämpas. När EU bildades var fisket inte ett enskilt politikområde utan en integrerad del av den gemensamma jordbrukspolitiken (CAP), och formaliserades först i början av 1980-talet som ett eget politikområde. Systemet byggde då på tre bärande principer: gemensam tillgång till vatten, årliga totala tillåtna fångster (TAC) och fördelning av kvoter enligt principen om relativ stabilitet baserad på historiska fångstmönster.

När Sverige gick med i EU 1995 anslöt vi oss till ett redan etablerat kvot- och förhandlingssystem, där beslut om fiskemöjligheter fattas årligen i ministerrådet. Det innebär att centrala frågor – såsom hur mycket fisk som får tas upp ur varje bestånd – i huvudsak avgörs på EU-nivå, medan det nationella handlingsutrymmet främst rör genomförande och kompletterande regler. Förvaltningen präglades under denna period av kortsiktighet och svag koppling till vetenskaplig rådgivning, och många fiskbestånd var redan överfiskade (Daw & Gray, 2005). Styrningen upplevdes som centraliserad och toppstyrd, med begränsad regional anpassning och svag förankring i näring och civilsamhälle. Den återkommande kritiken har varit en central drivkraft bakom de reformer som genomfördes 2002 och 2013.

Reformen 2002 försökte minska kortsiktigheten genom förvaltningsplaner, återhämtningsplaner och stärkt vetenskaplig grund. Dessa gällde främst enskilda arter, och ett exempel kan ses i den återhämtningsplan som 2004 upprättades för torsken i nordöstra Atlanten (Regulation (EU) no 423/2004). Regionala rådgivande nämnder (Regional Advisory Councils - RAC) för Europas olika havsområden inrättades för att stärka den regionala kopplingen, och samla näringen, civilsamhälle och andra intressenter för att ge möjlighet att komma med inspel till kommissionen. De övergripliga målen med reformen var att säkerställa en framtid för yrkesfisket, samt bevara balansen i de marina ekosystemen.

Trots dessa förändringar fortsatte många bestånd att försämrats, och ytterligare strukturella problem identifierades, bland annat omfattande utkast (fisk som fångas med kastas överbord, på grund av begränsad kvot, storlek eller låg lönsamhet). I 2013 års reform skärptes därför hållbarhetsmålet genom att kravet på fiske i linje med maximal hållbar avkastning (MSY) gjordes rättsligt bindande. Samtidigt infördes landningsskyldigheten, som innebär att alla kvoterade fångster ska tas i land, i syfte att minska oregistrerade utkast och förbättra kontrollen av fisket. Reformen innebar också ett ökat fokus på regionalisering och fleråriga förvaltningsplaner som centrala verktyg för genomförandet av politiken.

Sammantaget har den gemensamma fiskeripolitiken utvecklats från ett kortsiktigt och i många avseenden otillräckligt förvaltningssystem till en mer ambitiös ram med tydliga hållbarhetsmål och starkare vetenskaplig förankring. Trots detta visar utvecklingen för flera fiskbestånd – inte minst i Östersjön – att det fortsatt finns en betydande brist på överensstämmelse mellan politiska mål och faktisk förvaltning. Beslut om fiskemöjligheter avviker fortfarande i vissa fall från vetenskapliga rekommendationer, och centrala verktyg som landningsskyldigheten och fleråriga planer har inte fullt ut levererat de resultat som avsågs. Detta understryker att hållbart fiske inte enbart är en fråga om målformulering på EU-nivå, utan om konsekvent tillämpning, effektivt utnyttjande av det nationella handlingsutrymmet, och kanske främst om politisk vilja.

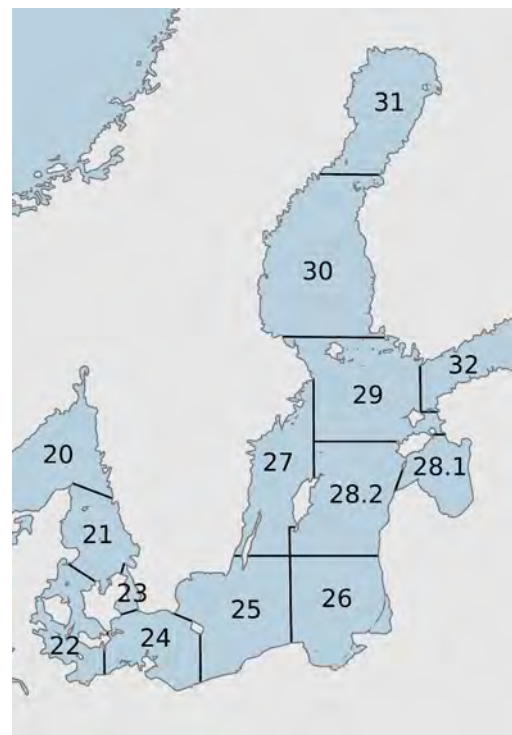
Regionalisering

Regionaliseringen inom den gemensamma fiskeripolitiken har utvecklats stegvis och fått en mer formell struktur genom 2013 års reform av gemensamma fiskeripolitiken. Redan i 2002 års reform introducerades dock en första form av regionalisering genom inrättandet av rådgivande nämnder (Advisory Councils). Dessa är organiserade per havsområde eller sektor och samlar företrädare för näring, miljöorganisationer och andra intressen. De har en tydligt konsultativ funktion: de lämnar rekommendationer till kommissionen och medlemsstaterna men saknar beslutskompetens. Deras sammansättning - 60 procent näringsrepresentanter och 40 procent övriga intressen - har varit föremål för kritik, liksom frågan om hur stort reellt inflytande deras rekommendationer faktiskt har i den efterföljande beslutsprocessen (Høst & Randbøll Wolff, 2021).

Med 2013 års reform av den gemensamma fiskeripolitiken infördes en mer strukturerad modell för regionalt samarbete, och möjligheten att införa fleråriga förvaltningsplaner (Multi-annual plans; MAP). Flerårsplanerna fastställer de rättsliga ramarna och målen för förvaltningen i ett havsområde. De sätter också exempelvis referensintervall för fiskeridödlighet och principer för beståndens återuppbyggnad, i Östersjön med fokus på arterna torsk, strömming och skarpsill (Regulation (EU) 2016/1139). Inom dessa ramar kan medlemsstater med direkt förvaltningsintresse gemensamt ta fram rekommendationer om hur exempelvis tekniska bevarandeåtgärder ska utformas regionalt.

I Östersjöregionen sker medlemsstaternas samordning huvudsakligen genom BALTIFISH och i Nordsjön genom Scheveningen-gruppen. Dessa regionala samsarbetsorgan fungerar som forum för de berörda medlemsstaterna att samordna aktiviteter. Dessa kan exempelvis handla om hur ett visst fiskeredskap ska regleras, vilka tekniska undantag som ska tillåtas inom landningsskyldigheten eller hur skyddsåtgärder ska utformas för ett visst bestånd. De rådgivande nämnderna ges möjlighet till synpunkt, därefter är det dock medlemsstaterna förhandlar fram en gemensam linje. När länderna har enats skickas förslaget till kommissionen, som normalt antar det om det håller sig inom ramarna för den fleråriga planen och EU:s övergripande mål.

Trots dessa strukturer som ska främja regionalisering har flera problem framkommit. AC:s arbete upplevs ofta som transparent och strukturerat, men det är svårt att inkludera alla intressenter på ett meningsfullt sätt, och råd tenderar ibland att "vattnas ur" för att nå konsensus mellan industri och miljöorganisationer.



ICES delområden i Östersjön och Västerhavet.

Den fleråriga förvaltningsplanen för Östersjön har också mött kritik, både från fiskeindustrin och miljöorganisationer. Den regionala rådgivande nämnden Baltic Sea Advisory Council sammanfattar i en workshop att det finns olika perspektiv på dess funktion och effektivitet. Fiskerinäringen lyfter att planen i praktiken inte har gett den stabilitet som efterfrågats och att den upplevs som restriktiv, medan flera andra intressegrupper pekar på behovet av ökad anpassning till förändrade ekologiska förhållanden och en bättre integrering av ekosystemperspektiv och fiskeriförvaltning (BSAC, 2023). Under senare år har även frågor väckts kring hur planen tillämpas i praktiken. I Östersjöplanen finns en regel, om att de fiskekvoter som sätts inte ska innebära mer än 5 procent risk för att beståndets lekbiomassa faller under den kritiska gränsen (Blim), något som inte har följts i alla kvotbeslut.

Trots att det fleråriga förvaltningsplanerna skapar långsiktiga ramar för förvaltningen och tydliga riktlinjer, har fisketryck och miljöförändringar gjort att flera bestånd fortfarande inte återhämtat sig. Även om denna regionalisering och fleråriga planer i viss mån har gett en mer strukturerad förvaltning, återstår i praktiken betydande utmaningar vad gäller både biologiska resultat, transparens och inkludering av alla relevanta intressenter.



Maximalt hållbart uttag

Maximalt hållbart uttag (Maximum Sustainable Yield, MSY) är en metod för att beräkna det största långsiktigt hållbara uttaget från ett fiskbestånd utan att dess produktionsförmåga äventyras. Teorin bygger på att ett bestånds biomassa växer som mest när den är på en nivå som möjliggör maximal hållbar avkastning, vilket kallas BMSY (Biomass at Maximum Sustainable Yield). Vid denna nivå kan fisket ske utan att beståndet minskar över tid förutsatt att bara den årliga tillväxten fiskas, vilket säkerställer långsiktig hållbarhet.

MSY har en central roll i EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP), där målsättningen är att fiskbestånd ska förvaltas vid eller under nivåer som möjliggör maximalt hållbart uttag. GFP anger att detta mål ska uppnås så snart som möjligt och senast 2020 där så är möjligt, vilket gör MSY till en av de viktigaste biologiska referenspunkterna i EU:s fiskeriförvaltning.

Trots dess betydelse har MSY flera svagheter. Modellen bygger på förenklade antaganden om beståndens dynamik och är beroende av uppskattningar av tillväxt, rekrytering och dödlighet, vilka ofta är förknippade med betydande osäkerheter (Winker m.fl., 2025). MSY fokuserar dessutom i huvudsak på den totala biomassan hos ett bestånd och tar i begränsad utsträckning hänsyn till beståndens storleks- och åldersstruktur. Ett bestånd kan därför befinna sig nära beräknad BMSY samtidigt som andelen äldre och större individer minskar, vilket kan försämra reproduktionsförmågan och beståndets motståndskraft mot miljöförändringar (Berkeley m.fl., 2004).

MSY-modeller beräknar ofta kvoter baserat på hela beståndets totala biomassa, och behandlar detta som en biologiskt homogen population. I verkligheten består många bestånd av flera lokala delpopulationer som kan ha olika reproduktionsförmåga och känslighet för fiske. Om kvoter sätts enbart utifrån det samlade beståndet kan det leda till att vissa lokala populationer överexploateras, även när den totala biomassan fortfarande bedöms vara inom hållbara gränser. Samtidigt är MSY i grunden utformat för förvaltning av enskilda arter och fångar endast i begränsad utsträckning interaktioner mellan arter och de kumulativa effekterna av olika fisken. I flerartssystem, även i relativt enkla system som Östersjön, kan detta innebära att MSY-baserade kvoter framstår som biologiskt hållbara på beståndsnivå, samtidigt som lokala delpopulationer påverkas negativt och viktiga ekosystemfunktioner riskerar att urholkas – effekter som inte alltid fångas upp i den kvotbaserade förvaltningen.

Så samtidigt som MSY utgör ett viktigt verktyg för att definiera biologiska referenspunkter, visar utvecklingen för våra fiskbestånd att den är otillräcklig som ensam grund för fiskeriförvaltning. För att säkerställa långsiktigt hållbart fiske behöver MSY kompletteras med ekosystembaserade förvaltningsmetoder, hänsyn till beståndens struktur samt en konsekvent tillämpning av försiktighetsprincipen.



Förenklad översikt av beslutsprocessen för fiskekvoter (TAC) inom EU:s gemensamma fiskeripolitik. Provfisken och datainsamling genomförs av nationella forskningsinstitut, såsom Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Underlaget analyseras av ICES, som lämnar vetenskapliga rekommendationer. Europeiska kommissionen tar därefter fram råd om kvoter. Dessa diskuteras i regionala och nationella samråd, inklusive Baltic Sea Advisory Council (BSAC) och även i Baltfish forum med representanter från Östersjöländerna. Slutligt beslut fattas av ministerrådet.

Kvoter

En fiskekvot är en bestämd mängd fisk som får fångas under en viss period. Syftet med att sätta kvoter är att förhindra överfiske och säkerställa att bestånden förvaltas på nivåer som motsvarar maximal hållbar avkastning, vilket är ett centralt mål i EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP). GFP bygger på principen att förvaltningen ska ske på ett sätt som garanterar både långsiktigt hållbara bestånd och socioekonomisk stabilitet för fiskerisektorn.

Inom EU fastställs årligen totala tillåtna fångstmängder (TAC) för enskilda bestånd utifrån vetenskapliga rekommendationer från organ som ICES och STECF, som baseras på beståndens status, biomassa och reproduktionsförmåga. Kommissionen lägger fram ett förslag på TAC, men det är ministerrådet som har exklusiv beslutanderätt och fastställer de slutliga kvoterna för medlemsländerna. Denna totala fångstmängd fördelar sedan genom kvoter mellan medlemsstaterna enligt principen om relativ stabilitet, vilket innebär att varje land får en fast andel av beståndets totala kvot baserat på historiska fångster.

Trots detta följs de vetenskapliga råden inte konsekvent i beslutsprocessen. I flera fall har kommissionens förslag och rådets beslut legat över de vetenskapligt rekommenderade nivåerna, vilket kan hindra beståndens återhämtning och strida mot GFP:s målsättning om hållbar förvaltning. Till exempel har ICES vid vissa tillfällen rekommenderat nollkvot för torsk i östra Östersjön på grund av mycket låga biomassor, men EU-kommissionen har föreslagit bifångstkvoter även där, vilket kan vara ett hinder för återhämtning (ICES, 2025a).

Det finns ett flertal förvaltningsområden inom EU där kvoter fastställs separat för olika bestånd inom samma art. Syftet med dessa områdesindelningar är att anpassa fisket till lokala ekologiska förhållanden, eftersom beståndens reproduktion, tillväxt och känslighet för exploatering kan skilja sig åt mellan geografiska områden. I Östersjön har till exempel sill/strömming delats upp i flera förvaltningsbestånd, såsom centrala Östersjön och Bottenviken, samtidigt som skarp-sillen hanteras som ett enda bestånd i förvaltningen.

Samtidigt visar vetenskapliga analyser att den biologiska strukturen inom de aktuella bestånden ofta är mer komplex än vad dagens förvaltningsområden fångar upp. För vissa arter, har uppföljningar och ekologiska studier pekat på förekomsten av ytterligare delbestånd som inte strikt motsvaras av de nuvarande förvaltningsgränserna. Det gör att beståndets verkliga ekologiska dynamik riskerar att osynliggöras i förvaltningen.

Detta innebär att även om kvoter sätts i linje med vetenskapliga råd på områdesnivå, kan lokala ekologiska problem kvarstå eller förstärkas om områdesgränserna inte sammanfaller med biologiskt meningsfulla beståndsstrukturer eller om dataunderlaget är begränsat till en del av utbredningen. Om kvoter är höga i ett förvaltningsområde där en subpopulation redan är utsatt, kan den ekologiska effekten bli betydligt större än vad som framgår av den sammanlagda TAC-beräkningen.

Fiskerikontroll

EU:s regelverk, främst kontrollförordningen och IUU-förordningen, utgör ramverket för fiskerikontrollen inom unionen. Regelverket omfattar hela fiskets värdekedja - från fångst och landning till transport, försäljning och export – och syftar till att säkerställa att fastställda regler, kvoter och tekniska åtgärder efterlevs i praktiken. I Sverige ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för genomförandet av fiskerikontrollen, i samarbete med bland annat Kustbevakningen som övervakar och utför inspektioner till havs.

Trots ett omfattande regelverk har fiskerikontrollen uppvisat betydande brister i genomförandet. Europeiska revisionsrätten konstaterar att kontrollsystemen försvagas av ojämn tillsyn, varierande ambitionsnivå mellan medlemsstater och sanktioner som inte alltid är tillräckligt konsekventa eller avskräckande. Detta innebär att överträdelse inte alltid upptäcks, prioriteras eller leder till åtgärder som står i proportion till överträdelsens omfattning (Europeiska revisionsrätten, 2022).

Revisionsrätten noterar också att Europeiska kommissionen vid flera tillfällen har behövt upprätta handlingsplaner för medlemsstater med brister i fiskerikontrollen; Sverige är det enda land som vid två tillfällen omfattats av sådana åtgärder, bland annat kopplade till fångstrapportering, sanktionssystem och spårbarhet (Europeiska kommissionen, 2023). Vidare vittnar kontrollanter på Kustbevakningen om brister i verktyg vid kontroll, såsom egna vågar och avsaknad av implementering av EU-regler, och uttrycker en utbredd frustration över förutsättningarna för att göra riktiga kontroller av fisket till havs (Dagens Nyheter, 2023b).



Ovan skarpsill, under sill – två arter som det sker stor missrapportering av, och som ofta tas upp i samma tråldrag. Foto: Naturskyddsföreningen

Vid en kontrollkampanj som genomfördes av Havs- och vattenmyndigheten 2019, kunde det konstateras att det i det storskaliga fisket i Östersjön skedde stora felrapporteringar mellan arterna sill och skarpsill. Fisket rapporterade 56 procent sill i fångsten, men vid landning uppgick andelen sill endast till 27 procent (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Trots att åtgärder som utökad kontroll, samråd med representanter från fiskenäringen och ökade incitament för korrekt rapportering föreslogs så fortsätter felrapportering mellan arter vara ett problem i det pelagiska fisket (Havs- och vattenmyndigheten, 2022).

Felrapportering av arter, vikter och fångstområden är alltså ett återkommande problem, särskilt i blandfisken där arter som sill och skarpsill fiskas tillsammans. Både medveten och omedveten felrapportering förekommer, och de toleransmarginaler som tillämpas riskerar att systematiskt dölja avvikelser över tid. Inom blandfisken på sill och skarpsill så tillåts en högre toleransmarginal på 20 procent (Havs- och vattenmyndigheten, 2024a), vilket är dubbelt så mycket som grundregeln som är inskriven i den fleråriga förvaltningsplanen för Östersjön (Regulation (EU) 2016/1139). Det innebär att även när överträdelser framstår som formellt mindre kan deras kumulativa effekt vara betydande för beståndens status och tillförlitligheten i fångststatistiken. Denna felrapportering mellan arter är även en faktor som ICES konsekvent lyfter som en bidragande osäkerhet i sina årliga vetenskapliga kvotrekommendationer (ICES, 2025b), och även HaV uppmärksammar att fiskets antagna felrapportering bidrar till en missvisande bild av beståndsstatusen med felaktiga råd som följd effekt (Havs- och vattenmyndigheten, 2019).

Sanktioner är en central del av fiskerikontrollen; avgörande för att regler och kvoter ska få faktisk effekt. Enligt EU:s kontrollförordning ska medlemsstater säkerställa att överträdelser ska bli föremål för sanktioner som ska vara effektiva, och proportionella och avskräckande (Regulation (EU) 1224/2009). En särskild utmaning är att återkommande, formellt mindre överträdelser - som felaktig artredovisning, brister i märkning eller överskridna toleransmarginaler - ofta behandlas som småsaker och sanktionerna ligger på en nivå som inte är tillräckligt avskräckande (Europeiska revisionsrätten, 2017). Dessa överträdelser har dock en kumulativ påverkan på spårbarhet, datakvalitet och förvaltningens ekologiska effekt, men beaktas i begränsad utsträckning i när det kommer till kontroll och sätta sanktioner. Låg täckning av oberoende övervakning, bristfällig rapportering av bifångster och otillräcklig kontroll av känsliga områden förstärker problemen.

I dagsläget är det svenska sanktionssystemet splittrat och spritt över flera lagar och myndigheter, bland annat fiskelagen, miljöbalken, EU:s kontrollförordning, Kustbevakningen, polis och åklagarmyndighet. Tillämpningen är inkonsekvent och ofta otidsenlig, vilket medför att endast en liten andel av överträdelser leder till betydande ingripanden. Detta har också uppmärksammat i utredningen En moderniserad fiskelagstiftning (SOU 2025:89), som pekar på behovet av en mer sammanhållen och systematisk reglering av fiskerikontrollen.

Sammantaget innebär dessa brister i kontroll och begränsad påföljd att olagligt, orapporterat och oreglerat fiske (IUU) inte i tillräcklig grad motverkas. Fiskerikontrollens funktion – från regler och övervakning till sanktioner – undergrävs, vilket påverkar tillförlitligheten i fångstdata, beståndsbedömningar och kvotbeslut, och därmed fiskeriförvaltningens effektivitet och hållbarhet.

Landningsskyldighet

Många fiskemetoder fångar även fiskar som inte är målarter eller som har fel storlek, vilket tidigare har lett till att de kastats överbord, även kallat utkast. För att minska detta infördes landningsskyldigheten som en del av den gemensamma fiskeripolitiken, och trädde i kraft stegvis mellan 2015 och 2019. Målet var att minimera utkast, oönskade fångster samt att skapa incitament att fiska med mer selektiva redskap. Reglerna säger bland annat att fisk av kvoterade arter som är mindre än minsta referensstorlek för bevarande får inte säljas för direkt humankonsumtion. I stället kan denna fångst användas för andra ändamål som tillverkning av fiskmjöl, läkemedel, kosmetiska produkter eller biogas. Samtliga fångster ska dokumenteras, och arter omfattade av landningsskyldigheten ska förvaras separat ombord (Havs- och vattenmyndigheten, 2015).

Erfarenheterna visar dock att landningsskyldigheten haft begränsad effekt i praktiken (Europeiska kommissionen, 2025c). Bristande kontroll, omfattande undantag och låg sannolikhet för upptäckt har inneburit att utkast och felrapportering fortsatt förekommer, särskilt i fisken med blandade arter. I många fisken tillåts dessutom undantag genom så kallade de minimi-regler eller hänvisningar till hög överlevnad, vilket innebär att en del av fångsten fortfarande får kastas överbord. Samtidigt är efterlevnaden svår att kontrollera till havs, där övervakningen i stor utsträckning bygger på traditionella metoder som loggböcker, stickprovskontroller och landningskontroller i hamn.

Flera utvärderingar på EU-nivå har pekat på svårigheter att bedöma regelns genomslag och på betydande variationer i efterlevnad mellan medlemsstater (Europeiska kommissionen, 2021; Europeiska kommissionen, 2025). Bristen på heltäckande övervakning innebär att en betydande del av fångsthanteringen sker utan direkt tillsyn, vilket gör att både utkast och felrapportering kan fortsätta utan att upptäckas.

Konsekvensen är att en del av de fångster som tas upp till havs fortfarande riskerar att inte registreras korrekt i statistiken. Detta försvårar i sin tur en tillförlitlig bedömning av fisketrycket och därmed också möjligheterna att förvalta fiskbestånden i linje med målen i den gemensamma fiskeripolitiken.

Samtidigt visar försök med selektiva redskap att bifångster kan minskas avsevärt. Tester av exempelvis galler och ristlösningar har visat kraftiga minskningar av oönskad bifångst (Nilsson, 2018; Morgan & Ovegård, 2025). Intresset för sådana lösningar var initialt högt, men har minskat i takt med att landningsskyldigheten inte följts upp genom effektiv kontroll eller tydliga styrsignaler (Ovegård m.fl., 2021). Sammantaget indikerar detta att landningsskyldigheten, i sin nuvarande utformning och tillämpning, inte utgör ett tillräckligt styrmedel för att uppnå mer selektivt och ekologiskt hållbart fiske.



4 Metoder för hållbart fiske

Regleringar av var, när och hur fisket bedrivs

Reglerande verktyg är centrala för fiskeförvaltningen och används för att begränsa fiskets påverkan på bestånd och ekosystem. Dessa inkluderar områdesskydd, där vissa havsområden helt eller delvis stängs för fiske, ofta för att skydda lekplatser eller känsliga habitat. Fredningstider innebär att fisket är förbjudet under vissa perioder, exempelvis under lek eller uppväxt, för att säkerställa reproduktion. Storleksbegränsningar reglerar minimimått för fångade individer och hindrar uttag av unga fiskar innan de hunnit reproducera sig. Slutligen används anpassningar av redskap, till exempel selektiva trålar eller nät med särskilda maskstorlekar, för att minska bifångst och påverkan på botten djur. Tillsammans ger dessa åtgärder myndigheterna möjlighet att styra både var, när och hur fisket bedrivs, vilket är avgörande för långsiktig miljömässig hållbarhet.

VAR?

- Rumslig förvaltning
- Områdesskydd
- Trålgränsen
- Habitat- och lekplatser

NÄR?

- Tidsreglering
- Lekskydd
- Säsongsförvaltning
- Biologiska cykler

HUR?

- Redskapsregleringar
- Selektiva redskap
- Maskstorlek & tekniska krav
- Bifångsreduktion

Områdesskydd

Internationellt har marina skyddade områden fått en alltmer central roll i havsförvaltningen. Inom Konventionen om biologisk mångfald (CBD) etablerades redan i Aichi-målen ett arealmål för skydd av hav, vilket nu har ersatts av det globala "30 by 30"-målet: att minst 30 procent av havet ska skyddas till 2030, varav en tredjedel, 10 procent, ska vara strikt skyddat. Strikt skydd innebär i praktiken att många mänskliga aktiviteter, däribland fiske, inte tillåts. Motsvarande ambition återfinns i EU:s biodiversitetsstrategi och i genomförandet ramdirektivet för marin strategi (MSFD), som kräver att medlemsstater uppnår god miljöstatus genom att skydda och bevara havsmiljön. I Sverige kopplas detta till miljö kvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård och till den nationella handlingsplanen för marint områdesskydd. Genom havsmiljöpropositionen (Prop. 2023/24:156) har regeringen uttalat en ambition om att bidra till att skydda 30 procent av havsområdena till 2030, varav 10 procent ska ha strikt skydd, men detta är ett politiskt åtagande snarare än ett rättsligt bindande mål.

Permanent områdesskydd är i första hand ett habitat- och ekosystemverktyg. Syftet kan vara att långsiktigt skydda exempelvis lek- och uppväxtområden, känsliga bottenmiljöer, ålgräsängar eller områden som är särskilt viktiga för marina däggdjur och fåglar. Genom att minska eller helt eliminera fysisk störning och fisketryck i avgränsade områden kan produktiviteten i hela ekosystem stärkas och värdefulla miljöer bevaras.

Marina skyddade områden kan vara helt fiskefria eller tillåta vissa aktiviteter under restriktioner. I Sverige är andelen helt fiskefria områden mycket låg - mindre än en procent av kustvatten och hav - och många Natura 2000-områden och andra skyddade områden saknar specifika fiskeregleringar (Fox, 2021; SLU, 2025). Enligt Artdatabanken (2025) är fiske den verksamhet som har störst påverkan på rödlistade marina arter, och bottentrålning utgör ett särskilt hot mot bottenlevande arter och habitat. Trots detta tillåts bottentrålning i många områden med höga naturvärden. Skillnaden mellan formellt skydd och faktiskt skydd är därmed betydande.

Områdesskydd kan också vara fiskerispecifikt och införs då med stöd av fiskerilagstiftning snarare än miljöbalken. Ett centralt svenskt exempel är trålgränsen - den linje innanför vilken trålning i huvudsak inte ska förekomma, i syfte att skydda kustnära ekosystem, uppväxtområden och det småskaliga fisket. I praktiken har dock omfattande undantag och dispenser urholkat skyddet, och storskalig trålning tillåts fortsatt bedrivs nära kusten (Tano, 2023). Detta innebär att ett av de viktigaste områdesbaserade skydden för kustnära ekosystem i realiteten inte fungerar som avsett.

En utflyttning av trålgränsen lyfts ofta som en åtgärd för att stärka skyddet av kustnära vatten. Effekten är dock beroende av hur regleringen utformas i praktiken. Förslag om att samtidigt behålla eller utvidga undantag, exempelvis genom inflyttningsområden eller särskilda tillstånd, riskerar att kraftigt begränsa den faktiska miljönyttan. Erfarenheter från dagens system visar att just undantagen i många fall har blivit norm, snarare än undantag. Utan en konsekvent tillämpning riskerar därför även en formellt utflyttad trålgräns att få begränsad effekt på fisketrycket i kustnära områden. Vid en granskning 2021 kunde det konstateras att trålning tillåts i mer än 45 procent av ytan innanför trålgränsen (Tano, 2023). I centrala Östersjön togs 10 procent av fångsten innanför trålgränsen, men av den

fångsten som togs där var hela 90 procent trålad. Detta möjliggörs av undantag som ger tillträde till större fiskefartyg. Vid en eventuell utflyttning av trålgränsen bör undantag och inflyttningsområden inte beviljas.

Kritiken mot dagens områdesskydd kan således sammanfattas i tre punkter: otillräcklig andel strikt skydd, otillräckliga faktiska skyddsåtgärder i utpekade områden och bristande ekologisk representativitet. Skyddade områden är ofta små och utspridda och skyddar ett begränsat urval av livsmiljöer. De har ofta otillräckliga regleringar och effekterna av skyddet följs inte upp i tillräcklig utsträckning. Samtidigt visar både svensk och internationell forskning att väl utformade och långsiktigt förvaltade skyddade områden kan ge mycket starka ekologiska effekter – inte minst när det gäller återuppbyggnad av fiskbestånd och återhämtning av bottenmiljöer (Edgar m.fl. 2014; Bergström m.fl., 2022).

Om områdesskydd implementeras konsekvent och vetenskapligt förankrat kan det vara det mest kraftfulla verktyget i verktygslådan för hållbart fiske. Det kräver dock att strikt skydd faktiskt innebär frånvaro många mänskliga aktiviteter, att nätverken utformas ekologiskt representativt, att undantag begränsas och att övervakning och finansiering säkras långsiktigt. I en situation där flera svenska fiskbestånd befinner sig i svagt tillstånd är ett förstärkt och funktionellt områdesskydd inte bara en naturvårdsfråga, utan en grundförutsättning för framtida fiskemöjligheter.



Fredningstider

Fredningstider är ett centralt verktyg inom fiskeriförvaltning för att styra när fiske får bedrivas. Genom säsongsvisa stängningar eller tillfälliga områdesförbud kan fisket begränsas under biologiskt kritiska perioder, såsom lek, migration eller övervintring. Rätt utformade kan sådana åtgärder bidra till att skydda reproduktion och stärka beståndens långsiktiga produktionsförmåga.

Särskilt för pelagiska arter som sill/strömming och skarpsill, som periodvis bildar mycket stora och täta stim, kan tidsbegränsningar spela en viktig roll. Det pelagiska trålfisket har kapacitet att fånga mycket stora volymer fisk under kort tid, vilket innebär att bestånden kan vara särskilt sårbara när de koncentreras. Att begränsa fisket under sådana perioder kan därför i teorin minska risken för ett mycket högt och lokalt koncentrerat fisketryck.

I praktiken visar dock både forskning och förvaltningserfarenhet att effekten av fredningstider ofta är begränsad (Clarke m.fl., 2015; Eero m.fl., 2019; SLU, 2024). Ett återkommande problem är att stängningar inte sammanfaller med när det faktiska fisketrycket är som störst. Analyser av loggboksdata från det svenska sillfisket i Östersjön visar exempelvis att merparten av fångsterna tas under vinter och höst, medan vissa lekstängningar införts under vårmånaderna april-maj, då endast en mindre andel av fisket sker (Hamren, 2024). Detta innebär att de lekfredningar vi sett i Östersjön i många fall skyddar en mycket liten del av beståndet och därmed har begränsad effekt på återhämtningen.

Experter vid SLU Aqua konstaterar att tidsbegränsade stängningar sällan minskar den totala fiskedödligheten, eftersom kvoter reglerar den totala fångsten (SLU, 2024). Tekniska säsongsstängningar kan visserligen minska fisket under biologiskt känsliga perioder, men om de inte är anpassade till fisketrycket blir deras praktiska effekt på bestånden begränsad, eftersom det främst regleras av kvoter. Minskad total fiskedödlighet – exempelvis genom lägre kvoter eller riktat fiske - är ofta mer avgörande för att stärka beståndens återhämtning.

Det innebär dock inte att fredningstider saknar betydelse. För många kust- och sötvattensarter, såsom gädda, abborre samt lax och öring, är lekfredningar ett etablerat och ofta viktigt verktyg för att skydda reproduktioner (Länsstyrelsen, u.å.). I dessa fall, där fisket är mer lokalt och inte alltid kvotreglerat, kan tidsbegränsningar ha en mer direkt effekt på beståndens utveckling.

Sammanfattningsvis är fredningstider ett relevant men ofta överskattat verktyg. Deras effekt är starkt beroende av att de sammanfaller med både biologiskt känsliga perioder och faktiskt fisketryck, samt att de kombineras med andra åtgärder som begränsar det totala uttaget. Utan detta riskerar de att få begränsad betydelse för beståndens återhämtning, trots att de kan framstå som ambitiösa i förvaltningsbeslut.

Begränsning av storlek och redskap

Redskapsregleringar utgör ett centralt miljöreglerande verktyg i fiskeriförvaltningen genom att styra hur fisket bedrivs. Till skillnad från områdesskydd, som reglerar var fiske får ske, och fredningstider, som reglerar när, syftar redskapsregleringar till att påverka hur själva genomförandet av fisket sker.

Genom att reglera vilka redskap som får användas, hur de är utformade samt i vilken omfattning de får användas kan fiskets selektivitet förbättras och dess påverkan på arter, bestånd och livsmiljöer minska. Redskapsregleringar kan därmed i många fall reducera fiskets miljöpåverkan utan att helt stänga fisket, vilket gör dem till ett viktigt komplement till andra förvaltningsåtgärder. Genom redskapsregleringar kan man till exempel uppnå större träffsäkerhet när det gäller målart och önskad storlek på fisk, samt minska bifångster av känsliga arter och fysisk påverkan på bottenmiljöer.

Den mest direkta formen av redskapsreglering är att förbjuda eller begränsa redskap som är förknippade med särskilt stor miljöpåverkan. Detta gäller exempelvis redskap som orsakar omfattande fysisk påverkan på bottenhabitat, har hög bifångst av känsliga eller skyddade arter eller är svåra att göra selektiva. Sådana begränsningar används ofta i specifika områden, men kan även tillämpas mer generellt. Reglering av bottentrålning är ett tydligt exempel där syftet är att minska påverkan på bentiska ekosystem (den zon som omfattas av havsbotten).

En annan central kategori utgörs av tekniska krav som styr hur redskap är konstruerade och fungerar. Det kan handla om regler om minsta maskstorlek i nät, krav på selektionspaneler eller sorteringsgaller i trålar, flyktöppningar i burar eller begränsningar av redskapens dimensioner. Syftet med dessa regler är att öka selektiviteten så att oönskade arter och individer, exempelvis ung fisk, kan undkomma. Denna typ av reglering är central i EU:s förordning om tekniska bevarandeåtgärder (Regulation (EU) 2019/1241), som utgör kärnan i hur redskap och selektivitet regleras inom den gemensamma fiskeripolitiken.

Redskapsregleringar styr inte bara typen av redskap utan också deras omfattning, såsom antal linor eller garn, längd och dimensioner. Denna typ av regler är särskilt vanlig i småskaligt kustfiske samt fritids- och insjöfiske, där de ofta utgör ett centralt styrmedel, medan de i storskaligt EU-fiske främst kompletterar kvoter och tekniska krav. Genom att påverka vilka individer som fångas kan redskapsregleringar öka selektiviteten, skydda unga fiskar och minska bifångst av hotade arter, samtidigt som påverkan på bottenhabitat begränsas och resursanvändningen blir mer effektiv.

Trots detta finns flera utmaningar kopplade till hur redskapsregleringar är utformade och tillämpas i praktiken. Forskning och policyutvärderingar visar att tekniska regler ofta utgör miniminivåer snarare än att driva utvecklingen mot bästa tillgängliga teknik, samtidigt som regelverken uppdateras långsamt i förhållande till ny kunskap och innovation. Vidare ligger fokus i många fall på att reglera fångst snarare än att minska bredare ekosystemeffekter, och möjligheterna till regional anpassning och resultatbaserade angreppssätt är fortfarande begränsade. Sammantaget innebär detta att redskapsregleringarnas potential som styrmedel inte fullt ut realiserats.

I Sverige finns en omfattande utveckling av selektiva och skonsamma fiskeredskap, ofta i nära samarbete mellan forskare och yrkesfiskare. Sedan 2014 har detta arbete bland annat bedrivits genom Sekretariatet för selektivt fiske vid SLU Aqua, där ett stort antal projekt genomförts med syfte att minska oönskade fångster, förbättra selektivitet och minska fiskets miljöpåverkan (SLU, 2026).

Trots detta har många av de framtagna redskapen haft begränsad spridning i fiskeflottan och endast i begränsad utsträckning omsatts i standardpraxis eller bindande regelverk. Detta pekar på ett glapp mellan teknisk utveckling och implementering. En viktig förklaring är att deltagande i utvecklingsprojekt ofta sker under kontrollerade former, där fiskare kompenseras ekonomiskt för eventuella inkomstbortfall, medan motsvarande incitament saknas vid bredare införande. Samtidigt innebär investeringar i nya redskap kostnader och osäkerhet kring fångstsammansättning och lönsamhet.

Fördelningsverktyg

Fördelningsverktyg används för att styra hur tillgängliga fiskemöjligheter fördelas mellan olika aktörer inom fisket. Detta bygger på artikel 17 i EU:s gemensamma fiskeripolitik, som anger att medlemsstater ska använda miljömässiga, sociala och ekonomiska kriterier vid fördelning av kvoter. I praktiken omfattar detta system för att fördela kvoter mellan fiskare, fartyg eller segment av flottan, såsom individuella överförbara kvoter (ITQ), kustkvoter och andra nationella modeller såsom årliga demersala (det fisket som sker på bottenlevande arter) fiskemöjligheter.

För vissa arter, som sill och skarpsill, används marknadsbaserade system där kvoter kan köpas och säljas, medan andra arter, som räka och havskräfta, i högre grad regleras genom licenser, redskapsbegränsningar och tillträdesregler. Hur dessa verktyg utformas har stor betydelse för vilka aktörer som får tillgång till resurserna, hur fisket bedrivs och hur hårt olika bestånd exploateras. Trots att artikel 17 betonar miljömässiga och sociala kriterier har fördelningen i många fall i hög grad styrts av historiska fångster och ekonomisk effektivitet, vilket kan påverka möjligheterna att uppnå ekologiskt hållbara bestånd.

Överförbara fiskerättigheter

I Sverige har de viktigaste kommersiella pelagiska arterna kvoterats genom individuellt överförbara fiskekvoter (Individualist Transferable Quotas, ITQ). Systemet infördes 2009 för sill och makrill och bygger på principen att tilldela enskilda fiskare eller företag en exklusiv andel av totalkvoten, som sedan kan köpas och säljas. Syftet var att minska överkapacitet i flottan och förbättra den ekonomiska lönsamheten. Småskaliga fiskare undantogs genom särskilda kustkvoter.

ITQ-systemet har i viss mån uppnått sina nationella mål: flottan har minskat i antal fartyg och lönsamheten i det pelagiska fisket har ökat (Havs- och vattenmyndigheten, 2014). Samtidigt visar erfarenheten att systemet inte har möjliggjort uppfyllandet av det övergripande målet med EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP): livskraftiga fiskbestånd. Trots effektivisering och ökad ekonomisk kontroll har överexploatering fortsatt, och flera bestånd återhämtar sig inte i den takt som krävs för ekologisk hållbarhet.

Systemet bygger på marknadsprinciper där kvoter kan köpas och säljas, vilket har lett till att resurser koncentrerats till de mest effektiva och storskaliga aktörerna. Kritiker menar att ITQ-systemet riskerar att fungera mer som ett ekonomiskt verktyg än som ett instrument för ekologisk hållbarhet (Dagens Nyheter, 2023a). Denna koncentration av kvoter hos några få storskaliga aktörer, i kombination med snabb teknisk utveckling har detta lett till ökad fiskekapacitet per fartyg och hög exploateringsintensitet, vilket riskerar att förstärka trycket på redan utsatta bestånd. Samtidigt tas en växande del av fångsterna upp genom industriellt foderfiske, där sill och skarpsill används till fiskmjöl och fiskolja snarare än till humankonsumtion.

Kvoter för småskaligt och kustnära fiske

Kustnära och småskaliga fiskekvoter utgör ett viktigt fördelningsverktyg inom svensk fiskeriförvaltning, med syfte att säkerställa tillgång till fiskeresurser för mindre aktörer och att upprätthålla ett levande kustfiske. Till skillnad från individuella överförbara kvoter (ITQ), som i hög grad fokuserar på ekonomisk effektivitet, är kustkvoter utformade för att främja sociala och regionala mål samt bidra till ett mer diversifierat fiske. Dessa kvoter riktas typiskt till fartyg under 12 meter som bedriver fiske nära kusten, ofta med passiva redskap och korta fiskeresor, vilket innebär en stark koppling till lokala hamnar och kustsamhällen.

Inom det pelagiska fisket i Sverige avsätts en del av den nationella kvoten som särskilda kustkvoter, vilka inte är individuellt fördelade utan tillgängliga för en definierad grupp av småskaliga fiskare. Kustkvoter kan därmed förstås som ett komplement till ITQ-systemet, med syfte att motverka dess koncentrationseffekter och säkerställa fortsatt deltagande från småskaliga fiskeföretag.

En av Sveriges största trålare, GG 220 Clipperton med hemmahamn på Donsö, som främst fiskar skarpsill i Östersjön och sill i Bottniska viken.



Foto: Henrik C. Andersson

Licenser och tillstånd

Licenser och tillstånd utgör ett centralt fördelningsverktyg i det demersala fisket på Västkusten, särskilt för arter som nordhavsräka och havskräfta. För dessa arter fastställs en total kvot på EU-nivå, ofta i samarbete med Norge, varefter den svenska andelen fördelas nationellt genom licenser och årliga individuella fiskemöjligheter. Systemet reglerar därmed främst tillträdet till fisket, genom begränsningar i antal fartyg, tillstånd och tekniska regler, snarare än att styra hur stora uttag varje aktör gör.

Samtidigt pågår en statlig utveckling mot att införa mer långsiktiga och överlåtbara fiskerättigheter i det demersala fisket, någon Havs- och vattenmyndigheten gav förslag på utformning 2024, efter flertalet utredningar och regeringsuppdrag (Havs- och vattenmyndigheten, 2024c). Erfarenheterna från det pelagiska fisket visar dock att sådana system, trots ökad ekonomisk effektivitet, inte har lett till återhämtade fiskbestånd - trots att detta är ett centralt mål inom EU:s gemensamma fiskeripolitik.

Detta väcker grundläggande frågor om riktningen för det demersala fisket. Om fördelningssystem i praktiken fortsätter att utformas utifrån historiska rättigheter och ekonomisk rationalitet, snarare än beståndens ekologiska status, finns en tydlig risk att samma utveckling som inom det pelagiska fisket upprepas. Att införa mer långtgående rättighetsbaserade system i ett fiske där flera bestånd redan är pressade riskerar därmed att ytterligare försvåra möjligheten att uppnå ekologiskt hållbara fisk- och skaldjursbestånd. Även om flertalet av målarterna i detta fiske bedöms vara livskraftiga i skrivande stund, har det system som gäller för pelagiskt fiske inte varit tillräckligt för att säkerställa just det; livskraftiga bestånd.

Ett talande exempel på denna problematik är fisket efter europeisk ål, där licensbaserat fiske fortfarande tillåts trots artens akuta hotstatus. Att upprätthålla ett aktivt fiske på en så kraftigt hotad art illustrerar hur andra hänsyn än ekologiska fortsatt kan väga tyngre i förvaltningen, vilket står i direkt konflikt med målet om livskraftiga bestånd.



För fiske på exempelvis räka och havskräfta ges tillstånd och licenser. Foto: Naturskyddsföreningen

Incitaments- och strukturverktyg

Ekonomiska styrmedel spelar en central roll i att forma fiskets utveckling genom att påverka kostnader, incitament och därmed även fiskets omfattning och inriktning. Genom subventioner, stödprogram och offentliga investeringar kan staten både driva på och bromsa olika typer av fiske. Erfarenheter visar dock att sådana styrmedel inte alltid har varit förenliga med målet om ett långsiktigt hållbart nyttjande av marina resurser, särskilt när de bidragit till överkapacitet och ökat fisketryck. Samtidigt utgör de ett viktigt verktyg för omställning, där rätt utformade stöd kan främja selektiva metoder, stärka förvaltningen och minska fiskets miljöpåverkan. Hur ekonomiska styrmedel utformas är därmed avgörande för om de bidrar till eller motverkar hållbarhetsmålen.

Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel har haft en central betydelse för fiskets utveckling, både i Sverige och globalt. Genom subventioner, stödprogram och offentliga investeringar påverkas kostnader, incitament och därmed också fiskets omfattning och inriktning.

Samtidigt visar såväl forskning som policyanalyser att ekonomiska styrmedel inte alltid har varit i linje med målet om ett långsiktigt hållbart nyttjande av marina resurser. Internationella organisationer som FN och OECD har återkommande lyft att subventioner till fisket kan bidra till att bygga upp överkapacitet och därigenom öka trycket på fiskbestånd (Waldo & Hammarlund, 2017). 2021 gick över 300 forskare ut och krävde av WTO att förbjuda skadliga subventioner inom fisket (Sumaila m.fl., 2021). Detta återspeglas också i FN:s globala mål för hållbar utveckling, där mål 14.6 syftar till att förbjuda subventioner som bidrar till överfiske och överkapacitet.

Samtidigt är bilden inte entydig. Ekonomiska styrmedel kan även användas för att stärka förvaltning, förbättra kunskapsunderlag och stödja en omställning mot mer hållbara fiskemetoder. Hur stöden utformas är därmed avgörande för om de bidrar till eller motverkar hållbarhetsmålen.

Subventioner och stöd med kapacitetshöjande effekter

En central kategori av ekonomiska styrmedel är de stöd som sänker kostnader eller ökar intäkter i fisket. Dessa inkluderar exempelvis stöd till fartygsbygge och modernisering, samt bränslesubventioner. Sådana stöd har i många fall kopplats till en utveckling där fiskets kapacitet och räckvidd ökar. Genom att sänka rörliga kostnader, särskilt för bränsle, möjliggörs ett mer omfattande fiske, både geografiskt och i termer av ansträngning. Bränslesubventioner har exempelvis bidragit till att göra fisket mer bränsleintensivt globalt och innebär samtidigt att sektorn inte fullt ut bär sina klimatrelaterade kostnader (Waldo & Hammarlund, 2017).

Stöd för selektivitet, innovation och minskad miljöpåverkan

Parallellt med kapacitetshöjande stöd finns ekonomiska styrmedel som syftar till att minska fiskets miljöpåverkan och främja teknisk utveckling. Inom ramen för Havs-, fiskeri- och vattenbruksprogrammet finns exempelvis stöd för investeringar ombord, utveckling av redskap samt åtgärder för att minska påverkan på den marina miljön.

Dessa stöd har potential att bidra till ett mer hållbart fiske, exempelvis genom ökad selektivitet och minskade bifångster. Samtidigt visar erfarenheter att effekterna i hög grad beror på hur stöden utformas, vilka krav som ställs och hur de följs upp. Det finns också indikationer på att sådana stöd hittills haft en mer begränsad påverkan i relation till de ekonomiska drivkrafter som skapas av andra typer av subventioner. Detta understryker vikten av att ekonomiska styrmedel utformas samlat och i linje med övergripande förvaltningsmål.

Stöd till förvaltning, kontroll och kunskapsuppbyggnad

En annan viktig kategori av ekonomiska styrmedel är stöd till förvaltning, datainsamling och kontroll. Dessa syftar till att stärka kunskapsunderlaget och möjliggöra en mer effektiv tillämpning av fiskeripolitiken.

Exempelvis har stöd finansierat investeringar i spårbarhetssystem, elektronisk fångstrapportering och övervakning av fiskefartyg (Lenefors & Svensson 2025). Syftet är att säkerställa att nödvändiga data finns tillgängliga för att genomföra EU:s gemensamma fiskeripolitik samt att förbättra uppföljning och kontroll.





5 Utmaningar och hinder

Det finns idag en omfattande kunskap om de utmaningar som präglar fisket i Sverige och EU, och de övergripande målen för ett hållbart nyttjande av marina resurser är väl etablerade. Trots detta kvarstår betydande hinder för att nå ett långsiktigt hållbart fiske. Dessa hinder är inte enbart kopplade till enskilda faktorer, utan speglar ett samspel mellan brister i genomförande, ett försämrat ekosystemtillstånd, strukturella problem i förvaltningen samt målkonflikter mellan olika intressen.

Implementeringsgapet – när regelverk inte omsätts i praktiken

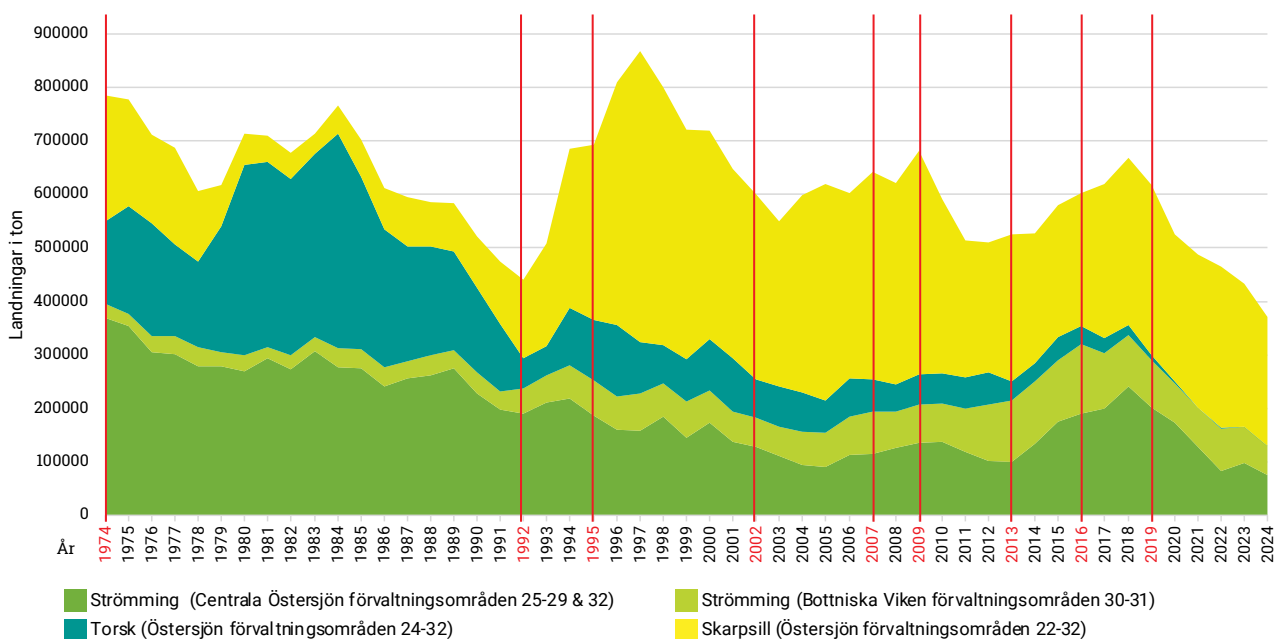
En återkommande och grundläggande utmaning i fiskeriförvaltningen är glappet mellan beslutade regelverk och deras faktiska genomförande. Trots att både EU:s gemensamma fiskeripolitik och nationell lagstiftning innehåller omfattande bestämmelser för att säkerställa ett hållbart nyttjande av marina resurser, visar såväl tidigare analyser som denna rapport att efterlevnaden ofta är bristfällig. Detta gäller särskilt centrala delar såsom landningsskyldigheten, fångstrapporering och kontroll av bifångster.

Samtidigt finns ett ytterligare glapp mellan politikens mål och de beslut som fattas i praktiken. Trots att den gemensamma fiskeripolitiken anger att fiskbestånd ska förvaltas i linje med maximal hållbar avkastning (MSY), har fiskekvoter i många fall satts över de vetenskapliga rekommendationerna. Detta innebär att även ett fullt implementerat regelverk riskerar att inte uppnå sina ekologiska mål.

Otillräcklig övervakning, fragmenterat myndighetsansvar och svaga sanktioner bidrar sammantaget till att regelverket inte får avsedd effekt. När överträdelser inte upptäcks eller inte leder till proportionerliga konsekvenser riskerar det att underminera både förvaltningens legitimitet och betydelsen av de ekologiska målen. Bristande implementering handlar därmed inte enbart om enskilda överträdelser, utan om strukturella problem i kontrollsystem, beslutsprocesser och incitament.

Samtidigt visar genomgångar på både nationell och europeisk nivå att även bredare miljölagstiftning, såsom centrala EU-direktiv, inte genomförs fullt ut (Europeiska kommissionen, 2025a; Europeiska kommissionen, 2025b). Detta förstärker problemet ytterligare, då fiskbeståndens status i hög grad påverkas av andra miljöfaktorer än fisketrycket i sig. Sammantaget innebär detta att både brister i beslut och i genomförande bidrar till att befintliga regelverk i många fall inte realiserar i praktiken, vilket utgör ett centralt hinder för ett hållbart fiske.

Landningar i Östersjön 1974–2014
– i relation till centrala fiskeripolitiska händelser



- 1974:** HELCOM etableras, vilket markerar starten för regionalt samarbete kring Östersjöns miljöproblem.
- 1992:** Kollaps av torsk i Östersjön; samtidigt ökar fisket på pelagiska arter som skarpsill, vilket illustrerar ett skifte i ekosystemet ("fishing down the food web").
- 1995:** Sverige går med i EU och omfattas av den gemensamma fiskeripolitiken (GFP).
- 2002:** Reform av CFP med ökat fokus på långsiktig förvaltning av fiskbestånd.
- 2007:** Införande av förvaltningsplan för torsk i Östersjön.
- 2009:** Införande av individuella överförbara fiskerättigheter (ITQ) i det svenska pelagiska fisket.
- 2013:** Ny CFP-reform där mål om maximalt hållbart uttag (MSY) och landningsskyldighet fastställs.
- 2016:** Införande av fleråriga, flerartsbaserade förvaltningsplaner för Östersjön.
- 2019:** Landningsskyldigheten fullt implementerad inom EU:s fiske.

Trots successiva reformer av fiskeriförvaltningen under perioden 1974–2019 visar diagrammet en långsiktig nedgång i landningar av centrala Östersjöarter såsom torsk, strömming och skarpsill.

Ekosystem i förändring och försämring

En annan avgörande utmaning är att fisket verkar i ekosystem som i många fall är kraftigt påverkade, både av fiske och av andra problem. Tillståndet i såväl Östersjön som Västerhavet kännetecknas av övergödning, syrebrist, förändrade näringsvävar och minskad biologisk mångfald. Klimatförändringarnas effekter, såsom stigande temperaturer, förändrad salthalt och skiftande artutbredning, förstärker ytterligare dessa påfrestningar.

Detta innebär att förutsättningarna för fisket i grunden har förändrats. I flera fall begränsas möjligheterna till ett hållbart och livskraftigt fiske inte enbart av regleringar, utan av ekosystemens minskade produktionsförmåga. Sviktande bestånd och brist på återhämtning är därmed inte enbart ett resultat av historiskt fisketryck, utan av ett komplext samspel mellan flera miljöfaktorer.

Trots detta är fiskeriförvaltningen i stor utsträckning utformad för att enbart hantera enskilda bestånd snarare än hela ekosystem. Detta skapar en diskrepans mellan de ekologiska realiteterna och de förvaltningsverktyg som används. Så länge ekosystemens tillstånd inte förbättras riskerar även väl utformade fiskeregleringar att få begränsad effekt, vilket gör ekosystemens återhämtning till en grundförutsättning för ett långsiktigt hållbart fiske.

En ekosystembaserad förvaltning i teori snarare än praktik

Ekosystemansatsen utgör en central princip i både europeisk och svensk fiskeripolitik. Trots detta visar såväl denna rapport som tidigare analyser att förvaltningen i praktiken fortfarande i stor utsträckning präglas av ett beståndsbaserat perspektiv. Beslut fattas utifrån enskilda arters status, medan bredare ekologiska samband, kumulativa effekter och påverkan på livsmiljöer får en mer begränsad roll.

Detta gäller särskilt kvotsättningen, men även exempelvis hanteringen av bifångster, fysisk påverkan på bottnar och effekter på näringsvävar, där åtgärder ofta är fragmenterade eller otillräckligt integrerade i den övergripande förvaltningen. Även kopplingar till andra miljömål, såsom restaurering av livsmiljöer och skydd av biologisk mångfald, är i många fall svagt utvecklade.

En central utmaning är därmed inte avsaknaden av en ekosystembaserad ansats i policy, utan bristen på dess konsekventa tillämpning i praktiken. Detta riskerar att leda till att förvaltningen inte fullt ut adresserar de faktorer som påverkar fiskbeståndens långsiktiga livskraft, och därmed inte heller uppnår sina övergripande mål.

I detta sammanhang behöver även klimatförändringar beaktas, då ett fiske i ett förändrat klimat – med förändrade utbredningar, produktivitet och ekologiska interaktioner – ställer ytterligare krav på en adaptiv och ekosystembaserad förvaltning.

Systemfel i incitament och styrning

Det finns även mer grundläggande systemproblem kopplade till hur fisket är organiserat och styrt. Historiskt har tillgången till fiskeresurser i många fall präglats av öppet eller svagt reglerat tillträde, vilket har bidragit till överkapacitet, överfiske och låg lönsamhet. Även senare förvaltningsmodeller, såsom överlåtbara fiskerättigheter, har haft begränsad eller ingen effekt när det gäller att förbättra den ekologiska statusen.

Samtidigt kvarstår en tydlig målkonflikt mellan ekonomisk lönsamhet och ekologisk hållbarhet. Delar av fisket, särskilt det kustnära småskaliga fisket, brottas med låg lönsamhet och minskade fångstmöjligheter, medan andra segment, till exempel det storskaliga trålfisket efter sill och skarpsill, uppvisar högre ekonomisk bärkraft. Värdeskapandet sker dessutom ofta senare i livsmedelskedjan, exempelvis genom vidareförädling och distribution, vilket ytterligare påverkar incitamenten inom själva fisket (Havs- och vattenmyndigheten & Jordbruksverket, 2021).

Dessa strukturer innebär att systemet i många fall inte premierar hållbara fiskemetoder eller långsiktigt resursutnyttjande. I stället kan kortsiktiga ekonomiska drivkrafter fortsatt bidra till ett högt fisketryck eller till att nödvändiga omställningar fördröjs. Att hantera dessa incitamentsstrukturer är därför centralt för att möjliggöra en verkligt hållbar utveckling av fisket.

Kunskap och osäkerhet

Kunskapen om marina ekosystem och fiskbestånd har ökat avsevärt under de senaste decennierna. Samtidigt kvarstår betydande osäkerheter, särskilt när det gäller ekosystemens dynamik, kumulativa effekter och lokala variationer. Detta skapar utmaningar i förvaltningen, där beslut ofta måste fattas under osäkerhet.

Problemet handlar dock inte enbart om kunskapsbrist, utan även om hur tillgänglig kunskap används. Brister i datakvalitet, exempelvis till följd av felrapportering av fångster, kan påverka tillförlitligheten i de vetenskapliga underlag som ligger till grund för senare rekommendationer och kvotbeslut. Samtidigt integreras inte alltid befintlig kunskap om ekosystemeffekter, habitatpåverkan eller biologisk mångfald i beslutsprocesserna i tillräcklig utsträckning.

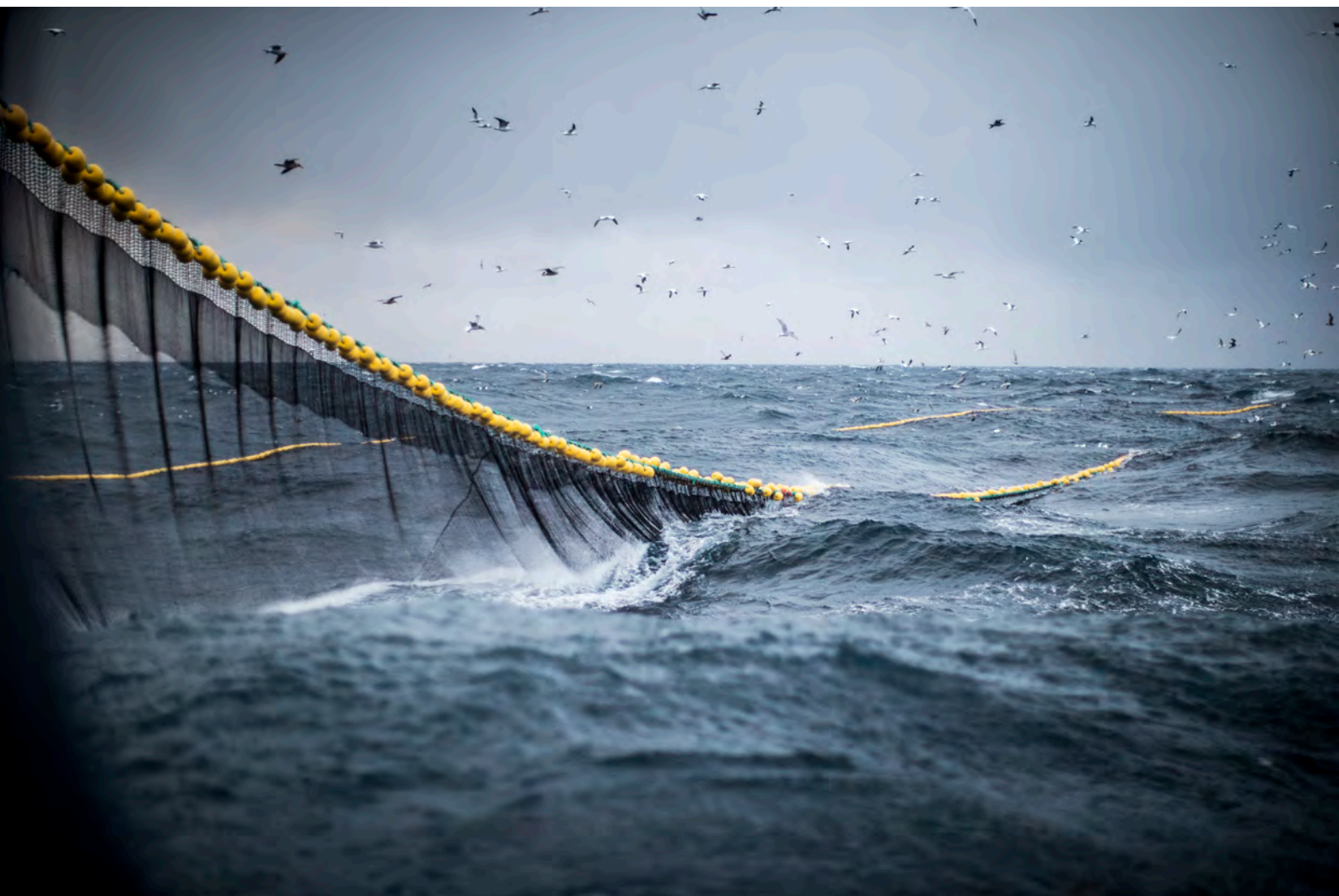
Detta innebär att förvaltningen riskerar att inte fullt ut utnyttja det kunskapsunderlag som finns tillgängligt, vilket i sin tur kan leda till mindre effektiva eller otillräckliga åtgärder. Att stärka kopplingen mellan vetenskap, datainsamling och beslutsfattande framstår därför som en central utmaning.

Fragmenterad styrning och målkonflikter

Slutligen präglas fiskeriförvaltningen av en hög grad av komplexitet, där flera mål, regelverk och aktörer samverkar. Ekologiska, ekonomiska och sociala mål ska balanseras, samtidigt som både nationella och europeiska regelverk ska tillämpas. Detta skapar en situation där målkonflikter ofta uppstår och där det saknas en tydlig hierarki mellan olika prioriteringar.

Vidare är ansvarsfördelningen mellan olika myndigheter och nivåer i förvaltningen i vissa fall otydlig, vilket kan leda till fragmentering och inkonsekvent tillämpning. Dessutom påverkas fiskbestånden i hög grad av verksamheter utanför fiskerisektorn, såsom jordbruk, industri och kustexploatering, vilket ytterligare komplicerar styrningen.

Denna fragmentering innebär att åtgärder inom fiskeriförvaltningen riskerar att motverkas av utvecklingen inom andra sektorer, eller att viktiga åtgärder uteblir på grund av otydliga mandat. För att uppnå ett hållbart fiske krävs därför en mer samordnad och integrerad styrning, där framför allt ekologiska mål ges en tydlig och styrande roll.





6 Vägen framåt

Våra hav är komplexa ekosystem som utgör grunden för biologisk mångfald, livskraftiga fiskbestånd och fungerande näringsvävar. Samtidigt visar utvecklingen i svenska havsområden, inte minst i Östersjön, att dagens fiskeriförvaltning inte är tillräckligt för att säkerställa dessa värden. Överfiske, omfattande bifångster och destruktiva fiskemetoder som bottentrålning har bidragit till att försvara både bestånd och ekosystem.

Trots att EU:s gemensamma fiskeripolitik ska bygga på vetenskaplig rådgivning, försiktighetsprincip och en ekosystembaserad ansats, brister tillämpningen i praktiken. Kvoter har återkommande satts över vetenskapliga rekommendationer, fisket tillåts fortsätta på svaga bestånd och destruktiva metoder tillåts i områden där de riskerar att motverka både återhämtning och miljömål. Samtidigt försvåras en effektiv förvaltning av brister i kontroll, rapportering och uppföljning.

För att vända utvecklingen krävs en tydlig omställning av fiskeriförvaltningen. Fiske på hotade bestånd måste upphöra, kvotbeslut ska ligga i linje med vetenskapliga råd och försiktighetsprincipen måste tillämpas konsekvent. Bottentrålning behöver fasas ut, särskilt i kustnära och ekologiskt känsliga områden, och skyddade område måste ges ett faktiskt skydd. Samtidigt krävs en stärkt fiskerikontroll och åtgärder för att minska bifångster och säkerställa tillförlitliga data.

Ett hållbart fiske förutsätter att nyttjandet sker inom ekosystemens gränser. I praktiken kräver det beslut som konsekvent prioriterar beståndens återhämtning och ekosystemens funktion framför kortsiktiga intressen.

Rekommendationer

- **Inför en verkligt ekosystembaserad fiskeriförvaltning**

Dagens förvaltning utgår i stor utsträckning från enskilda bestånd, trots att fisket påverkar hela ekosystem. Kvotsättning och andra beslut måste ta hänsyn till arter i samspel, näringsvävar och kumulativa effekter av fisket. Detta kräver att nuvarande enartsbaserade rådgivning ersätts med rådgivning som tar hänsyn till ekosystemens funktion och behov.
- **Låt försiktighetsprincipen styra fisket**

Vid osäkerhet om beståndens status eller ekosystemeffekter ska fisketrycket minska – inte upprätthållas. Avsaknad av fullständig kunskap får aldrig användas som skäl att skjuta upp nödvändiga åtgärder. Försiktighetsprincipen måste vara vägledande i praktiken, inte enbart en övergripande ambition.
- **Stärk vetenskapen och bredda kunskapsunderlaget**

Fiskeriförvaltningen måste vila på vetenskap som bättre speglar ekosystemens komplexitet, inte enbart enskilda arter. Datainsamling, rådgivning och analys behöver utvecklas för att hantera osäkerheter, kumulativa effekter och verkligt ekosystembaserade frågeställningar. Samtidigt måste tillgänglig kunskap användas mer konsekvent i beslutsfattandet.
- **Stoppa fiske på hotade bestånd**

Fiske på hotade arter och bestånd måste upphöra omedelbart. Att tillåta fortsatt fiske på bestånd under säkra biologiska gränser riskerar att förvärra situationen ytterligare och fördröja återhämtning, i strid med både vetenskapliga råd och försiktighetsprincipen.
- **Fasa ut bottentrålning**

Bottentrålning orsakar omfattande skador på havsbottnar och marina ekosystem samt minskar havens förmåga att lagra kol. För att nå målen om biologisk mångfald och klimat krävs att bottentrålning förbjuds i skyddade områden och fاسas ut i områden där den medför störst ekologisk påverkan.
- **Säkerställ fungerande kontroll och efterlevnad**

Regelverk får begränsad effekt när efterlevnaden brister. Kontrollsystemen måste stärkas för att motverka felrapportering, otillräcklig uppföljning och att betydande delar av fiskets påverkan förblir oregistrerad. Effektiv kontroll är en grundförutsättning för att förvaltningen ska få faktisk genomslagskraft.
- **Styr om fiskemöjligheter till fiske med låg miljöpåverkan**

Fördelningen av kvoter och tillträde ska premiera fiske med selektiva och skonsamma metoder. I ett svenskt och europeiskt sammanhang innebär det att småskaligt, kustnära fiske ges bättre förutsättningar i relation till mer storskaliga och högpåverkande segment. Detta är avgörande för att styra fisket mot lägre ekologisk påverkan.
- **Avskaffa skadliga subventioner och rikta stöd rätt**

Offentliga medel ska inte bidra till överkapacitet eller ökat fisketryck. Stöd och investeringar ska i stället styra mot minskad miljöpåverkan, bättre selektivitet och ett fiske inom ekosystemens gränser. Hur ekonomiska styrmedel utformas är avgörande för vilka incitament som faktiskt skapas i praktiken.



7 Referenser

- Andersson, S., Lidberg, J., Stage, J. & Waldo, S. (2024) *Ekonomi i det småskaliga Östersjöfisket*. AgriFood Rapport 2024:4. AgriFood Economics Centre, Sveriges lantbruksuniversitet & Lunds universitet. Tillgänglig på: https://www.agrifood.se/Files/AgriFood_Rapport20244.pdf
- Artdatabanken (2025) *Rödlistade arter i Sverige 2025*. Sveriges lantbruksuniversitet. <https://pub.epsilon.slu.se/39759/3/slu-artdatabanken-rodlistan-2025.pdf>
- Ask, L. & Svedäng, H. (2019) *En näring i nationens tjänst – utvecklingen av fisket och fiskeriförvaltningen i Sverige*. Havsmiljöinstitutet Rapport nr 2019:7 <https://www.havsmiljo.se/pdf/rapporter/2019-7.pdf>
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M. (eds.), Börjesson, P., Eggertsen, M., Fetterplace, L., Florin, A-B., Fredriksson, R., Fredriksson, S., Kraufvelin, P., Lundström, K., Nilsson, J., Ovegård, M., Perry, D., Sacre, E., Sundelöf, A., Wikström, A., Wennhage, H. (2022) Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. *Aqua reports 2022:20*. Statens Lantbruksuniversitet. 289 pp. <https://doi.org/10.54612/a.10da2mgf51>
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R. J., & Love, M. S. (2004). *Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations*. *Fisheries*, 29(8), 23-32. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2004\)29\[23:FSVPOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2004)29[23:FSVPOA]2.0.CO;2)
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I. J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K. & Nilsson, H. C. (2012) *Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord*. *Environmental Pollution*, 170, 232-241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.019>
- BSAC (2023) BSAC Workshop on the Multiannual Plan for the Baltic Sea. [\[Modtagerfelt\]](#)
- Carpenter, G. (2017) *Landing the blame - Overfishing in the Baltic 2018*. The Economics Foundation. [Landing the blame: Overfishing in the Baltic Sea 2018](#)
- Clarke, J., Bailey, D. M., & Wright, P. J. (2015). *Evaluating the effectiveness of a seasonal spawning area closure*. *ICES Journal of Marine Science*, 72(9), 2627-2637. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv144>
- Dagens Nyheter (2023a) *Kvotsystemets fader: Jag ångrar mig*. 4 juni 2023. [Fiskeriverkets tidigare GD Axel Wenblad ångrar kvotsystemet](#) (Hämtad: 26-04-07)
- Dagens Nyheter (2023b) *Fiskekontrollanten: Vi kan inte göra några riktiga kontroller*. 20 juni 2023. <https://www.dn.se/sverige/fiskekontrollanten-vi-kan-inte-gora-nagra-riktiga-kontroller/> (Hämtad: 26-04-07)
- Daw, T., & Gray, T. (2005). *Fisheries science and sustainability in international policy: a study of failure in the European Union's Common Fisheries Policy*. *Marine Policy*, 29(3), 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2004.03.003>

- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barrett, N. S., Becerro, M. A., Bernard, A. T. F., Berkhout, J., Buxton, C. D., Campbell, S. J., Cooper, A. T., Davey, M., Edgar, S. C., Försterra, G., Galván, D. E., Irigoyen, A. J., Kushner, D. J., ... Thomson, R. J. (2014) *Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features*. *Nature*, 506(7487), 216-220 <https://doi.org/10.1038/nature13022>
- Eero, M., Hinrichsen, H. H., Hjelm, J., Huwer, B., Hüseyin, K., Köster, F. W., ... & Zimmermann, C. (2019) *Designing spawning closures can be complicated: Experience from cod in the Baltic Sea*. *Ocean & coastal management*, 169, 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.018>
- 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*. *Ecological Applications*, 19(8), 1975-1988. <https://doi.org/10.1890/08-0964.1>
- Europeiska kommissionen (2021) *Synthesis of the landing obligation measures and discard rates*. European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency. <https://data.europa.eu/doi/10.2826/176808>
- Europeiska kommissionen (2023) *Rapport om bristerna i Sveriges fiskerikontroll (del 1)*. Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE) [https://www.su.se/download/18.6f0ac-c5f19a7bc9dc1f8097c/1764770504720/EU-kommissionens%20rapport%20om%20bristerna%20i%20Sveriges%20fiskerikontroll%20\(del%201\)Final%20report%20\(del%201\).pdf](https://www.su.se/download/18.6f0ac-c5f19a7bc9dc1f8097c/1764770504720/EU-kommissionens%20rapport%20om%20bristerna%20i%20Sveriges%20fiskerikontroll%20(del%201)Final%20report%20(del%201).pdf) (Hämtad: 26-04-07)
- Europeiska kommissionen (2025a) *2025 Environmental Implementation Review Environmental implementation for prosperity and security*. (COM(2025)420 final). https://environment.ec.europa.eu/document/download/05a3b495-14b1-4e21-b12f-e90750a486ed_en?filename=COM_2025_420_F1_COMMUNICATION_FROM_COMMISSION_TO_INST_EN_V6_P1_4037868.PDF
- Europeiska kommissionen (2025b) *Granskning av genomförandet av miljöpolitiken 2025 Landsrapport – SVERIGE*. (SWD(2025) 326 final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/AUTO/?uri=CELEX%3A52025SC0326>
- Europeiska kommissionen (2025c) *Study supporting the evaluation of the landing obligation common fisheries policy: final report*. European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2926/5282226>
- Europeiska revisionsrätten (2017) *EU fisheries controls: More efforts needed*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. [EU support to timberproducing countries under the FLEGT action plan](https://support-to-timberproducing-countries-under-the-FLEGT-action-plan)
- Europeiska revisionsrätten (2022) *EU action to combat illegal fishing: Control systems in place but weakened by uneven checks and sanctions by Member States*. Special Report No 20/2022. Luxembourg: Publications Office of the European Union. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR22_20/SR_Illegal_fishing_EN.pdf
- Fox, J. (2020) *Skydd på riktigt - Vikten av att följa lagen för att värna havens biologiska mångfald*. Naturskyddsföreningen. [Naturskyddsföreningens havsrapport "Skydd på riktigt" 2020-03-06](https://naturskyddsforeningen.se/rapport/skydd-pa-riktigt-2020-03-06)
- Froese, R., Steiner, N., Papaioannou, E., MacNeil, L., Reusch, T. B., & Scotti, M. (2025). *Systemic failure of European fisheries management*. *Science*, 388(6749), 826-828. <https://doi.org/10.1126/science.adv4341>
- Förenta nationerna (1982) *United Nations Convention on the Law of the Sea*. New York: United Nations. https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf
- Förenta nationerna (1995) *Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks*. New York: United Nations. https://www.un.org/ocean-capacity/sites/www.un.org.ocean-capacity/files/files/Projects/UNFSA/docs/unfsa_text-eng.pdf
- Goodall, J., Pettersson, M. E., Andersson, A., Dahlin, I., Ryman, N., Ståhl, G., Wenneström, L., Andersson, L. & Laikre, L. (2026) *The population structure in the Baltic herring reflects natural selection and local adaptation*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 123(11), e2526500123. <https://doi.org/10.1073/pnas.2526500123>

- Hall, M., Stage, J., Tibblin, P. & Waldo, S. (2022). Spökfiskets påverkan på fiskeresursen. Rapport nr 2022:07, Havsmiljöinstitutet. [Spökfiskets påverkan på fiskeresursen | Havsmiljöinstitutet](https://www.havsmiljoinstitutet.se/Spökfiskets_paverkan_pa_fiskeresursen)
- Hammarlund, C. & Arfwedson, S.M. (2025) *Svensk handel med fisk och skaldjur – hur stor är den egentligen?* AgriFood Fokus 2025:8. AgriFood Economics Centre, Sveriges lantbruksuniversitet & Lunds universitet. https://www.agrifood.se/Files/AgriFood_Fokus20258.pdf
- Hamrén, H. (2024) *Fishing bans in Baltic Proper do not favour herring stock recovery*. Stockholm University Baltic Sea Centre. <https://www.su.se/english/divisions/stockholm-university-baltic-sea-centre/news/articles/2024-05-16-fishing-bans-in-baltic-proper-do-not-favour-herring-stock-recovery> (Hämtad: 26-04-07)
- Havs- och vattenmyndigheten (2014) *Effekterna av systemet med överlåtbara fiskerättigheter inom pelagiskt fiske* Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014-10-31. [rapport-effekterna-av-systemet-overlatbara-fiskerattigheter.pdf](https://www.havochvatten.se/rapport-effekterna-av-systemet-overlatbara-fiskerattigheter.pdf)
- Havs- och vattenmyndigheten (2015) *Landningsskyldighet*. Uppdaterad 2026-01-09. <https://www.havochvatten.se/fiske-och-handel/regler-och-lagar/landningsskyldighet-och-utkastplaner/landningsskyldighet.html> (Hämtad: 26-04-07)
- Havs- och vattenmyndigheten (2019) *Uppföljning av pelagisk kampanj och pådrag under första kvartalet 2019*. Uppföljningsenheten, Havs- och vattenmyndigheten, 22 augusti 2019. <https://www.havochvatten.se/download/18.13e0cec016d12ffc3eb6f2cc/1568377273907/uppfoljningpelagiskkampanjkvartalet2019.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (2022) *Pådrag - Fiskerikontroll*. Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/fiskeochhandel/reglerochlagar/fiskerikontrollochfisketillsyn/fiskerikontroll/padrag.html> (Hämtad: 26-04-07)
- Havs- och vattenmyndigheten (2023) *Övervakningsprogram ska skydda tumlarna*. Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/arkiv/aktuellt/2023-04-26-overvakningsprogram-ska-skydda-tumlarna.html> (Hämtad: 26-04-07).
- Havs- och vattenmyndigheten (2024a) *Regler om toleransmarginal*. Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/fiskeochhandel/reglerochlagar/regleromtoleransmarginal.html> (Hämtad: 26-04-07).
- Havs- och vattenmyndigheten (2024b) *Spökgarn och andra förlorade redskap*. Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/miljopaverkanochatgarder/miljopaverkan/marintskrap/spokgarnochandraforldoraderedskap.html> (Hämtad: 26-04-07).
- Havs- och vattenmyndigheten (2024c) *Uppdrag om att föreslå ett system med överlåtbara fiskerättigheter i demersalt fiske*. Redovisning av regeringsuppdrag, Dnr 01738-2023. [Redovisning av regeringsuppdrag](https://www.havochvatten.se/redovisning-av-regeringsuppdrag)
- Havs- och vattenmyndigheten (2025) *Det yrkesmässiga fisket i havet 2024*. Statistiska meddelanden JO 55 SM 2501. [Det yrkesmässiga fisket i havet 2024](https://www.scb.se/meddelanden/jo-55-sm-2501)
- Havs- och vattenmyndigheten & Jordbruksverket (2021). *Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021-2026*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. [Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021-2026 – friska ekosystem och hållbart nyttjande](https://www.havochvatten.se/strategi-for-svenskt-fiske-och-vattenbruk-2021-2026-friska-ekosystem-och-hallbart-nyttjande)
- HELCOM (2023). *State of the soft-bottom macrofauna community*. HELCOM core indicator report. [Soft-bottom-macrofauna-community_Final_April_2023-1.pdf](https://www.helcom.se/soft-bottom-macrofauna-community-final-april-2023-1.pdf) (Hämtad: 26-04-07).
- Hentati-Sundberg, J. (2017) *Svenskt fiske i historiens ljus – en historisk fiskeriatlas*. Aqua reports 2017:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil. https://pub.epsilon.slu.se/14568/7/hentatisundberg_j_170920.pdf
- Hilborn, R., Quinn, T. P., Schindler, D. E., & Rogers, D. E. (2003). *Biocomplexity and fisheries sustainability*. Proceedings of the national academy of sciences, 100(11), 6564-6568. <https://doi.org/10.1073/pnas.1037274100>
- Hilborn, R., Amoroso, R., Collie, J., Hiddink, J. G., Kaiser, M. J., Mazon, T., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Pitcher, C. R., Scibberas, M., & Suuronen, P. (2023) *Evaluating the sustainability and environmental impacts of trawling compared to other food production systems*. ICES Journal of Marine Science, 80(6), 1567-1579. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad115>
- 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>

- Høst, J. & Randbøll Wolff, M. (2021) *Evaluation of the Baltic Sea Advisory Council*. <https://www.bsac.dk/wp-content/uploads/2024/04/Evaluation-of-the-BSAC-FINAL-15th-January-2021.pdf>
- ICES (2025a). Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). Replacing advice provided in May 2024. ICES Advice: Recurrent Advice. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.27202563.v1>
- ICES (2025b) *Herring (Clupea harengus) in subdivisions 25-29 and 32, excluding the Gulf of Riga (central Baltic Sea)*. ICES Advice: Recurrent Advice. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.27202617.v1>
- Law, R. (2007) *Fisheries-induced evolution: present status and future directions*. *Marine Ecology Progress Series*, 335, s. 271–277 <https://doi.org/10.3354/meps335271>
- Lenefors, L. & Svensson, A. (2025) *Kartläggning av stöd till fiskerikontroll, datainsamling och genomförande av havsmiljödirektivet*. Utvärderingsrapport 2025:12. Jordbruksverket [Kartläggning av stöd till fiskerikontroll, datainsamling och genomförande av havsmiljödirektivet](https://www.jordbruksverket.se/kartlaggning-av-stod-till-fiskerikontroll-datainsamling-och-genomforande-av-havsmiljodirektivet)
- Linsy, P., Sommer, S., Kallmeyer, J., Bernsee, S., Scholz, F., Kalapurakkal, H.T. & Dale, A.W. (2025) *Reduction of carbon, alkalinity and nutrient fluxes in the southern Baltic Sea caused by dragging of otter trawl nets across the seafloor*. *Biogeosciences*, 22, s. 6727–6750. <https://doi.org/10.5194/bg-22-6727-2025>
- Länsstyrelserna (u.å) Svenska fiskeregler. [Startsida - Svenska fiskeregler](https://www.lansstyrelserna.se/sv/om-oss/aktuellt/2025-04-07-startsida-svenska-fiskeregler) (Hämtad: 26-04-07)
- Morgan, L. & Ovegård, M. (2025) *Ökad selektivitet i tunneln för fisk i räktrålar*. Aqua notes 2025:20. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.lav7b70qgm>
- Nilsson, H. (red) (2018) *Sekretariatet för selektiv fiske-Rapportering av 2016 och 2017 års verksamhet*. Aqua reports 2018:4. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Lysekil, 211 s. <https://res.slu.se/id/publ/113648>
- Ovegård, M., Sundelöf, A., & Valentinsson, D. (2021) *Much ado about nothing: An example of how failed incentives thwarted the implementation of the EU landing obligation*. *Marine Policy*, 123, 104305. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104305>
- Parker, R.W.R., Blanchard, J.L., Gardner, C., Green, B.S., Hartmann, K., Tyedmers, P.H. & Watson, R.A. (2018) *Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries*. *Nature Climate Change*, 8, s. 333–337. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0117-x>
- Pauly, D., Froese, R., & Palomares, M. L. (2000). *Fishing down aquatic food webs: Industrial fishing over the past half-century has noticeably depleted the topmost links in aquatic food chains*. *American Scientist*, 88(1), 46-51. <https://www.jstor.org/stable/27857962>
- Prop. 2023/24:156. *Ett levande hav – ökat skydd, minskad övergödning och ett hållbart fiske*. Klimat- och näringslivsdepartementet. <https://www.regeringen.se/contentassets/c17409e5a9b24f81b67581455ad5c82f/ett-levande-hav--okat-skydd-minskad-overgodning-och-ett-hallbart-fiske-202324156.pdf>
- Regulation (EU) 423/2004. *Measures for the recovery of cod stocks*. [Förordning - 423/2004 - EN - EUR-Lex](https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2004/423/2004-01-10)
- Regulation (EU) 1224/2009. *Control regulation*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2009/1224/2026-01-10>
- Regulation (EU) 1380/2013. *The Common Fisheries Policy*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2013/1380/2023-01-01>
- Regulation (EU) 2016/1139. *Multiannual plan for the stocks of cod, herring and sprat in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2016/1139/2024-07-10>
- Regulation (EU) 2019/1241. *The conservation of fisheries resources and the protection of marine ecosystems through technical measures*. <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1241/2026-01-01>
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J. G., Nilsson, H. C., & Bartolino, V. (2018). *Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat*. *Marine Ecology Progress Series*, 586, 41–55. <https://www.jstor.org/stable/26403467>
- SLU (2024) *Beställning för GFP-rådgivning – tid och rum för skarpsillslek i Östersjön*. Sveriges lantbruksuniversitet. <https://www.slu.se/contentassets/b6f7d0369079472196b459f-09767fa9a/9.-bestallning-for-gfp-radgivning-tid-och-rum-for-skarpsillslek-i-ostersjon-1.pdf>

- SLU (2025) *Fiskefria områden*. Statens Lantbruksuniversitet. [Fiskefria områden | slu.se](https://www.slu.se) (Hämtad: 26-04-07)
- SLU (2026) *Selektivt och skonsamt fiske*. Statens Lantbruksuniversitet. [Selektivt och skonsamt fiske | slu.se](https://www.slu.se) (Hämtad: 26-04-07)
- SOU 2025:89. Slutbetänkade av Fiske- och vattenbruksutredningen. *En moderniserad fiskelagstiftning, volym 2*.
- Sumaila, U. R., Skerritt, D. J., Schuhbauer, A., Villasante, S., Cisneros-Montemayor, A. M., Sinan, H., ... & Jin, X. (2021). WTO must ban harmful fisheries subsidies. *Science*, 374(6567), 544-544. <https://doi.org/10.1126/science.abm1680>
- Tano, S. (2023) *Trålningen innanför Sveriges trålgräns*. Naturskyddsföreningen. https://cdn.naturskyddsforeningen.se/uploads/2023/04/11150905/32876_1267594f-de555bd.pdf
- Waldo, S. & Blomquist, J. (2020) *Var är det lönt att fiska? - en analys av fisket i svenska regioner*. AgriFood Fokus 2020:2. AgriFood Economics Centre, Sveriges lantbruksuniversitet & Lunds universitet. <https://www.agrifood.se/publication.aspx?fKeyID=1987>
- Waldo, S. & Hammarlund, C. (2017) *Bättre förvaltning och mindre subventioner – vägen mot ett hållbart fiske*. AgriFood Policy Brief 2017:2. AgriFood Economics Centre, Sveriges lantbruksuniversitet & Lunds universitet. <https://www.agrifood.se/publication.aspx?fKeyID=1987>
- Waldo, S. & Lovén, I. (2019) *Värden i svenskt yrkesfiske*. AgriFood Rapport 2019:1. AgriFood Economics Centre, Sveriges lantbruksuniversitet & Lunds universitet. https://agrifood.se/Files/AgriFood_Rapport_20191.pdf
- Winker, H., Cardinale, M., Gerritsen, H., Herrera, J. G., Castellanos, P., Farias, I., ... & Kell, L. (2025). *The ICES MSY approach to reference point estimation is not precautionary*. *ICES Journal of Marine Science*, 82(11), fsaf204. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaf204>

Naturskyddsföreningen är Sveriges största miljöorganisation och en folkrörelse som sedan 1909 står upp för naturen. Vi sprider kunskap, bildar opinion och påverkar beslutsfattare – lokalt, nationellt och globalt. Klimat, skog, jordbruk, miljögifter, vatten, hav och hållbar konsumtion är våra viktigaste arbetsområden. Bra Miljöval är vår miljömärkning och Sveriges Natur vår medlemstidning.

Välkommen att bli medlem, engagera dig eller skänk en gåva. Tillsammans har vi kraft att förändra.

PG 90 19 09-2

Naturskyddsföreningen
Åsögatan 115

Box 4625, SE-116 91

Stockholm, Sweden
+46 (0)8 702 65 00

www.naturskyddsföreningen.se



Naturskyddsföreningen