FAKTA OCH TANKAR OM NATIONELL HAVSFÖRVALTNING

ANTOLOGI OM EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2024:6
framtagen av Havsförvaltningsakademin

Havsmiljöinstitutet

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2024:6

TITEL: Fakta och tankar om nationell havsförvaltning. En antologi om ekosystembaserad förvaltning

REDAKTION: Eva-Lotta Sundblad, Michael Gilek, Lena Gipperth, Anders Ivarsson Westerberg, David Langlet, Lovisa Ganslandt, Marie Svärd.
PUBLICERAD: Juni 2024.
KONTAKT: Eva-Lotta Sundblad, eva-lotta.sundblad@havsmiljoinstitutet.se
www.havsmiljoinstitutet.se

REFERENS TILL RAPPORTEN: Sundblad, E.-L., Gilek, M., Gipperth, L., Ivarson Westerberg, A., Langlet, D. (Red). (2024) Fakta och tankar om nationell havsförvaltning. En antologi om ekosystembaserad förvaltning. Havsmiljöinstitutet. Rapport nr 2024:6.
REFERENS TILL ENSKILD ARTIKEL I RAPPORTEN: Efternamn, Inital bokstav förnamn. (2024). Titel på kapitel. I E.-L. Sundblad, M. Gilek, L. Gipperth, A. Ivarsson Westerberg, D. Langlet. (Red.), Fakta och tankar om nationell havsförvaltning (s. xx-yy). Havsmiljöinstitutets rapport nr 2024:6.

OMSLAGSFOTO: Publikationens författare och redaktion
LAYOUT OCH ORIGINAL: Marie Svärd, Havsmiljöinstitutet
TRYCK: Exakta, 400 ex.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet, Sveriges lantbruksuniversitet och Chalmers tekniska högskola, för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

Rapporten har inte genomgått Havsmiljöinstitutets gängse process för vetenskaplig granskning.

FÖRORD

Denna antologi har tagits fram av Havsförvaltningsakademin. Tänkta läsare är de som arbetar med och är intresserade av att förbättra havsmiljön, däribland politiker, praktiker, tjänstemän på myndigheter, forskningsfinansiärer och andra beslutsfattare. Inte minst riktar antologin sig till dem som inte arbetar direkt med havsmiljön, men som ändå har inverkan på den.

Havsförvaltningsakademin bildades 2020 med ambitionen att stärka kunskapsutbytet mellan i första hand samhällsvetenskapliga forskare och experter, och personer som arbetar med havsförvaltning i Sverige. I arbetet för att förbättra havsmiljön krävs en fungerande förvaltningsorganisation. Därmed behövs också plattformar och strukturer för att arbeta med kunskap, analyser och förutsättningar för att utveckla den marina förvaltningsstrukturen.

Den första ansatsen för Havsförvaltningsakademin var att erbjuda möten för att diskutera relevanta teman. Därmed har akademin nu ett nätverk med omkring 70 personer från akademi och praktik med kunskap och erfarenheter att dela med sig av kring nationell havsförvaltning. För att ge fler möjlighet att ta del av dessa erfarenheter bjöds mötesdeltagarna in att medverka i denna antologi med fokus på den nationella marina förvaltningen i Sverige och ekosystembaserad marin förvaltning.

Sexton författare med olika bakgrund och från olika ämnesområden har bidragit med texter, deltagit i författarworkshoppar och diskuterat innehållet. För oss som deltagit i denna process har det varit en lärorik och spännande resa. Vi hoppas att även du som läsare ska ha nytta av det som kommit fram genom denna process.

Avsikten med antologin är att ge läsaren inspiration och kunskap för vidare diskussioner och möten kring hur vi arbetar med havsmiljöfrågor i Sverige. Texterna ska ses som nedslag i verkligheten, där perspektiv från olika aktörer och discipliner lyfts fram. Antologin gör inga anspråk på att ge en heltäckande bild av den svenska nationella havsförvaltningen. Varje författare är ansvarig för innehållet i sin egen text. Alla texter har bearbetats redaktionellt i nära samarbete med respektive författare, men texterna har inte genomgått Havsmiljöinstitutets gängse process för vetenskaplig granskning.

Redaktionen har utgjorts av styrgruppen för Havsförvaltningsakademin, samt Marie Svärd och Lovisa Ganslandt, kommunikatörer på Havsmiljöinstitutet. Vi vill rikta vårt stora och innerliga tack till samtliga textförfattare för allt arbete som lagts ner, och för ett mycket givande samarbete.

Vi önskar dig en intressant läsning och tar gärna emot synpunkter.

Havsmiljöinstitutet är värd för Havsförvaltningsakademin. För detta initiativ ansvarar Eva-Lotta Sundblad, vetenskaplig koordinator, Havsmiljöinstitutet, Lena Gipperth, professor i miljörätt, Göteborgs universitet, David Langlet, professor i miljörätt, Uppsala universitet samt Anders Ivarsson Westerberg, professor i offentlig förvaltning och Michael Gilek, professor i miljövetenskap, från Södertörns högskola.

INNEHÅLL

INTRODUKTION 6

Grunder för ekosystembaserad havsförvaltning

EKOSYSTEMANSATSEN I DEN SVENSKA FÖRVALTNINGSMODELLEN – ETT OFÖRENLIGT ÄKTENSKAP? 7
Anders Ivarsson Westerberg

EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING SOM RÄTTSLIGT BEGREPP OCH PRAKTIK 15
David Langlet

MYNDIGHETSCHEFERNAS ROLL I HAVSFÖRVALTNINGEN 23
Anders Danielsson

DE STATLIGA MYNDIGHETERNAS ROLL I HAVSPLANERINGEN 31
Martin Qvist

Utvärdering av ekosystembaserad havsförvaltning

EN UTVÄRDERING AV FÖRVALTNINGEN AV SVENSKA YTVATTEN MED MALAWIPRINCIPERNA 37
Matilda Valman

HUR STYRS UTVÄRDERING AV STYRMEDEL FÖR HAVSMILJÖN? 49
Ulla Li Zweifel

Perspektiv och redskap för ekosystembaserad havsförvaltning

SAMHÄLLSVETENSKAPENS VIKT FÖR EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING 59
Juliana Bennett, Maris Boyd Gillette och Sebastian Linke

SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER I HAVSMILJÖARBETET 67
Jesper Stage

SAMVERKAN, SAMSKAPANDE OCH ALLMÄNHETENS DELTAGANDE I HAVSFÖRVALTNINGEN 77
Madeleine Prutzer

Utmaningar för en ekosystembaserad havsförvaltning

PLANERING SOM MÖJLIGGÖR MER ODLING I HAVET 87
Jonas Sondal

UTMANINGAR OCH MANDAT I DEN SVENSKA HAVSPLANERINGEN 97
Aron Westholm

SJÖFARTSFRÅGORNA VISAR PÅ GLAPP INOM SVENSK HAVSFÖRVALTNING 105
Eva-Lotta Sundblad

EKOSYSTEMBASERAD HAVSFÖRVALTNING KRÄVER LÅNGT MER SAMORDNING OCH LÅNGSIKTIGHET 113
Mathilda Karlsson och Inger Näslund

En ekosystembaserad fiskeförvaltning

FISKEREGLERING – EN INTRODUKTION 121
Charles Berkow och David Langlet

FISKERIPOLITIK – ETT LÄRORIKT STUDIEOBJEKT 123
Charles Berkow

SÅ KAN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING FÖR KOMMERSIELLT FISKE UTVECKLAS I SVERIGE 133
Charlotta Järnmark

SIMRISHAMN VISAR VÄGEN TILL FRAMTIDENS FISKEHAMN 143
Madeleine Lundin, Vesa Tschernij och Josefin Larsson

Styrgruppens slutsatser

SAMMANFATTNING OCH REKOMMENDATIONER 155

Foto: Marie Svärd

Introduktion

Att utveckla en förvaltning av Sveriges hav, med dess långsträckta kust och varierande ekosystem såväl i havet som på land, är en utmaning. Det ställer krav på samordning av beslut samt genomförande av dessa på såväl lokal, nationell som internationell nivå. Förvaltningen måste också ta hänsyn till att både samhället och havsmiljön är under förändring, att ny kunskap utvecklas och att det finns en rad andra samhällsmål att ta hänsyn till.

I Sverige har vi ett nationellt miljömål om *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, och en rad andra havsrelaterade miljömål. Men inget av dessa mål har uppnåtts eller på väg att uppnås. Dessutom har genomförandet av flera havsrelaterade EU- direktiv försenats. När man granskar varför Sverige inte uppnår sina ambitioner används ibland uttrycket ”genomförandeunderskott”, det vill säga att vi har ambitiösa mål men brister i genomförandet. Vad beror det på? Ligger en del av problemet i hur Sverige har organiserat förvaltningen av havsmiljön?

Arbetet med havsmiljöfrågor i Sverige ska, enligt beslut på olika nivåer, bedrivas enligt den så kallade ekosystemansatsen, eller med andra ord i en ekosystembaserad marin förvaltning. Det kan låta bra, men är en strategi med stora utmaningar i praktiken, inte minst avseende hur arbetet ska organiseras och styras. Den nationella marina förvaltningen har kritiserats bland annat för att vara alltför fragmenterad.

Syftet med den här antologin är att ge erfarna praktiker och akademiker inom olika samhälleliga discipliner möjlighet att ge sin bild av den svenska havsförvaltningen. Fokus riktas på hur förvaltningen fungerar utifrån den ambition som finns att arbeta med ekosystembaserad förvaltning. Sådana bilder är viktiga då de kan bidra till en utveckling och anpassning av förvaltningen. Texterna är personliga inspel, och skiljer sig åt såväl i stil som fokus och är inte vetenskapligt granskade. Några författare ställer frågor och reflekterar, andra analyserar och delger forskningskunskap. Många av författarna presenterar klara förbättringsförslag.

Först följer texter som behandlar grunderna för den ekosystembaserade havsförvaltningen med definitioner som kan vara till nytta när du läser vidare. Därefter följer kapitel som dels behandlar olika sakområden som havsplanering, vattenbruk, sjöfart, vindkraft och skyddade områden, dels fokuserar på förvaltningsrelaterade frågor som utvärdering, planering och samordning. De sista texterna kretsar kring fiskeförvaltning från olika perspektiv.

Sist finns styrgruppens sammanfattande reflektioner från antologins texter vilka först samlas under fyra teman: *Oklara begrepp, Målkonflikter och avvägningar, Samordning och samverkan* samt *Kunskap och forskningens roll*. Vi avrundar med några rekommendationer som vi hoppas är till nytta för framtida förvaltning.

REKOMMENDATIONER

Ekosystemansatsens roll behöver tydliggöras och stärkas genom tydligare mandat och resurser för de myndigheter som ska driva arbetet med havsförvaltningens olika dimensioner. Det gäller särskilt det nationella samordningsansvaret.

Ekosystemansatsen behöver konkretiseras i sina specifika tillämpningar. Snarare än att utveckla ytterligare övergripande definitioner behöver konceptet konkretiseras och göras operativt inom olika områden med hänsyn till deras specifika förutsättningar.

Legitima och välgrundade beslut kräver en bred kunskapsbas. Inkludering av lokala aktörer och olika kunskapstyper behöver ske på ett strukturerat sätt, med klara tidsramar och tydlighet om vilken påverkan som deltagarna kan förvänta sig. Ytterligare social, kulturell och ekonomisk kunskap krävs i förvaltningen.

Måluppföljning och analys av målkonflikter behöver stärkas. Mer uppmärksamhet behöver ges åt att utvärdera och eventuellt förändra de strukturer och regler som motverkar möjligheten att uppnå mål, liksom åt att prioritera mellan mål. När mål sätts behöver det tydligt framgå hur de ska kunna verkställas.

Det är viktigt att anlägga ett längre tidsperspektiv som inkluderar försiktighet och beredskap för nya risker, behov och möjligheter. Vi kan inte förutse utvecklingen framöver men vi måste utgå ifrån att det kommer att behövas kontinuerlig samhällsanalys och miljöövervakning, liksom beredskap att anpassa åtgärder och styrmekanismer såväl som själva vår relation till havet och dess resurser.

EKOSYSTEMANSATSEN I DEN SVENSKA FÖRVALTNINGSMODELLEN – ETT OFÖRENLIGT ÄKTENSKAP?

Anders Ivarsson Westerberg, professor i offentlig förvaltning, Södertörns högskola. Föreståndare för avdelningen för offentlig förvaltning. Forskar om organisering, styrning och administration i offentliga organisationer.

De långtgående ambitionerna kring delaktighet och informationsinhämtning som är bärande i principerna för ekosystembaserad havsförvaltning kan vara svåra att förena med den svenska förvaltningsmodellen, som har tröghet och stabilitet inbyggd. Vad skulle principerna egentligen innebära vid praktiskt genomförande i befintligt system?

Foto: Nathan Dumlao, Unsplash

Det finns idag en allmän konsensus om att havspolitiken ska utgå från en ekosystembaserad ansats. Detta har även slagits fast i globala, nationella och regionala överenskommelser och policies1. Ekosystemansatsen, som tillämpas inom det vi kallar ekosystembaserad havsförvaltning, har sitt ursprung i FN:s konvention om biologisk mångfald och de tolv så kallade Malawiprinciperna[2], och utgör en central strategi för att hantera och skydda havsmiljön på ett hållbart sätt. Denna metodik innebär att de aktörer som påverkas av beslut, både nuvarande och framtida, ges en aktiv roll i beslutsprocessen och genomförandet av havspolitiken. Samtidigt fokuserar ekosystemansatsen på att integrera en bredare förståelse av hela ekosystemet i beslutsunderlaget och att skapa en flexibel förvaltning som kan anpassas till ny kunskap.

Principerna i den ekosystembaserade förvaltningen innehåller idéer som utmanar den traditionella svenska förvaltningsmodellen. Till exempel anges att förvaltningen bör vara decentraliserad till den lägsta tillämpbara nivån och engagera alla för att kunna balansera lokala och allmänna intressen (princip 2), och att ekosystemansatsen bör beakta all typ av relevant information, från vetenskaplig till traditionell och lokal kunskap, innovationer och metoder (princip 11). Dessa principer kan gå på tvärs mot vad till exempel regeringsformen säger om rikets styrelse, hur vår parlamentariska demokrati är uppbyggd, eller om övergripande traditionella förvaltningsvärden såsom effektivitet, demokrati och rättssäkerhet. Det kan således finnas motsättningar mellan ekosystemansatsen och förvaltningsmodellen som kan försvåra eller till och med förhindra införande av en ekosystembaserad havsförvaltning i Sverige.

Frågan för det här kapitlet är hur väl principerna för den ekosystembaserade havsförvaltningsmodellen går ihop med den existerande svenska förvaltningsmodellen, och vilka potentiella konflikter som finns dem emellan. Med andra ord, hur ser förutsättningarna ut för att införliva och utveckla en ekosystembaserad förvaltningsmodell i den svenska förvaltningskontexten?

Foto: Light Studio, Shutterstock

Ekosystemansatsen bygger på Malawiprinciperna

Vad innebär ekosystemansatsen och en ekosystembaserad förvaltning? Dessa båda begrepp överlappar varandra och används som synonymer. Grunden utgörs av de tolv Malawiprinciperna som har formulerats i FN-konventionen om biologisk mångfald enligt följande:

1. Samhällets intressen bestämmer förvaltningens mål.
2. Förvaltningen bör vara decentraliserad till den lägsta tillämpbara nivån och engagera alla för att kunna balansera lokala och allmänna intressen.
3. De som genomför förvaltningen bör beakta effekterna (verkliga eller tänkbara) på närliggande eller andra ekosystem.
4. Det är grundläggande att förstå ekosystemets värde ur ett ekonomiskt perspektiv. Förvaltningen bör bland annat: a) reducera subventioner som leder till utarmning av biologisk mångfald, b) skapa incitament som främjar biologisk mångfald och hållbart nyttjande, c) i möjligaste mån integrera kostnader och vinster i ett givet ekosystem.
5. Bevarande av ekosystemens struktur och funktion för att upprätthålla ekosystemtjänster bör vara ett prioriterat mål, då fungerande ekosystem har förmåga att motstå förändringar.
6. Ekosystemen bör förvaltas inom ramen för dess funktioner, försiktighetsprincipen ska tillämpas.
7. Ekosystemansatsen bör tillämpas på lämplig skala i tid och rum.
8. Kunskap om att tidsfördröjningar påverkar ekosystemprocesser, innebär att långsiktiga mål för förvaltningen bör sättas.
9. Förvaltningen måste acceptera att förändring är oundvikligt.
10. Ekosystemansatsen bör integrera bevarande av biologisk mångfald och ett hållbart nyttjande av den samma.
11. Ekosystemansatsen bör beakta all typ av relevant information, även vetenskaplig och traditionell och lokal kunskap, innovationer och metoder.
12. Ekosystemansatsen bör involvera alla relevanta sektorer i samhället och vetenskapliga discipliner.

Dessa vägledande principer syftar till att göra tillämpningen av ekosystemansatsen enklare. Då principerna är generella till sin karaktär och i vissa fall överlappar varandra har de översatts till den svenska kontexten av Naturvårdsverket (NVV) och Havs- och vattenmyndigheten (HaV). I NVV:s version[3] har de översatts och sammanfattats i sex rubriker:

- Gemensamma mål och delaktighet sammanfattar principerna 1, 2 och 12 och betonar betydelsen av delaktighet vid målformulering och förvaltning.
- Naturens kapacitet att producera varor och tjänster sätter gränser, sammanfattar princip 5, 6 och 10 och betonar vikten av att bibehålla ekosystemens förmåga att producera ekosystemtjänster samt att försiktighetsprincipen bör tillämpas.
- Kunskap är en källa till framgång omfattar principerna 11 och 12 och handlar om vikten av att alla typer av kunskaper bör tydliggöras i processen.
- Att göra eller inte göra – men det kostar omfattar princip 4 och betonar vikten av att förstå ekosystemens värden ur ett ekonomiskt perspektiv.
- Avgränsningar i tid och rum sammanfattar princip 3, 7 och 8 och handlar om hur avgränsningar, i såväl tid som rum, bör göras.
- Flexibilitet i förvaltningen beskriver princip 9 och handlar om att förvaltningen bör vara adaptiv.

I HaV:s sammanfattning[2] är de något mer kortfattade:

- Gemensamma mål och delaktighet (princip 1,2 och 12).
- Naturens förmåga att producera varor och tjänster är överordnad; försiktighetsprincipen ska tillämpas (princip 5,6 och 10).
- All slags kunskap ska beaktas (princip 11 och 12).
- Värdera ekosystemen samhällsekonomiskt (princip 4).
- Avgränsningar i tid och rum (princip 3, 7, och 8).
- Flexibel och anpassningsbar (princip 9).

En aktuell fråga är hur det ekosystembaserade perspektivet kan få genomslag i styrningen, och vilka effekter det kan ge i praktiken. Forskare talar om att det praktiska genomförandet av ekosystemansatsen står inför ett antal utmaningar[4]. Dessa är stora vetenskaps- och kunskapsbrister, begränsningar i poli-

tik och lagstiftning, institutionell fragmentering och svårigheter i att koppla samman miljösäkerhet och hållbar användning av resurser med intressentens behov och förväntningar. På grund av vår begränsade förmåga att förutsäga ekosystemens respons på mänskliga ingripanden, måste styrningen vara flexibel och kunna hantera förändringar. Klyftan mellan forskning och praktik handlar om kunskapen om hur man ska kunna göra en socioekonomisk utvärdering i den marina förvaltningsmiljön för att kunna koppla värdet på ekosystemvaror och -tjänster till kostnaderna för åtgärder[5]. Det finns också ett behov av praktisk vägledning om hur man bedömer potentiella ekologiska och socioekonomiska risker och konsekvenser av framtida scenarier, i fråga om naturlig systemvariabilitet, klimatförändringar och geologiska risker[6].

Enligt forskning som Rudd med flera gjort[7] finns det två stora utmaningar kopplade till att implementera en ekosystembaserad ansats. Den ena gäller om det finns juridiska regelverk som kan stödja en sådan ansats, då den skär över juridiska och territoriella gränser? Den andra om den politiska viljan och den institutionella kapaciteten finns, att göra nödvändiga ansträngningar och investeringar? Hittills finns det ganska lite forskning kring denna problematik, även om det finns studier som visat att implementeringen av EBM (Ecosystem Based Management) har varit svag[8,9,10].

I en analys som utvärderar praktiska erfarenheter från ekosystemansatsen i svensk havs- och vattenförvaltning menar svenska forskare att Sverige tagit flera steg mot en mer ekosystembaserad förvaltning[3]. Men samtidigt finns ett antal utmaningar eftersom ekosystembaserad förvaltning bygger på högt satta krav på samverkan och kommunikation mellan aktörer. Dessutom är en stabil finansiering av tillräcklig omfattning en viktig förutsättning. Forskarna menar också att det finns behov av en tydligare styrning och uppföljning från centrala myndigheter, en mer långsiktig finansiering och tydligare processer för kunskapsutbyte mellan olika aktörer. Detta är ett problem för ekosystembaserad havsförvaltning även internationellt[11]. Lagar och mål på formell nivå särskiljs från det praktiska genomförandet och överlåts till andra aktörer som ofta vägleds av andra mål.

Den svenska förvaltningsmodellen

Vad är en förvaltningsmodell? Det enkla svaret är att det är de strukturer och regler som ligger till grund för den offentliga förvaltningen och dess beslutsprocesser. Dessa slås fast i regeringsformen och i formuleringarna ”Regeringen styr riket. Den är ansvarig inför riksdagen”, samt ”Domstolar samt förvaltningsmyndigheter och andra som fullgör offentliga förvaltningsuppgifter ska i sin verksamhet beakta allas likhet inför lagen samt iaktta saklighet och opartiskhet.” Vidare anges det i Regeringsformen om de olika organens roll i det svenska statsskicket, och särskilt intressant för syftet i detta kapitel är beskrivningarna om förvaltningen. Där står bland annat att myndigheterna lyder under regeringen samt att de är självständiga beslutsfattare i ärenden som rör enskilda eller kommuner. Där finns således grunden för den svenska förvaltningsmodellen. Men för att få en mer fullständig bild av den behövs också kompletterande perspektiv som beskriver den i förhållande till andra länder, och även ett mer normativt perspektiv, det vill säga hur förvaltningen bör fungera.

Den svenska förvaltningen har enligt Premfors och medförfattare[12] ett antal huvuddrag som gör den unik. De menar att det ofta är tre särdrag, som lyfts fram, dualismen, öppenheten och korporatismen, men fördjupar detta synsätt genom att addera flera särdrag. Enligt författarna är den svenska förvaltningen stor, dualistisk, bottentung, öppen, domstolslik och korporatistisk. Den svenska offentliga förvaltningen är med sina 1,3 miljoner anställda en omfattning jämförbar med de flesta andra länder, och vilar på en idé om den starka välfärdsstaten som tar hand sina medborgares liv ”från vaggan till graven”[13]. Det mesta av den offentliga verksamheten bedrivs i kommuner och regioner, vilket gör att modellen kan beskrivas som ”bottentung”. Dessutom är regeringskansliet relativt litet. Den dualistiska staten handlar om myndigheternas självständiga roll som sällan förekommer i andra länders förvaltningsmodeller. Förvaltningen beskrivs som öppen, där offentlighetsprincipen är grundläggande. Den domstolslika förvaltningen handlar om den starka normen om den så kallade legalitetsprincipen, det vill säga att all verksamhet ska utgå från lag samt att myndigheters beslut kan överklagas. Dessutom är det svenska domstolsväsendet inte på samma sätt självständigt från regeringen som i många andra länder. Det korporativistiska draget, det vill säga att olika intressen träffar överenskommelser i samförstånd (jfr saltsjöbadsandan), i den svenska förvaltningen har sina rötter i samarbets- och konsensusnormen som anses finnas. Det har tagit sig uttryck i intresseorganisationers påverkansmöjligheter och manifesterats i vad som kallas ”den svenska modellen” på arbetsmarknaden. Ett annat exempel är remissförfarandet som tillämpas allmänt i förvaltningsarbetet för att lyssna på olika aktörer och intressenter.

Rothstein[14] ställer upp ett antal förvaltningsmodeller, och vilka legitimetsgrunder de vilar på med avseende på tre kategorier: policyutformning, organisering och legitimitet. Policyutformningen och målen ska vara konkreta, organiseringen ska vara tydlig, personalen och tjänstemännen kompetenta och tillräckliga resurser ska finnas. Det ska dessutom vara möjligt att utkräva ansvar. De sex olika idealtyperna är enligt Rothstein:

- *Den legal-byråkratiska modellen* där det finns tydliga riktlinjer för medborgarna och där dessa styrs av enhetliga regler.
- *Den professionella modellen* där utbildade och legitima tjänstemän tillsammans fattar beslut åt medborgarna som litar på dessa beslutsfattare.
- *Den korporativa välfärdsmodellen* som är tydlig på så sätt att vederbörande själva deltar i beslutsfattandet och på så sätt skapar legitimitet, då dessa medverkar och påverkar resultatet.
- *Den brukar-orienterade modellen* som låter medborgarna få inflytande direkt och därmed kan påverka, och även kommer i direkt kontakt med åtgärdsprogrammet och beslutsfattandet.
- *Den politikorienterade modellen* som menar att politikerna fattar besluten åt medborgarna som röstat fram dessa. Både på lokal nivå och statlig. Legitimt är detta i och med att politikerna representerar medborgarna.
- *Den lotteribaserade modellen* då man på grund av exempelvis avsaknad av tid inte har möjlighet att systematiskt finna personer och då använder sig av lottdragning. Detta är legitimt då alla har lika stor chans att dras, vinna eller förlora.

Den svenska förvaltningsmodellen uppvisar flera av idealtyperna. Starkast är den legalbyråkratiska som uttrycks bland annat i regeringsformen, men även den professionella och den korporativa välfärdsmodellen kan appliceras på den. Mindre relevant är den lotteribaserade modellen.

Under senare år har det genomförts olika slags reformer som utmanat den traditionella förvaltningsmodellen. Särskilt har metoder, tekniker och idéer som kallats New Public Management (NPM) fått inflytande i den svenska förvaltningen. Idag finns ett större inslag av företagsekonomiskt tänkande och marknadsorientering än tidigare. Det finns olika uppfattningar och idéer om vilka konsekvenser NPM fått, och vissa forskare menar att vi idag snarast kan tala om nya reformtrender efter NPM. Det talas om post-NPM, neo-byråkrati, New Public Governance och New Weberian State[15].

Är ekosystembaserad havsförvaltning en egen alternativ förvaltningsmodell? Svaret är måhända givet om man tar hänsyn till vad som kännetecknar en förvaltningsmodell, såsom beskrivningarna ovan. Ekosystembaserad förvaltning bör snarare ses som en önskan att lyfta fram vissa inslag mer i den befintliga förvaltningsmodellen. Detta går i linje med diskussionen om en pågående förändring av samhällsstyrningen som innebär att den blir alltmer komplicerad, vilket medför förändrade förutsättningar för – och krav på – statens roll i styrningen. Dessa utmaningar kräver ett integrerat angreppssätt som skär tvärs över och genom policyområden eftersom de är utpräglat multisektoriella och ligger på flera styrningsnivåer. Ett begrepp som utvecklats inom forskningen för att förstå styrningen som sker när flertal administrativa och politiska nivåer interagerar inom samma politikområden är ”multi-level governance” eller flernivåstyrning. Genom detta belyses komplexiteten i de sammanflätande politiska nivåerna.

”den offentliga sektorn måste komma bort från stuprören, och sätta hängrännor emellan”.

Denna ökande komplexitet står ofta i motsats till hur den traditionella organiseringen i offentlig sektor sett ut i form av byråkratiska strukturer. Ett allt oftare använt uttryckssätt som illustrerar detta är att ”den offentliga sektorn måste komma bort från stuprören, och sätta hängrännor emellan”. Det vill säga att istället för att avgränsa sig till snäv sektoriell organisering, bör offentlig sektor i högre grad samverka på tvären.

Så frågan är hur väl passar ekosystembaserad förvaltning med sina olika principer in i den befintliga svenska förvaltningsmodellen? Vilka möjliga problem finns med att införa en ekosystemansats i den svenska förvaltningskontexten?

Ekosystemansatsen i den svenska förvaltningsmodellen

Med utgångspunkt i Malawiprinciperna finns det flera problem med att införa en ekosystembaserad förvaltningsmodell. Den första principen om att ”samhällets intressen bestämmer förvaltningens mål” är en direkt motsättning till den parlamentariska demokratiska modellen med våra politiska partier. Om samhällets intressen helt skulle bestämma vad förvaltningen ska åstadkomma står vi inför en populistisk samhällsmodell där förvaltningen styrs av trender och strömningar i samhället. Förvaltningens roll är förutom att vara genomförare av den politiska viljan också att vara en stabil institution som inte enkelt låter sig påverkas eller omvandlas till följd av flyktiga förändringar. Stabilitet, tröghet och kontinuitet är viktiga värden, som i praktiken innebär att det inte ska gå att göra revolution med hjälp av demokratin, och helt styra om vad förvaltningen ska göra.

Den andra principen om att ”förvaltningen bör vara decentraliserad till den lägsta tillämpbara nivån och engagera alla för att kunna balansera lokala och allmänna intressen” har flera problematiska inslag. Dels beror organiseringen på vad grundlagen säger, dels i form av historiska vägval och fattade beslut. Det finns också frågetecken om vad som utgör den ”lägsta tillämpbara nivån”. Är det regional eller lokal nivå, och om det är lokal nivå – är det en fråga för kommunen. Om det är så – hur ska det lokala demokratiska beslutsfattandet ske och hur ska detta finansieras? Den andra invändningen handlar om att blanda in och engagera alla. Detta kan tolkas som ett deliberativt förhållningssätt till demokratiska processer[16], där alla ska kunna påverka och komma till tas. Sådana beslutsprocesser tar ofta lång tid och skulle potentiellt vara ett ineffektivt beslutsfattande. Risken är att detta kortsluter processen då det finns motstående intressen och konflikter. Ansvarsutkrävande kan också vara svårt när många aktörer och intressen ska delta.

Den tredje principen om att ”de som genomför förvaltningen bör beakta effekterna (verkliga eller tänkbara) på närliggande eller andra ekosystem” bygger på ett antagande om att effekter är möjliga att bedöma eller värdera, och att de kausala sambanden kan identifieras. Ett teoretiskt antagande som är giltigt ur vissa vetenskapliga perspektiv men inte ur andra. En fråga här är också vad ett ekosystem är, och hur det avgränsas?

Princip 4 anger att ”Förvaltningen bör bland annat reducera subventioner som leder till utarmning av biologisk mångfald, skapa incitament som främjar biologisk mångfald och hållbart nyttjande, samt i möjligaste mån integrera kostnader och vinster i ett givet ekosystem.” Denna princip stipulerar således vilka styrinstrument som bör användas. Detta är inte bara en fråga om styrning, utan också fråga om politiskt ideologiskt förhållningssätt. Vad som är lämpliga styrmedel kan inte vara en fråga som inkorporeras i lagstiftningen, utan måste utgå från den politiska värderingen som kan skilja sig mellan politiska läger.

Principerna 5-10 som handlar om ekosystemens natur och förändringsbenägenhet har färre problematiska inslag. Möjligen kan den åttonde principen, som innebär att förvaltningen bör sätta långsiktiga mål då tidsfördröjningar påverkar ekosystemprocesser, ses som att det inte tas hänsyn till hur målen normalt sätts inom förvaltningen. Ofta är det en förhandlingsprocess, och målen bryts successivt ned från övergripande nivå till mer konkreta handlingsmål på lokal nivå. Däremot är de två sista principerna som säger att ”ekosystemansatsen bör beakta all typ av relevant information, även vetenskaplig och traditionell och lokal kunskap, innovationer och metoder” samt ”ekosystemansatsen bör involvera alla relevanta sektorer i samhället och vetenskapliga discipliner” mer problematiska i förhållande till den svenska förvaltningsmodellen.

All typ av relevant information kan liksom i princip 2 kortsluta processen. Vem och vad avgör vad som är relevant information? Och likadant om alla relevanta sektorer och vetenskapliga discipliner ska involveras kan det gå emot en legal-byråkratisk och en professionell förvaltningsmodell. Inte sällan står olika slags kunskap mot varandra, snarare än att de kompletterar varandra. När det gäller styrningen av förvaltningen grundas den i regeringens politik, vilket är en annan kunskapsgrund än vetenskaplig kunskap, där det istället handlar om politiska ideologier och värderingar.

Dessa principer visar också ett underliggande förhållningssätt till hur beslutsprocesser går till där idén finns om att bästa beslut fattas på grundval av den fullständiga informationen. Inom samhällsvetenskaplig beslutsteori har det sedan 1950-talet diskuterats och framhävts att den fullständiga beslutsrationaliteten är en teoretisk konstruktion som knappast existerar i praktiken, och att beslut i praktiken fattas på grundval av tillräcklig och tillgänglig information och kunskap[17,18].

Ett oförenligt äktenskap?

Som genomgången i förra avsnittet visar finns det en del tveksamheter och problem med att införliva Malawiprinciperna i den svenska förvaltningsmodellen.

Foto: Karl Lundström

Främst handlar det om de principer och formuleringar som handlar om att öppna upp beslutsprocessen för deltagande från alla relevanta sektorer samt att ta hänsyn till all relevant information och kunskap. I kombination med formuleringarna om att samhällets intressen ska styra samt att decentralisering ska ske till lägsta tillämpbara nivå gör detta att en renodlad ekosystembaserad förvaltning snarast skulle sakna förvaltningsstrukturer. På så vis är den oförenlig med den svenska förvaltningsmodellen, som vilar på grundlagens formuleringar om styrningens ordning samt en del av de övriga historiskt framväxta egenskaper som utgör vår förvaltningsmodell.

I Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens uttolkningar av Malawiprinciperna ges emellertid mer uppmjukade formuleringar av principerna som är mer i enlighet, åtminstone inte helt motstående, förvaltningsmodellen. Ekosystemansatsen ska i denna tappning tolkas som en önskan om en ökad användning av inslag i förvaltningsprocessen gällande till exempel delaktighet, kunskapsanvändning, försiktighet och anpassning. Detta går också mer i linje med aktuella förvaltningspolitiska idéer, som mer tillit i styrningen och ökad samordning mellan sektorsspecifika förvaltningsorgan.

Forskarna som diskuterade praktiska erfarenheter av ekosystemansatsen[3] menar också att den globala diskussionen på senare år långsamt rört sig från hur ekosystembaserad förvaltning ska definieras till hur den ska tillämpas i praktiken[6]. Genom att successivt anpassa och uttolka vad Malawiprinciperna kan innebära för svenska förhållanden i den svenska havsförvaltningen, och genomföra försöksprojekt där dessa tillämpas finns förutsättningarna för åtminstone ett stabilt samboförhållande mellan ekosystemansatsen och den svenska förvaltningsmodellen - om än inte ett fullbordat äktenskap.

Referenser

1. Long, R D, Charles, C & Stephenson, R L, (2015). Key principles of marine ecosystem-based management, *Marine Policy* 57 (2015) 53–60.
2. Havs- och vattenmyndigheten (2012). *Tillämpning av ekosystemansatsen i havsplaneringen* rapport 2012:14
3. NVV, (2020). *Ekosystemansatsen – praktiska erfarenheter från svensk havs- och vattenförvaltning* av Sofia A. Wikström, Andreas Bryhn, Matilda Valman, Gustaf Almqvist, Thorsten Blenckner, Örjan Bodin, Annika Nilsson och Henrik Österblom
4. Österblom, H., Hentati Sundberg, J., Nevonen, N., and Veem, K. (2017). Tinkering with a Tanker – Slow Evolution of a Swedish Ecosystem Approach. *ICES Journal of Marine Science*
5. Karlsson, M., (2019). Closing marine governance gaps? Sweden's marine spatial planning, the ecosystem approach to management and stakeholders' views. *Ocean Coast. Manag. 179*, 104833. https://doi.org/10.1016/j.ocecoa.man.2019.104833
6. Katsanevakis, S et al, (2011). Ecosystem-based marine spatial management: Review of concepts, policies, tools, and critical issues, *Ocean & Coastal Management* 54 (2011) 807-820.
7. Rudd, M & Dickey-Collas, M & Ferretti, J & Johannesen, E & MacDonald, N & McLaughlin, R & Rae, M & Thiele, T & Link, J, (2018). Ocean Ecosystem-Based Management Mandates and Implementation in the North Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, Volume 5, Article 485.
8. Link, J S och Browman, H I, (2017). Operationalizing and implementing ecosystem-based management, ICES Journal of Marine Science, Volume 74, Issue 1, January-February 2017, Pages 379–381.
9. van Tatenhove, J P, (2013). How to turn the tide: Developing legitimate marine governance arrangements at the level of the regional seas, *Ocean & Coastal Management,* 71 (2013) 296-304.
10. Marshak A. R. Link J. S. Shuford R. Monaco M. E. Johannesen E. Bianchi G. Anderson M. R. Olsen E. Smith D. C. Schmidt J. O. Dickey-Collas M. (2017). International perceptions of an integrated, multi-sectoral, ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science* 74: 414 –420.
11. Cormier, R & Kelble, C & Anderson, R & Allen, I & Grehan, A & Gregersen, O (2017). Moving from ecosystem-based policy objectives to operational implementation of ecosystem-based management measures. *ICES Journal of Marine Science* (2017), 74(1), 406–413.
12. Premfors, R. m.fl., (2009), *Demokrati och byråkrati*. Lund: Studentlitteratur.
13. Hirdman, Y (1996). Rationalitet, lycka och genus: välfärdsstatens grunddrag. I *Ojämlikhet från vaggan till graven - på väg in i 2/3-samhället*. Stockholm: Försäkringskasseförb.
14. Rothstein, B. (red.), (2010), *Politik som organisation: förvaltningspolitikens grundproblem*. (4. uppl.) Stockholm: SNS förlag.
15. Pollitt, C. och Bouckaert, G., (2017). *Public Management Reform: A Comparative Approach*. Oxford University Press.
16. Eriksen E O (1995). *Deliberativ politikk: demokrati i teori og praksis***.** Oslo: TANO.
17. Simon, H, (1958). *Administrative behavior. a study of decision-making processes in administrative organisations*. New York: Free Press.
18. Cyert, R & March, J, (1960). *A behavioral theory of the firm*. Cambridge, Mass. Blackwell.

EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING SOM RÄTTSLIGT BEGREPP OCH PRAKTIK

David Langlet, professor i miljörätt vid Uppsala universitet och tidigare professor i havsförvaltningsrätt vid Göteborgs universitet.

Att förvaltningen av miljö och naturresurser bör utgå ifrån ekosystemen är idag väletablerat. Men vad innebär det egentligen? Det finns åtskilliga definitioner av vad en ekosystembaserad förvaltning är och dessutom olika sätt att definiera ekosystem och se på interaktionen mellan dessa och sociala system. I kapitlet diskuteras hur ekosystembaserad förvaltning definieras och kommer till uttryck i rättslig reglering av betydelse för förvaltningen av Sveriges havsmiljö, samt hur begreppets komplexitet och skiftande definitioner kan hanteras i praktiken.

Foto: Alpha Cityscaper, Shutterstock

Ett begrepp växer fram... I januari 2021 la Miljömålsberedningen, en parlamentarisk kommitté med uppdrag att lämna förslag till hur de svenska miljökvalitetsmålen ska nås, fram ett förslag till en särskild havsmiljölag. Ett centralt element i förslaget var att regeringen, enligt lagen, ska tillämpa ekosystemansatsen som en utgångspunkt i havsmiljöarbetet[1]. Förslaget har i skrivande stund inte resulterat i någon lagstiftningsåtgärd, men säger ändå något om det genomslag ekosystemansatsen fått.

Att regleringen av mänskliga verksamheter som utnyttjar och påverkar miljö och naturresurser ska ta sin utgångspunkt i ekosystemen och deras inneboende dynamik och skalor kan tyckas självklart. Det samma kan sägas om insikten att förvaltningsåtgärder, för att vara effektiva, behöver utformas med hänsyn till att vår kunskap är ofullständig och revideras i ljuset av ny kunskap eller nya omständigheter. Det vill säga grundläggande element i det som kallas ekosystembaserad förvaltning, eller förvaltning utifrån en ekosystemansats, ”ecosystem approach”.

Under de senaste decennierna har såväl naturvetenskaplig forskning som policyprocesser gradvis skiftat från, eller åtminstone uttryckt avsikten att skifta från, att fokusera på specifika verksamheter eller ämnen och tillhörande miljöproblem till mer inkluderande perspektiv som försöker fånga komplexiteten i miljön och hur den påverkas av de samlade effekterna av olika mänskliga verksamheter. Detta återspeglas i framväxten av ekosystemansatsen som ett grundläggande begrepp för miljö- och naturresursförvaltning.

I praktiken är emellertid innebörden av ekosystembaserad förvaltning långtifrån entydig eller oomstridd. De naturvetenskapliga idéer som en ekosystembaserad förvaltning bygger på kan spåras åtminstone till första halvan av 1900-talet, även om användningen av begreppet har vuxit främst sedan 1980-talet[2]. Inom naturvetenskapen används begrepp som ekosystemansats eller ekosystembaserad förvaltning ofta för att beskriva åtgärder som inbegriper mätning, återkoppling och målstyrning, och som arbetar med modeller och ”systemtänkande”, snarare än att fokusera på enskilda arter, ämnen eller processer. Något senare, och visserligen kopplat till den naturvetenskapliga utvecklingen men ändå med sin egen särprägel, har en mer samhällsvetenskaplig idé om ekosystembaserad förvaltning vuxit fram. Här ligger tonvikten till stor del på sociala faktorer, som samverkan och deltagande samt integrering av olika perspektiv och kunskapsslag. Det betonas också att förvaltningen av naturen är en politisk process som utgår från samhälleliga prioriteringar. Ofta smälter dessa uppfattningar samman till en mer enhetlig förståelse, men det finns alltjämt skillnader i perspektiv och tyngdpunkt[3].

Hur har då dessa idéer och begrepp kommit att bli en etablerad, om än inte så tydlig, del av ramarna för förvaltning av den marina miljön? Det var först på 1980-talet som en ekosystemansats började ge tydligt avtryck i regleringen av marina resurser. Även om den inte uttryckligen använder begreppet ekosystembaserad förvaltning eller ekosystemansats brukar 1980 års konvention om bevarande av marina levande tillgångar i Antarktis (SÖ 1984:21) ses som det första försöket att genomföra dessa idéer i internationell reglering. I konventionen åtar sig parterna att bevara den ekologiska balansen i Antarktis marina miljö och att vid nyttjande av de marina levande tillgångarna se till att såväl bestånd som fångas, som sådana som är beroende av eller har förbindelse med dessa, inte sjunker under nivåer som säkerställer deras varaktiga förnyelse.

Det dröjde emellertid till mitten av 1990-talet innan ekosystemansatsen fick sitt kanske viktigaste uttryck och blev mer allmänt erkänd som utgångspunkt för förvaltning av ekosystem och naturresurser. Parterna till Konventionen om biologisk mångfald (SÖ 1993:77), däribland Sverige, kom 1995 överens om att ekosystemansatsen bör utgöra ramen för de åtgärder som ska vidtas enligt konventionen. Enligt en ’gemensam förståelse’ antagen av parterna är ekosystemansatsen en strategi för integrerad förvaltning av mark, vatten och levande resurser som främjar bevarande och hållbar användning på ett rättvist sätt. Den kräver adaptiv förvaltning för att hantera ekosystemens komplexa och dynamiska karaktär, liksom frånvaron av fullständig kunskap om systemens funktioner.

Några år senare ställde sig samma parter bakom de tolv så kallade Malawiprinciperna för ekosystemansatsen[4]. Till dessa principer hör att förvaltningens mål är en fråga om samhälleliga val och prioriteringar (princip 1) och att ekosystemansatsen bör eftersträva en lämplig balans mellan bevarande och användning av biologisk mångfald (princip 10). När det gäller hur förvaltning struktureras, uttrycks att ekosystemansatsen bör genomföras på lämplig skala (princip 7) och att förvaltningen bör decentraliseras till lägsta lämpliga nivå (princip 2). Samtidig gäller att ekosystem måste hanteras inom gränserna för sin funktion (princip 6), och även om förändring är oundviklig (Princip 9) bör målen för förvaltningen vara långsiktiga (princip 8). Dessutom gäller att tillämpningen av ekosystemansatsen bör omfatta hänsyn till alla former av relevant information (Princip 11) och involvera alla relevanta samhällssektorer och vetenskapliga discipliner (Princip 12).

Redan en sammanfattning av principerna gör tydligt att det inte är en enkel sak att tillämpa ekosystembaserad förvaltning. Det är många faktorer att beakta. Dessutom gör komplexiteten hos båda ekosystem och mänskligt skapade institutionella, rättsliga och administrativa system den praktiska tillämpningen utmanande. Och det blir inte enklare av att själva ekosystemen inte kan sägas existera i någon tydlig, objektiv mening som går att fastställa vetenskapligt. I alla fall inte så som begreppet används inom förvaltningen av naturresurser. Vad som utgör ett ekosystem, och därmed utgångspunkten för en ekosystembaserad förvaltning, måste i praktiken definieras av den som vill studera eller förvalta systemet i fråga[5]. Även ett till synes tydlig definierat naturligt system som en sjö interagerar med sin omgivning på otaliga sätt och omfattar åtskilliga skalor, vilket gör det svårt att säga att sjön utgör ett system med en ”naturlig” gräns eller skala. Den som vill studera sjön som ett ekosystem eller förvalta och skydda den måste bestämma sig för på vilken skala det ska ske. Nöjer vi oss med att de fiskar vi är intresserade av att fånga tycks må bra och fortplantar sig och att de födovävar de är beroende av tycks fungera? Eller intresserar vi oss för hälsan hos och mångfalden av bakterier i bottensedimentet och anser att sjön mår dåligt om den är hem åt färre bakteriearter än jämförbara sjöar? Och i vilken utsträckning och hur ska vi beakta tillrinning och avrinning till och från sjön? Det som intresserar oss blir bestämmande för vad vi studerar och vad vi förvaltar. Behovet av definition och avgränsning blir förstås ännu mer akut i ett havsområde som saknar den ändå förhållandevis tydliga avgränsningen hos en liten sjö och där många arter, såväl som själva vattnet rör sig över stora avstånd.

Man kan också fråga sig om alla de dimensioner som räknas upp i Malawiprinciperna måste vara på plats, och i så fall i vilken utsträckning, för att vi ska tala om en ekosystembaserad förvaltning? Räcker det att vi arbetar med målstyrning, återkoppling och återkommande anpassning av förvaltningsåtgärder till ny kunskap och nya förutsättningar? Eller krävs att förvaltningen sker på en viss nivå, att de som berörs av förvaltningen bjuds in att delta, och att ett brett spektrum av kunskap och erfarenheter beaktas?

I den vetenskapliga litteraturen har det länge diskuterats vad som utgör kärnan i en ekosystembaserad förvaltning. Även om det inte finns någon fullständig samsyn är en inflytelserik uppfattning[6] att en ekosystembaserad förvaltning karakteriseras av att den;

- är geografiskt specificerad, dvs förvaltningen avser ett visst geografiskt område eller förhåller sig i alla fall till geografiskt definierade fenomenen;
- är adaptiv i ljuset av ny information;
- utgår från bästa tillgängliga kunskap och beaktar osäkerheter;
- beaktar att många faktorer kan påverka utfallet av förvaltningen;
- strävar efter att balansera samhälleliga intressen;
- erkänner att samverkan krävs.

Om vi nu ska ha en ekosystemansats som utgångspunkt för förvaltningens arbete och för åtgärder som reglerar mänskligt beteende blir det förstås viktigt att veta hur begreppet förstås och regleras rättsligt. Hur har ekosystembaserad förvaltning kommit till uttryck i den rättsliga reglering som är av omedelbar betydelse ur ett svenskt perspektiv? Och viken ledning kan det ge för förståelsen av ekosystemansatsen, dess möjligheter och begränsningar?

Ekosystemansats som rättsligt begrepp

Begreppet ekosystemansats förekommer på flera ställen i EU:s lagstiftning med koppling till miljöskydd och förvaltning av naturresurser. Även om begreppet inte används uttryckligen i vattendirektivet (2000/60/EG) från år 2000 bygger det på ett förhållningssätt som utgår från ekosystemens skalor och funktioner och föreskriver en målstyrd och adaptiv förvaltning. Direktivet kan därmed ses som den första ansatsen till ekosystembaserad förvaltning inom EU, om än utan att använda sig av själva begreppet[7].

Havsmiljödirektivet (2008/56/EG), som antogs 2008 och syftar till att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i den marina miljön, använder däremot ett närliggande begrepp. De marina strategier som direktivet ålägger medlemsstaterna att utarbeta och genomföra för att uppnå god miljöstatus ska tillämpa en ”ekosystembaserad metod för förvaltning av mänskliga aktiviteter”. Därigenom ska det säkerställs att ”dessa aktiviteters samlade tryck hålls inom nivåer som är förenliga med uppnåendet av god miljöstatus och att de marina ekosystemens kapacitet att reagera på antropogena förändringar inte äventyras, samtidigt som ett hållbart utnyttjande av marina varor och tjänster möjliggörs för nuvarande och kommande generationer.” (art 1) Någon närmare definition än så innehåller inte direktivet.

Också 2014 års havsplaneringsdirektiv (2014/89/EU) föreskriver tillämpning av en ekosystemansats (art 5). I detta fall ska den användas när medlems-

staterna upprättar och genomför havsplanering för att stödja hållbar utveckling och tillväxt i den havsrelaterade sektorn. Direktivet tillför dock inte mycket till förståelsen av vad tillämpning av en ekosystemansats innebär utan hänvisar till vad som sägs i havsmiljödirektivet.

I stället är det i grundförordningen för den gemensamma fiskeripolitiken (förordning 1380/2013, ”GFP-förordningen”) som man finner en mer utvecklad definition av vad som avses med ekosystemansats. Det kan tyckas paradoxalt att det är i en sektorslagstiftning, det vill säga regleringen och fisket, som ekosystemansatsen blir tydligast definierad. Att förvaltningen ska utgå från geografiska områden och gärna omfatta all betydelsefull mänsklig påverkan, snarare än vara kopplad till enskilda sektorer, hör ju annars till det som brukar anses som grundläggande för ekosystembaserad förvaltning. I praktiken bedrivs emellertid mycket ekosystembaserad förvaltning, eller försök till sådan förvaltning, med utgångspunkt i specifika sektorer och just fiske är ett område där insikten om behovet av en ekosystemansats är äldre och mer väletablerad än på de flesta områden[8].

EU:s fiskeripolitik var långt ifrån först i detta avseende, men efter en reform 2013 framgår uttryckligen av GFP-förordningen att den gemensamma fiskeripolitiken ska genomföra en ekosystemansats i fiskeriförvaltningen, för att säkerställa att fiskeverksamhetens negativa inverkan på de marina ekosystemen minimeras (art. 2). Enligt den definition som ges i förordningen är ekosystemansatsen i fiskeriförvaltningen:

”en integrerad ansats i fiskeriförvaltningen inom ekologiskt meningsfulla gränser som syftar till att förvalta användningen av naturresurser, med beaktande av fiskeverksamhet och annan mänsklig verksamhet, samtidigt som man bevarar både den biologiska rikedom och de biologiska processer som är nödvändiga för att skydda livsmiljöernas sammansättning, struktur och funktion i det berörda ekosystemet, genom att beakta kunskaperna och osäkerheterna när det gäller ekosystems biotiska, abiotiska och mänskliga beståndsdelar.” (art. 4.)

Vi känner här igen flertalet av de faktorer som återfinns i Malawiprinciperna och även de som har störst stöd i den vetenskapliga litteraturen. Den specifika resursen, det vill säga de fiskade arterna, och dess nyttjande ska ses i ett större sammanhang av de processer och strukturer som de är del av. Förvaltningen ska ske inom gränser som är meningsfulla för bevarandet av de naturliga processerna och livsmiljöerna. Förvaltningen ska utgå ifrån befintlig kunskap, men också hantera osäkerheter avseende såväl naturliga som mänskliga faktorer.

I en mer intern svensk rättslig kontext – EU-rättsakterna ovan ska förstås genomföras i Sverige men härrör inte från den svenska lagstiftaren – finns än så länge ingen definition av ekosystemansats och det är bara i havsplaneringsförordningen (SFS 2015:400) som den uttryckligen omnämns. Det handlar då om att Havs- och vattenmyndigheten ska tillämpa en ekosystemansats i sitt arbete med förslag till havsplaner (art. 10). Dock ligger det förstås nära till hands att se det som att det svenska genomförandet av bland annat vattendirektivet och det marina direktivet utgör tillämpningar av en ekosystemansats utan att detta uttrycks i den rättsliga regleringen.

Men även om det inte finns en definition eller några omfattande krav på tillämpning av ansatsen i svensk lagstiftning finns det både definitioner och, som nämndes inledningsvis, förslag på rättslig reglering av ekosystemansatsen.

Naturvårdsverket definierade 2007 ekosystemansatsen som ”en sorts arbetsmetod eller förvaltningsstrategi, för bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser som även inkluderar rättviseaspekter[9]”. Några år senare formulerade Havs- och vattenmyndigheten följande definition: ”Ekosystemansatsen är en strategi för bevarande av naturvärden, hållbart nyttjande och rättvis fördelning av naturresurser[10].”

Miljömålsberedningen har, som nämnts, i SOU:n *Havet och människan*, inte bara diskuterat hur ekosystemansatsen ska förstås, utan även lagt fram ett förslag till en havsmiljölag enligt vilket regeringen ska tillämpa ekosystemansatsen som en utgångspunkt i havsmiljöarbetet. Det innebar, menade man, ”att naturvärden bevaras och naturresurser nyttjas miljömässigt, ekonomiskt och socialt hållbart, med målet att säkerställa att ekosystemen används inom sina gränser.[1]”

Reflektioner och rekommendationer

Problemet med att få en enhetlig eller tydlig bild av vad ekosystemansatsen innebär återspeglas i lagstiftning och officiella dokument. Vi ser exempel på regelverk som föreskriver tillämpning av ekosystemansatsen utan att med någon tydlighet tala om vad det innebär. Liksom myndigheter och utredningar som föreslår eller använder definitioner som är påfallande okonkreta och ger lite eller ingen ledning för hur motstridiga intressen ska hanteras.

Vi kan också se att den faktiska tillämpningen av ekosystemansatsen i den marina förvaltningen brottas med stora utmaningar. Såväl avseende vattendirektivet som havsmiljödirektivet är prognosen i många fall dyster vad gäller möjligheten att uppnå miljökvalitetskraven inom överskådlig tid[11], för att inte tala om att nå dem inom de tidsramar som lagstiftningen har satt (dvs som utgångspunkt 2015 och senast 2027 för vattendirektivet och 2020 för havsmiljödirektivet). Havsmiljödirektivet kan beskrivas som ganska tandlöst och huvudsakligen en mekanism för att samordna och följa upp tillämpningen av andra, redan tidigare existerande regelverk som vart och ett inte lyckats särskilt väl med att tackla hoten mot havsmiljön. Att samordna tillämpningen och styra mot ett gemensamt mål för ett geografiskt definierat område är i och för sig väl i linje med ekosystemansatsen, men om vi anser att ansatsen även innebär att nyttandet och den samlade påverkan ska hållas inom ekosystemens gränser, sådana vi definierat dem, finns mycket övrigt att önska.

Havsplaneringsdirektivet är notoriskt vagt vad gäller de krav som ställs på medlemsstaterna och det svenska genomförandet av direktivet har mycket begränsad verkan på de flesta större källor till belastning av havsmiljön. Det ekosystembaserade regelverk som har tydligast effekt – om än långt ifrån tillräcklig för att nå miljömålen i många fall – är vattendirektivet. Paradoxalt nog har direktivet sin kraftfullaste verkan till följd av en tolkning av EU-domstolen som inte alls är särskilt lätt att förena med ekosystemansatsens integrerande ambitioner. Effekten av den så kallade Weserdomen (mål C-461/13) är visserligen att stränga krav ställs på en hel del verksamheter som belastar vattenmiljön, inte minst i kustområden[12]. Men förbudet mot att tillåta verksamheter som ger upphov till en sådan ökad förorening eller störning som innebär att vattenmiljön försämras på ett otillåtet sätt eller som har sådan betydelse att det äventyrar möjligheten att uppnå den status som vattnet ska ha enligt en miljökvalitetsnorm, vilket sedan 2019 gäller enligt miljöbalkens 5 kap 4 §, träffar i första hand enskilda, större anläggningar som industrier och reningsverk, och nya verksamheter i mycket större grad än befintliga. Så även om bedömningen av vad naturen tål kan sägas ske på ekosystemnivå (där ekologiska parametrar bedöms för varje vattenförekomst) är den respons som regelverket föreskriver inte särskilt adaptiv eller inkluderande utan träffar framför allt den sist tillkommande, större verksamheten även om det skulle finnas goda skäl – ekologiska, ekonomiska och/eller sociala – att i första hand minska belastningen från andra källor.

Detta exemplifierar också ett vidare problem. Nämligen att det är svårt att skapa en reglering eller en förvaltningsstruktur som både är effektiv och som verkar på en skala som är relevant för ett marint ekosystem. Flera av de verksamheter som belastar marina ekosystem mest, som sjöfart och fiske, låter

Foto: Marie Svärd

sig över huvud taget inte styras i någon större grad av en enskild administrativ eller juridisk aktör, eller för den delen en enskild stat. Sjöfart är ett utmärkt exempel. Även om stater i viss mån kan påverka sjöfarten i sina kustvatten är regleringen av sjöfarten starkt centraliserad och FN:s havsrättskonvention och Internationella sjöfartsorganisationen, IMO, är centrala för utarbetandet av miljöstandarder. Dessa är sällan särskilt adaptiva eller anpassade till lokala förhållanden[13]. Regionalt sätter EU-rätten reglerna för exempelvis inspektioner av fartygens miljö- och säkerhetsstatus i EU:s vatten. På nationell nivå har flera myndigheter i uppdrag att sätta mer detaljerade standarder och tolka gällande internationella regler. Även kommuner är viktiga aktörer, till exempel i förhållande till planering och drift av hamnar. Ytters är alla bundna av den rättsliga ram som den internationella rätten, vilken lägger stor vikt vid sjöfartens frihet, uppställer. Även fisket visar tydligt på spänningen mellan olika nivåer. Samtidigt som förvaltningen av fisket i ett litet hav som Österstersjön kräver en hög grad av samordning, något som skapas genom EU:s gemensamma fiskeripolitik[14], finns uppenbara problem med att beakta regionala och lokala förhållanden i en så storskalig förvaltning.

”Inte ens svaret på vad ekosystem är för något går att ”hitta” i naturen utan är stark kopplat till det sammanhang eller ändamål för vilket vi använder begreppet.”

Det är en viktig insikt att innebörden av en ekosystembaserad förvaltning är en politisk fråga. Inte ens svaret på vad ekosystem är för något går att ”hitta” i naturen utan är stark kopplat till det sammanhang eller ändamål för vilket vi använder begreppet. Samtidigt får innebörden inte relativiseras alltför mycket, då förlorar tanken att ekosystemen ska förvaltas inom sina gränser all styrande verkan. I praktiken hanteras detta, åtminstone i vattendirektivet och havsmiljödirektivet, genom att det miljötillstånd som förvaltningen ska uppnå definieras utifrån ett tänkt, av människan opåverkat tillstånd hos ekosystemen[15]. Viss hjälp kan också fås genom att ekosystemansatsen kombineras med försiktighetsprincipen och principen om långsiktigt hållbar utveckling.

Det finns också en potentiell och i vissa fall väldigt reell slitning mellan inkluderandet av många perspektiv, åsikter och aktörer, och å andra sidan en effektiv förvaltning som håller mänsklig belastning inom ekosystemens gränser. En väldigt omfattande involvering och förankring riskerar att ta lång tid och sluka stora resurser, och det finns ingen garanti för att många av de perspektiv och åsikter som kommer fram inte är oförenliga med tanken att hålla belastningen inom ekosystemens gränser. Samtidigt är förankring och inkludering viktiga både för att skapa en solid kunskapsbas och för att öka legitimiteten hos förvaltningen. En balans måste hittas mellan inkludering och effektivitet, och det är viktigt att de som bjuds in att dela med sig av sina perspektiv, kunskaper och åsikter förstår vilket utrymme som faktiskt finns att påverka. Annars är risken att förankringen snarare bidrar till missnöje och en känsla av att ens perspektiv inte värderas. I detta sammanhang är det värt att notera att de definitioner av ekosystembaserad förvaltning som tagits fram av svenska myndigheter trots sin korthet tydligt uppmärksammar att det behöver finnas en social dimension som beaktar sådant som rättvis fördelning av nytta och bördor. Dock är det tydligt att de sociala dimensionerna av den marina förvaltningen ofta får begränsat utrymme och ofta lider av otydlighet både avseende rättsliga krav och politiska prioriteringar[16].

Givet komplexiteten i såväl ekologiska som sociala system, de potentiellt omfattande kraven på att beakta olika slags kunskap, integrera aktörer och möjliggöra ständig anpassning är ekosystembaserad förvaltning oundvikligen en utmaning. Att uppnå perfekta förutsättningar för ekosystemansatsens tillämpning är ofta inte ett rimligt mål, antingen för att det leder till ’paralysis by analys’, det vill säga att man aldrig går från planering och utredande till faktisk tillämpning, eller på grund av brist på lämpliga resurser eller anpassade rättsliga och administrativa strukturer[5]. I praktiken är det ofta nödvändigt att försöka laga efter läge och få till bästa möjliga åtgärder utifrån förutsättningarna i varje situation. Den stora variationen i förutsättningar gör också att det knappast är meningsfullt att efterlysa eller eftersträva en allmänt tillämpad definition av ekosystemansatsen, i alla fall inte en med någon större precision eller detaljrikedom. De definitioner som tagits fram av bland andra Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten ger an allmän uppfattning om vad det handlar om, men lämnar det fritt att utarbeta ansatsens konkreta innebörd i varje relevant sammanhang. Att det, som noterades ovan, är inom

Foto: Linus Nylund, Unsplash

en sektorslagstiftning, närmare bestämt den gemensamma fiskeripolitiken, som vi finner den tydligaste rättsliga definitionen av ekosystemansatsen kan tyckas paradoxalt, men är nog en logisk följd av svårigheterna med att definiera ett sådant omfattande begrepp. Ju mer begränsat tillämpningsområdet är, desto lättare blir det att ge begreppet ett konkret innehåll.

På samma sätt som det är svårt att formulera en generellt tillämplig definition av ekosystemansatsen som samtidigt är tillräckligt konkret för att vara relevant och styrande för den praktiska förvaltningen är det svårt att ge rekommendationer av allmän relevans. Dock kan det i många fall vara av värde att beakta följande:

- Ekosystemansatsen ger inte svar på hur olika intressen ska vägas mot varandra, däremot förutsätter den att mänsklig påverkan inte ska tillåtas förstöra för ekosystemen viktiga processer och strukturer. Det kan ge viss normativ vägledning för förvaltningen samtidigt som krav på lagstöd och rättssäkerhet sätter ramar för förvaltningens handlingsutrymme. Rättsligt förankrade miljökvalitetsnormer kan ge en god indikation på vad som ska ses som ”ekosystemets gränser”.
- Alla försök att tillämpa ekosystemansatsen måste baseras på en vilja att omvärdera och revidera förvaltningen i ljuset av ändrade förhållanden – ekologiska och sociala – och ny kunskap. Det måste därför finnas mandat och resurser för att faktiskt genomföra sådana revideringar.
- Beslut måste kunna fattas trots kunskapsbrister. Att inte agera är ett beslut vars konsekvenser måste vägas mot riskerna med att vidta en åtgärd. En åtgärd som kan få betydande och oåterkalleliga konsekvenser kräver en högre grad av säkerhet, men även i sådana fall måste riskerna med att agera ställas i relation till de risker eller den skada som följer av att inte vidta en åtgärd.
- Att formulera en generell definition av ekosystemansatsen är svårt. Att göra det inom ramen för en specifik förvaltningskontext eller ett projekt är enklare. Att ha en sådan definition motverkar tendensen att begreppet ses som alltför luddigt eller allt för krävande och därför inte ges någon konkret betydelse.
- Det är viktigt att mandat och ansvar fördelas på ett sätt som inte undergräver förutsättningarna för en ekosystembaserad förvaltning. Vad det innebär i praktiken varierar och inte sällan kan olika dimensioner av en ekosystembaserad förvaltning (till exempel strukturen hos ekologiska system respektive mekanismer för social förankring) tala för olika sätt att organisera arbetet på. Viktigt är dock att informationsutbyte och samordning inte är något frivilligt som sker i mån av tid och resurser utan ett tydligt uppdrag förenat med relevanta mandat.
- Det behövs en större integrering av ekologiska och sociala perspektiv, vilket kan främjas genom utarbetande och tillämpning av enhetliga metoder och ”best practise”.

Referenser

1. Miljömålsberedningen (2020). *Havet och människan*, SOU 2020:83.
2. Grumbine, R. E. (1994). *What Is Ecosystem Management?*', Conservation Biology 8(1) 27-38.
3. Backer Johnsen, H. (2020). *The HELCOM Ecosystem Approach: time for quantification, integration, and measures*. Faculty of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki, Helsinki.
4. Convention on Biological Diversity (CBD 1998). CoP Decision IV/1B (Bratislava, 4–15 maj 1998), vilket refererar till '*Report of the workshop on the ecosystem approach*' UNEP/CBD/COP/4/Inf.9.
5. Markus, T. (2013). *Changing the base: legal implications of scientific criteria and methodological standards on what constitutes good marine environmental status*, Transnational Environmental Law 2(1) 145–165.
6. Langlet, D. & Rayfuse R. (2018). *Challenges in Implementing the Ecosystem Approach: Lessons Learned*. I Langlet & Rayfuse (red.), The Ecosystem Approach in Ocean Planning and Governance (Brill) 445-461.
7. Murawski, S.A. (2007). *Ten myths concerning ecosystem approaches to marine resource Management.* Marine Policy, 31, 681–690.
8. Soininen, N. & Platjouw, F.M. (2018). *Resilience and adaptive capacity of aquatic environmental law in the EU: An evaluation and comparison of the WFD, MSFD, and MSPD*. I Langlet, D. & Rayfuse, R. (red.), The Ecosystem Approach in Ocean Planning and Governance (Brill Nijhoff) 17–79.
9. Garcia, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., & Lasserre, G. (2003). *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. FAO Fisheries Technical Paper 443.
10. Naturvårdsverket (2007). *Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser*, Rapport 5782.Ö
11. Havs- och vattenmyndigheten (2012). *Tillämpning av ekosystemansatsen i havsplaneringen*, Rapport 2012:14, bilaga 1.
12. Naturvårdsverket (2023). F*ördjupad utvärdering av Sveriges miljömål 2023 – Med förslag till regeringen*, Rapport 7088.
13. Kyrönviita, J., Langlet, D., Soininen, N., Belinskij, A., Kymenvaara, S., Basse, E. M. (2021). *Achieving Blue Growth Post-Weser: a Study of Aquaculture Regulation in the Nordic Region*, Journal for European Environmental & Planning Law 18 (3) 256–274.
14. Langlet, D. (2022). *Shipping and the Ecosystem Approach*. I Basu Bal, A., Rajput, T., Argüello, G. & Langlet, D. (red.), Regulation of Risk - Transport, Trade and Environment in Perspective (Brill) 419-451.
15. Langlet, D. (2023). *The Role of the EU in the Regulation of Baltic Sea Fisheries*. I Rosas, A. & Ringbom, H. (red.), The EU and the Baltic Sea Area (Hart Publishing) 247-267.
16. Josefsson, H. (2015). *Ecological Status as a Legal Construct—Determining its Legal and Ecological Meaning*, Journal of Environmental Law, 27, 231–58.
17. Gilek, M., Saunders, F. & Stalmokaitė, I. (2018). *The Ecosystem Approach and Sustainable Development in Baltic Sea Marine Spatial Planning: The Social Pillar, a 'Slow Train Coming'. I The Ecosystem Approach in Ocean Planning and Governance*; Langlet, D. & Rayfuse, R. (red.) Brill Nijhoff, 160–194.
18. Langlet, D. & Westholm, A. (2021). *Realizing the Social Dimension of EU Coastal Water Management*, Sustainability, 13, 2261.

MYNDIGHETSCHEFERNAS ROLL I HAVSFÖRVALTNINGEN

Anders Danielsson, innehavare av Assar Gabrielssons gästprofessur vid Handelshögskolan i Göteborg sedan 2022. Har tidigare varit landshövding i Västra Götaland, generaldirektör för Migrationsverket, generaldirektör för Säkerhetspolisen och även generalsekreterare för Svenska Röda Korset. Var under åren 2020-2022 särskild utredare för Klimaträttsutredningen.

Genom att uppmuntra till samverkan och samordning mellan myndigheter kan samhället dra nytta av en mer enhetlig och effektiv verksamhet för att lösa eller hantera samhällsproblem. Att ta initiativ till och uppmuntra samverkan är en ledarskapsfråga, då den samverkan som idag sker mellan myndigheter i stort bygger på frivillighet. Det finns följaktligen stora möjligheter för myndighetschefer att själva ta initiativ till samverkan – möjligheter som bättre borde tas till vara på.

Foto: Isac Lundmark

Dagens samhällsutmaningar och samällsfrågor kan ofta betecknas som komplexa i betydelsen att en fråga på många sätt är beroende av hur andra frågor prioriteras och hanteras. En samhällsfråga kan också betraktas som komplex då det är svårt att identifiera sambandet mellan problemet och dess orsaker, eller då det finns olika synsätt på hur samhällsfrågan bäst ska hanteras – både kortsiktigt och långsiktig. Många av de havsrelaterade samhällsutmaningarna vi ser idag har uppkommit genom ageranden över tid av många både offentliga och privata aktörer på olika nivåer (internationellt, inom EU, nationellt och lokalt), något som också starkt bidrar till frågornas komplexitet.

Många av de svenska myndigheterna har ansvar och uppgifter som direkt eller indirekt relaterar till utmaningen att styra utvecklingen mot de politiskt beslutade målet om ett friskt hav. I Sverige har vi en decentraliserad förvaltning med ett stort antal fristående myndigheter med betydande verksamhetsansvar. En del av dessa myndigheter har ett väl avgränsat uppdrag medan andra har ett bredare och mindre renodlat uppdrag. Regeringen styr myndigheterna men myndigheterna har stora friheter att avgöra hur en viss verksamhet ska genomföras eller hur ett visst mål ska uppnås. Givetvis måste myndigheten hålla sig inom sina rättsliga befogenheter och inom de ekonomiska ramar som gäller.

För att hantera komplexa utmaningar av den typ som nämndes ovan finns det behov av en helhetssyn på utmaningens olika delar, orsaker och konsekvenser. För att skapa en sådan helhetssyn behöver myndigheter samverka med varandra. Samverkan kan också syfta till att komplettera varandra ekonomiska resurser, kompetenser, information och därigenom effektivisera verksamheten. Att gemensamt kunna nyttja de olika myndigheternas verktyg kan till och med vara en nödvändighet för att det avsedda målet överhuvudtaget ska kunna nås.

Det finns stora möjligheter för myndigheter att samverka. Det är till och med en skyldighet. Men problem eller hinder för samverkan kan uppkomma genom att de olika myndigheterna har olika uppfattning om den fråga som ska lösas genom samverkan. Är den viktig för oss? Har vi kompetens inom området? När och hur ska den bäst lösas? Vad kostar samverkan? Det finns också andra hinder som en myndighet inte råder över, till exempel regelverk och mandat. Ansvars- och ledningsfrågor och bristande ledarskap kan också skapa hinder för effektiv samverkan. Även om det finns goda förutsättningar för samverkan återstår frågan vem som leder samverkan, det vill säga vem som ska samordna de myndigheter som ingår i samverkansarbetet.

Regeringens styrning av de statliga myndigheterna

Regeringen styr riket. En myndighet har till uppgift att verkställa regeringens politik inom ramen för de lagar som riksdagen bestämt och med de instruktioner och regleringar som regeringen givit. Myndigheterna är dock självständiga i förhållande till regeringen i enskilda ärenden som rör myndighetsutövning mot enskilda eller mot kommuner, eller när gäller tillämpning av lag[1]. Det innebär att det finns en lydnadsplikt mot regeringen men med det undantaget att det är myndigheten som självständigt beslutar i enskilda ärenden och hur lag ska tolkas. Det innebär inte att myndigheten har sista ordet. Ett beslut av en myndighet kan överklagas till domstol och därmed bildas sedermera praxis som blir vägledande för den fortsatta myndighetsutövningen.

Regeringens styrning av myndigheterna sker genom instruktioner (myndighetsförordningen som gäller samtliga förvaltningsmyndigheter under regeringen), och genom särskilda instruktioner för varje myndighet, till exempel instruktion för Havs- och vattenmyndigheten, instruktion för Skatteverket, instruktion för länsstyrelserna, instruktion för Naturvårdsverket och så vidare. Styrning sker också genom regleringsbrev, särskilda uppdrag, krav på återrapportering och genom informella kontakter (ömsesidigt informationsutbyte). När det gäller komplexa samhällsfrågor eller frågor som rör flera politikområden är det betydelsefullt för att styrningen ska bli ändamålsenlig och det avsedda målet kan nås, att berörda myndigheter får klara direktiv, mandat och befogenheter.

Lydnadsplikten är en grundläggande demokratisk utgångspunkt och innebär att myndigheter inte har en egen agenda utan lyder under lagarna och ska förverkliga regeringens politik. Men samspelet mellan regeringen och myndigheten är betydelsefull och viktig. Det kommer till uttryck på många olika sätt. Det kan röra sig om mer formella och institutionella former av informationsutbyte såsom årsredovisning, budgetunderlag, rapporter med mera, men också genom egna initiativ i vilka myndigheten kan ge uttryck för tillkortakommanden och brister i den egna förvaltningen. Myndigheter kan också ge förslag på nya eller ändringar i författningar, resursförstärkningar och andra ambitionshöjande åtgärder samt peka på och understryka behov av förbättrad samordning och samverkan dels inom Regeringskansliets olika departement, dels mellan olika myndigheter och andra aktörer för att förbättra och effektivisera förvaltningen, i syfte att nå de politiska målen.

Som nämnts styrs myndigheterna främst genom den allmänna myndighetsförordningen[2], genom in-

struktioner för respektive myndighet och de årliga regleringsbreven där bland annat myndighetens anslag fördelas, men också i vilka det ges mer preciserad styrning och uppdrag med återrapporteringskrav. Inom de lagar som riksdagen beslutat och den styrning som regeringen angett har myndigheterna relativt stor frihet att bestämma hur verksamheten ska bedrivas. Det kan gälla den interna ledningen och styrningen, organisationen, arbetsformer och arbetsmetoder, samverkan med andra samt resursfördelningen inom myndigheten.

Regeringens styrning sker alltså myndighetsvis och därigenom finns det risk att den samhällsfråga som ska lösas kommer hanteras av de enskilda myndigheterna var för sig, i så kallade stuprör. En viktig fråga är därför hur myndigheter samverkar kring de många komplexa samhällsfrågor vi ser i dag och som är av den arten att de inte kan hanteras enbart av en myndighet.

Myndigheternas ansvar att samverka

Enligt Svenska Akademins ordbok definieras samverkan som ”gemensamt handlande för visst syfte”. Samverkan syftar till att personer och organisationer samarbetar med varandra för att uppnå ett gemensamt mål. Det handlar om att använda varandras kunskaper och erfarenheter, öka effektiviteten, utveckla lärandet, mobilisera resurser, dela information och tjänster med mera. Hur är då samverkan tänkt att fungera mellan myndigheter i den svenska förvaltningen och då särskilt havsförvaltningen?

Att myndigheterna ska samverka med varandra är reglerat i författning och uttrycks i förvaltningspolitiska mål. Av förvaltningslagen[3] framgår att en myndighet inom sitt verksamhetsområde ska samverka med andra myndigheter. Enligt myndighetsförordningen[4] ska myndigheten verka för att genom samarbete med myndigheter ta till vara de fördelar som kan vinnas för enskilda samt för staten som helhet. Sedan 2010 gäller som mål för förvaltningspolitiken att den ska vara en innovativ och samverkande statsförvaltning som är rättssäker och effektiv, har en väl utvecklad kvalitet, service och tillgänglighet och därigenom bidrar till Sveriges utveckling och effektivt EU-arbete[5].

Myndigheterna har stor kunskap och lång erfarenhet (s.k. institutionellt minne) av att hantera samhällsfrågor och dess utmaningar. Myndigheterna har ett beroende av varandra, som kan vara ömsesidigt eller ensidigt. Vid det ömsesidiga beroendet finns ofta goda förutsättningar för samarbete, medan det däremot vid det ensidiga beroendet kan uppstå intressekonflikter eller olika syn på hur en fråga som prioriteras.

I de många fall en myndighet inte ensam kan lösa ett problem och för att motverka ”stuprörsproblematiken” förutsätts att myndigheterna samverkar med varandra. Den myndighet som har ”huvudansvaret” behöver därför samarbeta med andra myndigheter som kanske inte har den aktuella frågan som sin huvuduppgift. Dessutom kan det finnas problem med att det en myndighet gör eller underlåter att göra kan påverka en annan myndighets förmåga att lyckas eller inte lyckas med sin uppgift eller uppdrag. För att tydliggöra behovet av samordning menar jag att den myndighet som har en fråga som sin kärnverksamhet också bör kunna få i uppdrag att inte enbart samverka utan också att samordna eller till och med leda samordning. En sådan styrningen bör vara fullt möjlig att besluta om och skulle förmodligen ge en tydligare och mer ändamålsenlig styrning för de myndigheter eller andra aktörer som har en uppgift kring den fråga som politiken vill se en lösning av. I avvaktan eller avsaknad av sådan styrning kan myndighetschefer själva ta initiativ till att inte bara samverka utan och ta ansvar för samordningen.

Samverkan är många gånger central för att nå avsedda mål

Genom att en stor del av dagens samhällsutmaningar kan beskrivas som komplexa på så sätt att de orsakats av många olika aktörer och sektorer över tid, är det därmed sällan möjligt för enskilda myndigheter att hantera problem såsom att minska brottsligheten; förbygga och förhindra terrorism eller extremism; förbygga, minska, och förhindra miljöfarlig verksamhet; genomföra större infrastruktursatsningar; initiera och genomföra ett transporteffektivt samhälle; upprätthålla ett rättssäkert och effektivt asylsystem; åstadkomma en välfungerande integration eller bedriva hälso- och sjukvård. För att kunna lyckas eller i vart fall skapa bättre förutsättningar att lyckas krävs en ändamålsenlig och effektiv samordning mellan myndigheter men också med andra aktörer (näringslivet, kommuner eller andra organisationer). Detta behov gäller i hög grad även i relation till användningen och förvaltningen av våra havsområden.

I Sverige finns cirka 340 statliga myndigheter och ett stort antal av dessa har ansvarsområden som direkt eller indirekt berör havsmiljön. Den offentliga makten är i huvudsak organiserad enligt sektorsprincipen vilket också får till följd att styrningen är fragmenterad. Med en långt driven specialisering ökar behovet av samverkan och samordning. Samordningsproblemen

blir tydliga i samband med de större samhällsfrågorna där flera myndigheter har uppgifter och uppdrag och där hållbara resultat nås därför att helheten många gånger är avgörande för att uppnå avsedda resultat eller effekter. Styrningen är också i många fall kortsiktig då politiken inte alltid är överens om de bästa och mest verkningsfulla åtgärderna för att hantera ett samhällsproblem eller en framtida samhällsutmaning. Inom miljö- och klimatområdet har det blivit tydligt att ett regeringsskifte kan få till följd att politiken och därmed myndigheternas verksamheter och uppdrag kan förändras och omprioriteras med kort varsel.

Det finns så klart behov av samordning inom en myndighet, där mål- och intressekonflikter kan uppstå, men den frågan lämnar jag därhän eftersom myndighetschefen själv råder över den styrningen.

Varför är det svårt med samverkan?

I den bästa av världar borde samverkan alltid fungera men det är helt klart att det finns utmaningar och problem för att få detta att fungera.

Som nämnts ovan är många av de samhällsutmaningar som politiken vill lösa av komplex natur. Det handlar om frågor som berör många myndigheter och aktörer i samhället (brottsbekämpning, miljö- och klimatfrågor, samhällsplanering med flera) och de är svåra att hantera och lösa genom stundtals kortsiktiga och avgränsade uppdrag. Orsakssambanden är många gånger svåra att identifiera och därmed svåra att hantera; det kan röra sig om orsakssamband som är av ekonomisk, social, kulturell eller politisk natur. Dessutom skapar rent organisatoriska förhållanden utmaningar i att verkställa politiken. Det finns många myndigheter som direkt eller indirekt kan ha ett uppdrag inom samma politikområde men uppdragen ses ibland som olika och hanteras och prioriteras olika. Det hänger så klart också ihop med att myndigheterna är olika. Vissa myndigheter står för myndighetsutövning, några för policyskapande, några för tillsyn, några för revision och så vidare.

Så inte nog med att en viss samhällsutmaning är komplex så är också styrningen av densamma komplex med både styrning av regeringen och av EU-rättsliga- eller internationella organ. Styrningen utgår dessutom från olika politikområden vilket gör det svårt för myndigheterna och andra aktörer att förstå hur de på sitt sätt bidrar till att hantera och lösa den aktuella samhällsutmaningen.

I betänkandet *Havet och människan* (SOU 2020:83) beskrivs att det är många myndigheter som har uppgifter i genomförandet att havsmiljöpolitiken. Av betänkandet framgår att förutom de myndigheter vars kärnuppgifter finns inom ramen för miljöpolitiken och havsmiljöpolitiken har även många andra statliga myndigheter och domstolar uppgifter i genomförandet av havsmiljöpolitiken. Till exempel har samtliga länsstyrelser och 26 andra statliga myndigheter inom ett tiotal olika utgiftsområden och ännu fler politikområden instruktionsenliga uppgifter att verka för att Generationsmålet och miljökvalitetsmålen, däribland miljökvalitetsmålen *Hav i balans* samt *Levande kust* och skärgård samt *Ingen övergödning*, nås[6].

”Det slitna uttrycket att helheten är större än summan av delarna är många gånger en sanning. Men någon måste kunna se helheten och förstå hur delarna samverkar eller till och med motverkar varandra.”

Förutom rent styrningsmässiga problem finns det också rent organisatoriska eller institutionella utmaningar som måste hanteras. Det kan röra sig om oenighet mellan myndigheter eller inom en myndighet kring hur en fråga ska lösas, om resursfördelning, brist på tillit och förtroende, konkurrens eller att regler och befogenheter lägger hinder i vägen.

För att lösa eller kunna hantera många samhällsproblem och framtida samhällsutmaningar krävs det en helhetssyn dels på orsaker, dels på vilka åtgärder som behövs sättas in. I en fragmenterad styrning där fokus är på resultat och prestationer riskeras att fokus inte läggas på de åtgärder som skapar bäst effektivitet. Det slitna uttrycket att ”helheten är större än summan av delarna” är många gånger en sanning. Men någon måste kunna se helheten och förstå hur delarna samverkar eller till och med motverkar varandra. Detta blir tydligt när myndigheterna inte samarbetar eller inte försöker se hur de bäst kan stödja varandra i sina arbeten. Var och en gör rätt men det blir ändå fel. Genom den sektoriserade myndighetsvärlden och dess styrning i flera beståndsdelar skapas onödigt arbete, dubbelarbete och överlämnanden från en myndighet till en annan.

År 2013 gjorde Migrationsverket en kartläggning och analys av vilka myndigheter som på ett eller annat sätt var eller blev involverad i en asylsökandes ”resa”, från det att hen kom till gränsen och sökte asyl, till dess att det stod klart om hen fick stanna eller lämna landet. Det rörde sig då om ett femtontal myndigheter, från Polismyndigheten, Migrationsverket, Arbetsförmedlingen, Försäkringskassan, Kriminalvården till Skatteverket med mera. Visserligen var Migrationsverket enligt instruktionen då ansvarig för att ”skapa förutsättningar för ett effektivt och långsiktigt hållbart asylsystem som värnar asylrätten[7]”. Uttrycket ”skapa förutsättningar” är vagt och kunde knappast ge Migrationsverket något mandat eller befogenhet att ge direktiv till de andra myndigheterna i kedjan. Det kunde till exempel röra sig om att Arbetsförmedlingen inte behövde avvakta prövning av Migrationsverket för att påbörja ett integrationsarbete i de fall det framstod som uppenbart att asylsökanden skulle få uppehållstillstånd, men att de långa handlingstiderna på Migrationsverket medförde att en sådan tidig integration fick anstå. Detsamma kunde gälla att ge sökanden ett person- eller samordningsnummer så att hen kunde legitimera sig i samhället i allt från bankkonton till annat där en sådan legitimitet krävdes. I stället arbetades det seriellt och inte parallellt vilket innebar att sökandens behov och nyttor kom i andra hand. Det saknades en helhetssyn och förståelse för hur och på vilket sätt de olika delarna i asylsystemet samverkade och medverkade. Det handlade helt enkelt om att sätta sökandens behov i centrum och därmed skapa nytta dels för sökanden och dels för samhället i stort. Det finns förmodligen fler exempel men jag nöjer mig med detta för att åskådliggöra behovet av samverkan och ledning av samverkan.

Statskontoret analyserade 2014 förutsättningar för att öka effektiviteten i den statliga kärnverksamheten genom olika systemrelaterade förändringar. I sin rapport konstaterade Statskontoret att kan det finnas skäl för regeringen att tydligare markera och stödja ett systemperspektiv för att utveckla myndighetsstyrning. Det kunde enligt Statskontoret handla om att ge gemensamma uppdrag till flera myndigheter, att anpassa myndigheternas mål och att föra gemensamma dialoger med de departement och myndigheter som ingår i ett system[8].

Vad krävs för att samverkan ska fungera?

Min erfarenhet visar att det är några faktorer som är väsentliga för att samverkan mellan myndigheter ska fungera. Först och främst krävs att det problem som ska lösas definieras och analyseras för att klargöra orsakssamband och vilka aktörer som direkt, indirekt, omedelbart eller långsiktigt har ansvar eller på något sätt kan bidra till en lösning av frågan. Genom en ökad förståelse bland berörda myndigheter eller andra aktörer skapas en medvetenhet kring det problem som behöver hanteras och dess orsaker.

Genom ökad medvetenhet skapas en strävan att utifrån sitt ansvar och sina befogenheter medverka och bistå i det gemensamma arbetet och det mål som ska uppnås. Det är viktigt att klargöra varandras ansvarsområden och roller i det gemensamma arbetet för att undvika dubbelarbete eller att något faller mellan stolarna. Det förutsätter i sin tur att någon tar på

Foto: BMJ, Shutterstock

sig ansvaret att samordna arbetet, vilket jag beskrivit ovan inte alltid görs.

När flera myndigheter samarbetar kan de skapa mer heltäckande och effektiva lösningar. Tydliga mål kan sättas upp och prioriteringar kan klarläggas. Myndigheterna kan gemensamt fastställa mål och prioritera åtgärder för att nå dem.

Självklart behöver samverkande myndigheter eller aktörer bidra med sin unika kunskap och kompetens så att avsedda resultat kan uppnås. Det kräver respekt och tillit för varandras kompetenser och vad som var och en kan bidra med.

Som alltid krävs också uppföljning och utvärdering av arbetet och resultaten. Uppföljning och utvärdering skapar förutsättningar för att förbättra och utveckla metoder och införa förändrade eller nya arbetssätt. Det är en ständig process som lätt glöms bort men som möjliggör ett kontinuerligt lärande.

Exempel på samverkan

Att ge en fullständig uppräkning av myndighetssamverkan är inte möjligt i den här artikeln. Jag vill här bara nämna några exempel som kan tjäna som förebild för fortsatt och mer utvecklad samverkan i statsförvaltningen.

- *Samverkansrådet mot terrorism* är ett samarbete mellan 15 myndigheter som syftar till att stärka Sveriges förmåga att motverka och hantera terrorism genom att förbättra samordningen och effektivisera arbetet mot terrorism och våldsbejakande extremism[9]. Samverkansrådet mot terrorism tillkom 2005 på initiativ av Säkerhetspolisen (SÄPO) och rådet leds av chefen för SÄPO.
- *Nationellt centrum för terrorhotbedömning* (NCT) är en myndighetsgemensam arbetsgrupp med personal från Säkerhetspolisen, Försvarets radioanstalt (FRA) och Militära underrättelse- och säkerhetstjänsten vid Försvarsmakten (Must). NCT bildades 2005 och är sedan 2009 en permanent arbetsgrupp som regleras i en skriftlig överenskommelse mellan myndigheterna. Arbetsgruppen har till uppgift att göra strategiska bedömningar av terrorhotet mot Sverige och svenska intressen på kort och lång sikt. NCT producerar även strategiska analyser av händelser, trender och omvärldsutveckling med koppling till terrorism som berör, eller kan komma att beröra, Sverige och svenska intressen. Samarbetet inom NCT ger möjligheter att ta tillvara den samlade kompetens som finns hos de tre myndigheterna. NCT är därigenom den funktion i Sverige som har en överblick över allt tillgängligt material av strategisk karaktär med bäring på terrorism och därmed en unik möjlighet att bedöma utvecklingen när det gäller hot mot Sverige och svenska intressen. Vid NCT arbetar analytiker från de tre myndigheterna i gemensamma lokaler hos Säkerhetspolisen. Bedömningarna delges delar av Regeringskansliet, samt i de flesta fall även myndigheterna inom Samverkansrådet mot terrorism, och syftar till att ge tidig förvarning om förändringar som kan påverka hotbilden mot Sverige och svenska intressen och som kan kräva åtgärder[10].
- *Samverkan mot organiserade brottslighet* innebär att tolv myndigheter samarbetar mot den organiserade brottsligheten. Samverkan sker på uppdrag av regeringen[11].
- *Klimat- och miljösamverkan* i landets regioner och län.
- *Samverkan mellan myndigheter, kommuner* med flera under coronapandemin.

En annan viktig samverkan som kan utvecklas är den som sker mellan myndigheterna och lärosätena (universitet och högskolor, som också är myndigheter). Inom lärosätena sker forskning och finns kunskap kring flera samhällsfrågor. Det kan röra sig om orsaker till ett problem, vilka åtgärder eller verksamheter som ger resultat och effekt men också forskning och beprövad erfarenhet kring metoder som kan tillämpas i myndighetsvärlden. Frågan som bör ställas är; vilken forskning och kunskapsutveckling sker vid lärosätena som kan stödja eller skapa ”samhällsnytta”? Under min tid som landshövding i Västra Götaland slöts samarbetsavtal med flera lärosäten i syfte att vi skulle ge varandra ömsesidiga nyttor. Det kunde röra sig om kunskapsöverföring från lärosätena till praktikplatser hos länsstyrelsen. Ett exempel på kunskapsöverföring gällde ett arbete av Göteborgs universitet kring drift och förvaltning av länsstyrelsernas IT-verksamhet.

Räcker det med samverkan och vem leder samverkan?

Samverkan mellan myndigheter och med andra aktörer sker i de flesta fall på frivillig väg. Regeringen kan givetvis i styrdokument uttala att samverkan i viss fråga ska ske, men om inte så är fallet bygger samverkan på frivillighet.

Samverkan kräver samordning. Samordning handlar om ledning, styrning, organisering och struktu-

Foto: Marie Svärd

rerna för arbetet. Samverkan handlar mer om själva samarbetet medan samordning är mer av en strategisk verksamhet.

För att samverkan ska fungera effektivt och ändamålsenligt krävs att någon myndighet ges eller tar på sig ansvaret för att samordna arbetet. Det är ju inte alltid uttalat vem som har ett sådant ansvar om inte regeringen särskilt beslutar om det. Icke desto mindre finns ett stort utrymme för myndigheterna (myndighetscheferna) att själva ta initiativ till samverkan men också att ta på sig ”ledartröjan” och samordna arbetet. Sådant utrymme finns, och bör menar jag, användas i större utsträckning med hänsyn de komplexa samhällsfrågor som statsförvaltningen många gånger har att hantera. Att ta initiativ till och uppmuntra samverkan är en ledarskapsfråga. Förmåga att se komplexiteten i samhällsutmaningarna, identifiera problemen och ta initiativ till att försöka hitta lösningar genom samarbete med andra och kanske till och med skapa nya organisationsformer (självorganisering) är en viktig uppgift och det förväntas att myndigheterna och dess chefer gör det. Genom utökad och mer utvecklad samverkan med en tillhörande ändamålsenlig samordning ges också möjligheter att pröva nya angreppssätt och arbetsmetoder. Då minskar behoven av att en ny utredning som ska komma med förslag på nya åtgärder och verksamheter.

Det är enligt min mening viktigt att uppmuntra till samverkan. Genom att uppmuntra till samverkan och samordning mellan myndigheter (inklusive lärosäten) kan samhället dra nytta av en mer enhetlig och effektiv verksamhet för att lösa eller hantera olika samhällsproblem.

Förtroende och tilltro till myndigheternas kunskaper och förmågor att samverka och därmed kunna ta sig an mer komplexa samhällsutmaningar är viktig i regeringens styrning av myndigheterna. I det ligger också en acceptans för misslyckanden.

Att inte alltid lyckas är också ett lärande. Ett sådant lärande kommer ofta till uttryck i de utredningar och utvärderingar som regeringen eller någon myndighet på egen hand tar initiativ till. Sverige har en lång tradition att utvärdera i synnerhet en kris eller annan större oönskad händelse som har inträffat. Exempel i vår tid är Palmekommissionen efter mordet på statsminister Olof Palme, Katastrofkommissionen (Tsunamikommissionen) som utredde Sveriges insatser under Tsunamikatastrofen 2004, Coronakommissionen som utvärderade de åtgärder som vidtogs för att begränsa spridningen av covid-19-pandemin och nu senast den

av länsstyrelsen i Skåne tillsatta utredningen om räddningsinsatserna efter det kraftiga snöfallet i Skåne i januari 2024. Utredningarna har inte haft som syfte att hitta en ”syndabock”, utan i stället att upptäcka systemfel i styrning, ledning eller organisering, för att därigenom undvika eller minska sannolikheten att de ska upprepas igen. Ett lärande med andra ord.

Referenser

1. Regeringsformen 12 kap 2 §.
2. Myndighetsförordningen (2007:515)
3. Förvaltningslagen 8 § (2017:900)
4. Myndighetsförordningen 6 § (2007:515)
5. Regeringens proposition 2009/10:175
6. *Havet och människan* SOU 2020:83, avsnitt 5.3.2, s. 184
7. Förordning 2007:996
8. Statskontoret Rapport 2014:28
9. https://www.sakerhetspolisen.se/verksamheten/kontraterrorism/samverkansradet.html
10. Regeringens proposition 2017/18:36, s. 12
11. https://polisen.se/om-polisen/polisens-arbete/organiserad-brottslighet/myndighetsgemensam-satsning-mot-organiserad-brottslighet/

DE STATLIGA MYNDIGHETERNAS ROLL I HAVSPLANERINGEN

Martin Qvist, docent vid Statsvetenskapliga institutionen, Stockholms universitet. Forskar om offentlig förvaltning med ett särskilt intresse för frågor om styrning i tvärsektoriella frågor, bland annat kopplat till miljö och planeringsprocesser.

Myndighetssamverkan kan bidra till arbetet med att nå miljömålen genom att öka styrkapaciteten i tvärsektoriella frågor. Det kräver en organisation som främjar gemensam problemlösning och undviker samverkan där tillfälliga uppdrag och konstellationer avlöser varandra. Vad myndigheter tillsammans kan åstadkomma beror på de förutsättningar som ges från politisk nivå.

Foto: Jon Flobrant, Unsplash

Den senaste fördjupade utvärderingen av de svenska miljömålen är bedömningen att endast fyra av de sexton målen uppnås helt eller delvis till 2030[1]. Miljömålen infördes av Sveriges riksdag 1999 med ambitionen att de stora miljöproblemen inte skulle lämnas över till nästa generation att lösa. Förbättringar sker inom en rad områden, men utvecklingen går för långsamt och i vissa fall åt helt fel håll. Om vi inte vänder utvecklingen kommer inte heller det övergripande generationsmålet att nås. Målet *Hav i balans samt levande kust och skärgård* bedöms inte kunna nås och utvecklingen klassificeras som ”neutral”, det vill säga att det händer alldeles för lite, och problem med bland annat övergödning, marint skräp, farliga ämnen och delvis svaga fiskebestånd består.

Behovet av att ställa om mot ett mer hållbart samhälle är välkänt, men att gå från ord till handling visar sig ofta vara svårt. Detta är i hög grad en fråga om politisk vilja och prioriteringar. Men det handlar också om de utmaningar som finns kopplat till att styra i frågor där makten att nå målen är spridd mellan stater, nivåer, sektorer – och inte minst bland en rad olika myndigheter, som alla på något sätt måste dra åt samma håll. På senare tid har behovet av nationell planering och en mer sammanhållen statlig styrning betonats vad gäller anspråk och användning av den fysiska miljön, både på land och till havs. ”Styrningsutmaningen” kan exemplifieras med en beskrivning som omfattar alla aspekter och dimensioner som måste hanteras inom havsplaneringen:

”Havsplaneringen utgår från ett tvärsektoriellt systemperspektiv. Det inkluderar direkta och indirekta, sammanlagda, kumulativa, kortsiktiga och långsiktiga, positiva och negativa effekter inklusive kopplingarna mellan land och hav. Även olika geografiska skalor hanteras, från lokalt till internationellt.”

Havsplaneringen utgår från ett tvärsektoriellt systemperspektiv. Det inkluderar direkta och indirekta, sammanlagda, kumulativa, kortsiktiga och långsiktiga, positiva och negativa effekter inklusive kopplingarna mellan land och hav. Även olika geografiska skalor hanteras, från lokalt till internationellt.[2(s. 20)]

Sett utifrån förvaltningsforskarens perspektiv är det lättare sagt än gjort att uppnå den grad av koordinering som denna tvärsektoriella planering fordrar av ett förvaltningssystem. Miljöpolitiken utmärks av dess tvärgående karaktär och det finns en betydande internationell forskningslitteratur om styrning, samverkan och samordning kring naturresurser och miljöfrågor. Mycket av forskningen har handlat om den internationella eller globala nivån, *Global governance*, vilket på ett sätt är logiskt eftersom ekosystemen sällan följer politiska eller administrativa gränser och många av utmaningarna, som den globala uppvärmningen, kräver internationellt samarbete. Det finns också mycket litteratur om samarbeten på lokal och regional nivå, ofta med fokus på relationen mellan offentliga och privata aktörer. Samtidigt finns makten att omsätta policyutfästelser i praktisk handling fortfarande främst på nationell nivå. Inte minst har de statliga myndigheterna alltjämt en helt central roll för att skapa förmåga till samordning mellan olika policysektorer – och ytterst för möjligheterna att uppnå miljömålen.

Det här kapitlet fokuserar på de statliga myndigheternas roll i styrsystemet för miljöpolitiken och diskuterar såväl utmaningar som möjligheter med myndighetssamverkan på nationell nivå. Utgångspunkten är en studie av *Miljömålsrådet* och texten bygger på studiens slutrapport: Qvist (2024)[3]. Miljömålsrådet är en plattform för de statliga myndigheterna att intensifiera arbetet med att nå miljömålen. Rådet består av 19 myndigheter och företräds av sina myndighetschefer. Studien följde rådets arbete under tre år och bygger på intervjuer, observationer och analys av åtgärder. Fallstudier genomfördes av två av rådets insatser, så kallade programområden: *Staten går före* handlade om åtaganden och förslag på miljöåtgärder i den statliga verksamheten och *Ramverk för nationell planering* tog sig an uppgiften att utveckla formerna för ett nationellt planeringsramverk för en hållbar användning av mark, vatten och byggd miljö.

Mot en mer strategisk samverkan mellan statliga myndigheter?

Behovet av att skapa horisontell samordning mellan myndigheter på nationell nivå har uppmärksammats

sedan miljömålen infördes. Under åren har det funnits olika arrangemang och plattformar för detta. Miljömålsrådet i dess nuvarande form instiftades 2014 och syftar till att ”öka takten i arbetet med att nå miljökvalitetsmålen och generationsmålet” genom samverkan mellan myndigheterna[4]. Rådet har två uppgifter. För det första att ta fram olika åtgärder som myndigheterna åtar sig att genomföra inom ramen för sina respektive uppdrag. För det andra att föreslå åtgärder som myndigheterna identifierar som strategiskt viktiga, men som inte ryms inom ramen för deras uppdrag.

För att öka takten att nå miljömålen krävs insatser som bygger på policyintegrering, där olika sektorer och politikområden drar åt samma håll och miljöproblemens sammanlänkade karaktär tas som utgångspunkt[5, 6]. För att sådana integrerade initiativ ska kunna bli mer än målformuleringar krävs en betydande styrkapacitet i nationella politiska system, där förvaltningen intar en helt central roll[7, 8]. Miljömålsrådet har potentialen att bidra till denna kapacitet vad gäller koordinering, analyser och kunskapsunderlag, samt i viss mån reglering i form av förslag till regeringen.

Historiskt sett är det dock tveksamt om rådet och dess olika föregångare har fyllt en sådan roll i någon större utsträckning. Under de första åren efter 2014 präglades arbetet av kortsiktiga och smala åtgärder som saknade en sammanhållen inriktning. Arbetet har beskrivits som ”nedifrån-styrt” genom att tjänstemän letade fram olika saker som var aktuella eller som man ”hade i byrålådorna” vid tillfället, och som kunde tänkas bli en åtgärd inom rådet[3 (s. 36)]. Ofta handlade det om att göra en utredning eller att ta fram ett kunskapsunderlag kring en avgränsad sakfråga (som att utreda eventuella problem med flygbuller i fjällmiljöer eller omfattningen av trålfiskets skador på forn- och kulturlämningar på havets botten – bara för att ta två exempel). Ett vanligt upplägg var att en myndighet var ansvarig för att ta fram en rapport och samlade en grupp av myndigheter inom rådet som ett slags referensgrupp i arbetet. Detta kan ha inneburit ett mervärde, men det handlar inte om någon starkare form av samverkan och många av åtgärderna vid den här tiden hade förmodligen kunnat genomföras utan att vara en del av Miljömålsrådet.

År 2018 beslutade regeringen om att förlänga Miljömålsrådets uppdrag för perioden 2019–2022. Det gjordes då en kraftsamling för att ge arbetet en mer strategisk inriktning. Ambitionen var att bättre utnyttja rådets kompetens och beslutskapacitet med generaldirektörerna som ledamöter. För att skapa ett mer sammanhållet program utformade myndighetscheferna sju stycken programområden vid periodens start som pekade ut riktningen för arbetet. En annan förändring var att man mer aktivt började arbeta med förslag till regeringen. Denna möjlighet hade knappt nyttjats alls under föregående period.

Studien av Miljömålsrådets arbete perioden 2019–2022 visar att det har skett en påtaglig förändring[3]. Ett viktigt exempel är att rådet under perioden tog sig an att utveckla ett förslag på ett ramverk för nationell fysisk planering. Detta handlar om en betydligt större och mer komplex fråga än de avgränsade insatser som tidigare dominerat. I Sverige har det inte funnits ett nationellt planinstrument sedan den fysiska riksplaneringens dagar på 1970- och 80-talet. Det svenska systemet utmärks istället av en långtgående decentralisering till kommunal nivå. Genom en process som byggde på bred och ganska interaktiv samverkan enades rådet om ett förslag till regeringen om ett *Ramverk för nationell planering*, som bygger på en form av ”mjuk” styrning där statliga myndigheter tar fram underlag till en nationell rumslig strategi som beslutas av regeringen[9, 10].

Även vad gäller övriga insatser under perioden går det att se en skillnad mot tidigare år. En analys av åtgärderna före och efter 2019 visar att studier och rapporter har blivit något mindre dominerande i förhållande till andra åtgärder kring kommunikation,

Foto: Marie Svärd

riktlinjer, erfarenhetsutbyten och inte minst förslag till regeringen. En stor skillnad är också att andelen avbrutna åtgärder (eller sådana som genomförts i andra forum) har minskat från 28 procent till 13 procent av de initierade åtgärderna (sammanlagt genomfördes 82 åtgärder perioden 2015–2018 och 33 åtgärder mellan 2019 och 2022)[3]. Efter att programområdena infördes var det fler myndigheter som ingick i åtgärderna och de löpte över en längre tid (vanligen tre år) vilket kan skapa bättre förutsättningar för interaktion och lärande jämfört med kortare punktinsatser. Även samarbetenas organisation uppvisade en viss förändring. Den dominerande modellen den första perioden var med en ledande aktör, ofta med övriga parter som ett slags referensgrupp. Denna modell har fortsatt vara den vanligaste inom programområdena, men ungefär lika många åtgärder byggde på samverkan med ett större inslag av gemensamt ägandeskap.

Förändringarna inom Miljömålsrådet pekar på betydelsen av hur samverkan är organiserad. I strukturer som snarare utgör ett nätverk än en hierarki blir organisering rentav det viktigaste sättet att styra arbetet och skapa förutsättningar för kollektivt handlande. Utvecklingen inom rådet ska inte överdrivas, men det finns skäl att konstatera att inriktningen har blivit mer strategisk. Samtidigt finns lärdomar kring både utmaningar och möjligheter med denna typ av samverkan mellan myndigheter på nationell nivå.

Risken för ”projektifiering” och ökad administrativ börda

En utmaning med tvärsektoriell samverkan är att det ofta uppstår en krock mellan vertikal och horisontell styrning i förvaltningen. I Sverige, liksom i många andra länder, har de senaste decenniernas förvaltningsreformer baserade på New Public Management (NPM) förstärkt den sektorsvisa och vertikala styrningen. Mål- och resultatstyrning tenderar att riktas mot enskilda myndigheter eller andra resultatenheter och förvaltningsforskare har pekat på konsekvenser i form av ”stuprörsproblem”, fragmentering och bristande helhetssyn[11]. Detta gör att resultatstyrning kan utgöra ett hinder för att åstadkomma tvärsektoriell samverkan[12].

Tendensen i Miljömålsrådet, att medverkande myndigheter lyfter in åtgärder som skulle ha genomförts ändå, är begriplig ur resultatstyrningslogiken då prestationer kan ”räknas hem” två gånger, både i resultatredovisningen för den egna myndigheten och som ett resultat i rådet. Om detta mönster dominerar – vilket tycks ha varit ett problem under rådets inledande år – riskerar samarbetet att främst bli ett ytterligare lager av administration, uppföljning och återrapportering. Detta följer också ett välkänt mönster av att resultatstyrningssystemen leder till en ökad administrativ börda[13, 14].

Ett annat dilemma som är kopplat till resultatstyrningen är risken för att skapa en ”projektifierad” samverkan, där tillfälliga konstellationer och insatser avlöser varandra med bristande möjligheter att tillvarata kunskaper och erfarenheter[15]. Styrningen av tvärsektoriella frågor tenderar att präglas av kortsiktighet och många avgränsade myndighetsuppdrag[16]. För att kunna tala om ett samarbete som Miljömålsrådet i termer av styrkapacitet krävs varaktighet och att rådet kan fungera som en funktion i det större styrsystemet. I Miljömålsrådet har man hellre talat om åtgärder än projekt, men likväl finns en tendens till projektifierad samverkan. Detta förstärks av att projektformatet och projektledningstekniker passar väl in i en resultatstyrd förvaltning, genom sin betoning på stegvis progression mot på förhand uppsatta mål.

Att skapa en främjande organisation

I en svensk kontext kommer mål- och resultatstyrningen alltid prägla statliga myndigheters ingångar till ett samarbete. Utmaningen ligger i att kunna tänka utanför denna ram om samarbetet ska nå framgång. Nyckeln till att göra detta handlar, för det första, om att fokusera på gemensam problemlösning och inrikta sig på frågor där det finns ömsesidiga beroenden mellan parterna. Ofta kan det vara lätt att välja frågor som känns mest ”framkomliga” och friktionsfria, men det är inte alltid där mervärdet av att agera gemensamt är störst.

För det andra, krävs en organisation som främjar interaktivitet parterna emellan med betoning på processledning där det finns ett mått av flexibilitet att utveckla mål, problemförståelser och möjliga lösningar efter hand[12]. Processen bakom *Ramverk för nationell planering* visar att Miljömålsrådet har kapaciteten att driva interaktiva processer och att det finns en potential för regeringen att använda sig av rådet i komplexa, men ändå myndighetsnära frågor.

Att påverka policyprocessen

Till skillnad från samarbeten på lokal nivå har statliga myndigheter som agerar gemensamt betydande möjligheter att påverka och ge inspel i policyprocessen. Med andra ord finns inte bara möjlighet att styra och påverka utvecklingen ”nedåt” i systemet. Minst lika

viktigt är den gemensamma expertis som myndigheterna besitter och som kan användas för att utveckla nya policyförslag. En viktig skillnad mellan rådet före och efter 2019 är att man har börjat arbeta mer med förslag till regeringen. Detta kan ses som ett uttryck för en mer strategisk inriktning. Det kan, potentiellt sett, utgöra en form av ”policyentreprenörskap” som bygger på förmågan att utveckla lösningar, förankra dem i relevanta ”policycommunitys”, paketera dem och presentera dem vid rätt tillfälle[17, 18]. Det måste dock finnas en vilja att ta sig an en sådan roll. En utmaning är också att rådet, liksom andra liknande forum, följer en relativt strukturerad process, med möten enligt ett givet mönster och rapport till regeringen i mars varje år. Policyprocesser, och inte minst den del som handlar om att sätta dagordningen, präglas istället av en betydande dynamik där tajming och känsla för de politiska processerna är avgörande för att nå framgång.

Den fortsatta hanteringen av förslaget om nationell planering kan komma att bli ett intressant exempel på en sådan dynamisk process. Efter att rådet skickat in förslaget om ramverket till regeringen fick den avgående generaldirektören för Trafikverket, Lena Erixon, ett uppdrag av regeringen att genomföra en förstudie om nationell fysisk planering. Huvudförslaget i Erixons utredning[19] innebär att en samlad planlagstiftning utarbetas med en nationell fysisk planeringsnivå, som resulterar i en nationell plan beslutad av regeringen. Detta förslag innebär att riksintressesystemet avskaffas i dess nuvarande form och att den nationella politiken får ett ökat inflytande över den nationella planeringen, delvis på bekostnad av kommunerna. Det skulle kräva ytterligare statliga utredningar för att realiseras. Samtidigt har rådet fortsatt arbetet med sitt förslag genom att försöka konkretisera och exemplifiera hur funktionerna i ramverket skulle kunna fungera i praktiken. Att flera processer pågår samtidigt kan ur ett rationellt problemlösningsperspektiv (eller ett projektledningsperspektiv) framstå som dysfunktionellt. Så behöver det dock inte vara i praktiken – det kan snarare tala för att frågan är på dagordningen och öka chanserna för att det kan utvecklas skarpa förslag. Hur processen slutar går det inte att sia om här, och som betonades inledningsvis är det ytterst politisk vilja som krävs för att öka takten att nå miljömålen.

Potentialen med myndighetssamverkan

Studien av Miljömålsrådet ger, tillsammans med tidigare forskning, stöd för att myndighetssamverkan på nationell nivå kan öka styrkapaciteten i tvärsektoriella frågor. Vad myndigheterna tillsammans kan åstadkomma är dock i hög grad beroende av styrningen från politiken. Regeringens roll är avgörande för den prioritet och tyngd en tvärsektoriell fråga ges – vilket får direkt återverkan på myndighetsnivån. Det är också politikerna som kan skapa förutsättningar för långsiktighet, vilket är grunden till att undvika en ”projektifierad” samverkan, där korta uppdrag och samverkansarrangemang avlöser varandra.

Tvärsektoriell samverkan handlar i allmänhet om att åstadkomma bättre samordning mellan olika aktörer. Något som utmärker myndighetssamverkan på nationell nivå är dock närheten till den politiska nivån

och att den har potentialen att ge viktiga inspel i policyprocessen. Förslag som utvecklas på myndighetsnivå kan dra fördel av expertis och underlätta för framtida implementering. Enligt vissa studier kan reformer initierade från förvaltningshåll även vara fördelaktiga för att främja innovation i offentlig sektor[20]. Detta kräver dock att samarbetet ges mandat och handlingsutrymme från den politiska styrningen, men också tajming och förmåga till ”policyentreprenörskap” från myndigheternas sida.

Fallet med Miljömålsrådet belyser betydelsen av organisation för tvärsektoriell samverkan. Vissa organisatoriska förutsättningar formas externt, såsom mandat, lagstiftning och resurser. När aktörerna är myndigheter är det också av stor betydelse att styrningen av de enskilda myndigheterna harmonierar och skapar fruktbara ingångar till samarbetet. Annat formas dock internt inom ramen för samarbetet. Det måste finnas en processledning som främjar interaktivitet och som gör det möjligt att gå bortom vad var och en är formellt ålagd att göra. Samarbeten som följer ”minsta motståndets lag” kan lätt leda till att man tar sig an perifera frågor eller att det utvecklas till ett rapporteringssystem snarare än ett styr- och planeringsinstrument. Ofta är det i ”gnisslet” i systemet, och i sakfrågorna där det råder osäkerhet eller där det finns olika intressen som måste jämkas, som den viktigaste problemlösningen finns att göra.

Referenser

1. Naturvårdsverket (2023). *Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023*. Med förslag till regeringen från myndigheter i samverkan.
2. HaV (2022). *Havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet*.
3. Qvist, M. (2024). *Visar de statliga myndigheterna vägen? Organisation, styrning och tvärsektoriell samverkan inom Miljömålsrådet*. Förvaltningsakademins rapportserie. Huddinge: Södertörns högskola.
4. Regeringen (2014). *Inrättande av Miljömålsråd och förordnande av rådets ledamöter.* Regeringsbeslut M2015/213/Mm.
5. Liu, J., Hull, V., et al. (2018) Nexus approaches to global sustainable development. *Nature Sustainability*, 1, 466–476.
6. Trein, P., Maggetti, M & Meyer, I. (2021). Necessary conditions for policy integration and administrative coordination reforms: an exploratory analysis. *Journal of European Public Policy*, 28:9, 1410–1431.
7. Biermann, F., Hickmann, T., et al. (2022) Scientific evidence on the political impact of the Sustainable Development Goals. *Nature Sustainability* 5, 795–800.
8. Christenssen, T., Laegreid, P. & Rykkja, L. (2016) Organizing for Crisis Management: Building Governance Capacity and Legitimacy. *Public Administration Review*, 76:6, 887–897.
9. Miljömålsrådet (2023) Miljömålsrådets årsrapport 2022 inklusive förslag till regeringen.
10. Boverket (2022). *Ramverk för nationell planering: Förslag till utvecklad nationell planering i Sverige*. Rapport 2022:5.
11. Ahlbäck Öberg, S. & Sundström, G. (2020). ”Förvaltningspolitikens organisering”, i Ehn, P. och Sundström, G. red., *Statlig förvaltningspolitik för 2020-talet. En forskningsantologi*. Statskontoret.
12. De Bruijn, H. & Ten Heuvelhof, E. (2018). *Management in networks.* London: Routledge.
13. Forssell, A. & Ivarsson Westerberg, A. (2014). *Administrationssamhället*. Lund: Studentlitteratur.
14. Hall, P. (2012). *Managementbyråkrati: organisationspolitisk makt i svensk offentlig förvaltning.* Malmö: Liber.
15. Fred, M. & Godenhjelm, S. (2023). *Projectification of Organizations, Governance and Societies: Theoretical Perspectives and Empirical Implications*. Palgrave Macmillan.
16. Statskontoret (2022). *Regeringens styrning i tvärsektoriella frågor: En studie om erfarenheter och utvecklingsmöjligheter*. Rapport.
17. Kingdon, J. (1984/2011). *Agendas, Alternatives, and Public Policies*. Boston: Longman Classics Edition.
18. Mintrom, M., & Norman, P. (2009). Policy Entrepreneurship and Policy Change. *Policy Studies Journal, 37*(4), 649–667.
19. Ds 2023:28. Nationell fysisk planering.
20. Raudla, R., Mohr, Z., & Douglas, J. W. (2023). *Which managerial reforms facilitate public sector innovation?* Public Administration, Early View.

EN UTVÄRDERING AV FÖRVALTNINGEN AV SVENSKA YTVATTEN MED MALAWIPRINCIPERNA

Matilda Valman, doktor i statsvetenskap, mångårig erfarenhet från marin- och kustförvaltningsforskning samt havs- och vattenförvaltning med ett intresse för styrning och organisationseffektivitet.

Vattendirektivet har ingen skrivning om vad ekosystembaserad förvaltning är eller hur den bör användas. Samtidigt anser Sverige att vi är duktiga på att implementera både ekosystemansatsen och vattendirektivet. Är dessa två skilda saker eller hänger de ihop? Och är vi bra eller dåliga?

Foto: Marie Svärd

Förvånansvärt lite instruktion har getts svenska myndigheter om hur och till vilken grad ekosystembaserad förvaltning ska implementeras och genomföras i Sverige. Den vägledning som ges vilar idag på den (lilla) förklaringen av begreppet ”ekosystembaserad förvaltning” som ges i olika lagrum, så som till exempel havsmiljöförordningen (2010:1341) (§ 1). I princip genomförs därför implementeringen av ekosystembaserad förvaltning på frivillighetsnivå i den svenska statsförvaltningen.

Om och på vilket sätt implementeringen av ekosystembaserad förvaltning ska styras och utvärderas är en forskningsfråga i sig, men givet att implementeringen anses värdefull för den svenska staten består nedanstående text av en utvärdering av den svenska implementeringen av vattendirektivet i enlighet med de 12 Malawiprinciperna[1]. Principerna går i korthet ut på att sätta upp ramar för hur ekosystemet – där människan ingår – ska förvaltas.

Vattendirektivet (2000/60/EG), Europaparlamentets och rådets direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, infördes i svensk förvaltning via vattenförvaltningsförordningen (2004:660) 2004. Vattendirektivet gäller på land och till och med en nautisk mil, 1 852 meter utanför baslinjen (det vill säga de baslinjepunkter på lågvattenlinjen och lågvattenskär som ligger till grund för den kartprojektionsoberoende beräkning som gjorts av sjöterritoriets gräns i havet och gränsen för angränsande zon). När ”kustvatten” omnämns i denna text inbegrips alltså bara kustvatten fram till baslinjen.

Vattendirektivet har ingen skrivning om vad ekosystembaserad förvaltning är eller hur den bör användas vid implementeringen av direktivet. Även om vattendirektivet antogs två år efter mötet inom konventionen om biologisk mångfald där Malawiprinciperna nedtecknades, så vilar mycket av vattendirektivets syften på de slutsatser som dragits inom konventionen om biologisk mångfald.

Nedan följer en text där jag utgår från de 12 principerna och försöker resonera på vilket sätt Sverige har lyckats och inte lyckats följa principerna vid implementeringen av vattendirektivet. Titlarna nedan består av en översättning av de 12 principerna och är därmed mer eller mindre långa.

Utvärderingen görs genom att slutgiltigt statusklassificera principerna genom att bedöma implementeringen från hög till dålig status. Statusklassificeringen är lånad från vattendirektivets klassificering av vattens miljötillstånd, som bedöms i fem steg: *dålig*, *otillfredsställande*, *måttlig*, *god* och *hög status*. Målet inom vattendirektivet är att nå minst god status, vilket jag också använder mig av i denna utvärdering.

Princip 1:
Målen för hushållning med mark, vatten och levande resurser är en fråga om samhälleliga val

Denna princip går ut på att ekosystemen har flera olika värden och att dessa värden kan vara olika för olika sektorer i samhället. För att hushålla med resurser måste därför avvägningar göras och enligt Princip 1 är ”Urbefolkningar och andra lokala samhällen […] viktiga intressenter[1]”.

Foto: Karl Lundström

Jag tolkar principen som att förvaltningen av ett ekosystem måste föregås inte bara av val av förvaltningsstrategi utan även val av förvaltningsobjekt. Eftersom ett ekosystem kan förstås som flera förvaltningsobjekt, sett ur ett klassiskt förvaltningsperspektiv, så behöver förvaltningsstrategin inkludera flera objekt samtidigt, till exempel biologisk mångfald, föroreningar och livsmedelsproduktion till djur och människa. Det är mycket ovanligt i svensk förvaltning att se till flera förvaltningsobjekt samtidigt, att ta hänsyn till deras interaktion och samspel samt göra medvetna avvägningar mellan dessa objekt[2]. Därutöver kräver Princip 1 att lokala samhällen ska ges en röst.

Den svenska förvaltningstraditionen har två nivåer – den kommunala och den statliga, där länsstyrelserna representerar staten på den regionala nivån[3]. Utöver den representativa demokratin, där politikerna representerar sina väljare[4]. har förvaltningen i Sverige en generell strategi att genomföra samråd[5] för att kunna ta hänsyn till olika intressenters, däribland lokalbefolkningens, synpunkter.

Vattendirektivets första artikel definierar syftet med direktivet. Däri anges fem delsyften: a) hindra ytterligare försämring, b) främja hållbar vattenanvändning, c) eftersträva ökat skydd, d) säkerställa minskning av förorening av grundvatten samt e) bidra till att mildra effekterna av översvämning och torka.

De fem syftena i vattendirektivet visar också att implementeringen av vattendirektivet delas upp i fem förvaltningsobjekt med varsitt syfte. Hur dessa delsyften ska ses som en helhet och samförvaltas anges inte. I den svenska implementeringen av vattendirektivet, i vattenförvaltningsförordningen, anges inte något syfte alls. Däremot hänvisas det till miljöbalken (1998:808) vars övergripande syfte anges i dess kapitel 1. I Malawiprinciperna, Princip 1, anges att ”Ekosystem bör förvaltas för sina inneboende värden”[1], medan den svenska miljöbalken har ett mer antropocentriskt perspektiv där det anges att; ”naturen har ett skyddsvärde och att människans rätt att förändra och bruka naturen är förenad med ett ansvar[1]”.

Det finns alltså fem syften eller mål med vattendirektivet vari prioriteringar behöver göras. Det är inte nödvändigtvis så att de fem syftena går stick i stäv, men att de prioriteringar och val som gjorts och som görs kontinuerligt är ”så tydliga som möjligt” i enlighet med Malawiprinciperna, Princip 1. Samhällsval eller förvaltningsprioriteringar görs kontinuerligt och mycket är offentligt via offentlighetsprincipen[6]. I Princip 1, anges att ”Samhällsval bör uttryckas så tydligt som möjligt[1]”. Var gränsen går för vad som är ”tydligt” förklaras dock inte i någon större utsträckning.

För den enskilde är det mycket svårt att gå igenom de offentliga arkiv som finns för att ta reda på vilka val och prioriteringar som gjorts på olika ansvariga myndigheter kopplat till implementeringen av vattendirektivet. Även när inga val eller när prioriteringar inte görs bör dessa enligt Princip 1 tydliggöras. Därmed anser jag att det torde finnas förbättringsmöjligheter inom redovisningen av prioriteringar och val som gjorts kopplat till implementeringen av vattendirektivet.

Vidare, i Princip 1 anges att ”Ekosystem bör förvaltas […] för människor, på ett rättvist och jämlikt sätt[1]”. Eftersom principen tidigare har angett att samhällsval behöver göras, ser jag det som en omöjlighet att dessa val kommer bli rättvisa. Så fort val görs byggs det in någon form av orättvisa för någon berörd part. Malawiprinciperna anger inte vilken typ av rättvisa[7] som ska eftersträvas varför denna del av Princip 1 är svårutvärderad. Jag anser dock att om prioriteringar och val redovisas på ett tydligt sätt, såsom principen föreskriver, så bör även konsekvenser för olika aktörer – natur som människa – redovisas. På detta sätt kan möjliga orättvisor åtminstone tydliggöras och diskuteras.

Utvärdering av Princip 1

Dålig status, det vill säga dåligt genomförande av att redovisa de val och avvägningar som gjorts och görs samt dålig inkludering av lokala samhällen.

Princip 2: Förvaltningen bör decentraliseras till lägsta lämpliga nivå

”Förvaltningen” av vatten är inte tydligt definierat i någon lagstiftning eller vägledning, men brukar antas vara de eller dem som på något sätt nyttjar vatten och/eller påverkar vatten. Detta kan i sin tur tolkas som att i stort sett allt levande borde vara del av förvaltningen av vatten. Ekosystemen har i Sverige ingen egen talan (likt det som genomförts i till exempel Nya Zeeland[8]), men ekosystemen tas i beaktande via bestämmelser i bland annat miljöbalken.

Utöver den statliga och kommunala förvaltningen finns den förvaltning som görs privat av och mellan markägare samt förvaltning som görs av ickestatliga organisationer som också äger mark, som till exempel Svenska kyrkan, som är stor markägare i Sverige.

I den svenska förvaltningstraditionen tillhör idén om decentralisering mittenpartierna. Medan klassisk vänsterpolitik (socialism) förordar den starka staten och därmed en utbredd statsförvaltning, så förespråa-

kar den klassiska högerpolitiken (konservatism) en stark individ, som tar och har eget ansvar för förvaltningen av sin egen egendom, där staten har litet inflytande[9]. Mitt emellan-läget, som decentralisering kan anses vara, har därför traditionellt i Sverige förordats av mittenpartier, såsom Centerpartiet och Miljöpartiet.

Decentralisering går ut på att förvaltningen ska ligga på den nivå som ligger närmst förvaltningsobjektet. Gällande förvaltningen av till exempel en vik bör alltså förvaltningen vara på lokal nivå medan förvaltningen av ett längre kustområde ske på regional nivå.

Problematiken med decentraliseringsprincipen är att det finns lite vägledning av vad som kan anses vara en ”lämplig” förvaltningsnivå eller vilken nivå som är ”nära” förvaltningsobjektet, vilket grundar sig i att det kan råda delade meningar om var den fysiska gränsen går för själva förvaltningsobjektet.

I vattenförvaltningsförordningen delas själva förvaltningsobjektet ”vatten” upp i avrinningsområden för ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten) och tillrinningsområden för grundvatten. Avrinningsområdena har aggregerats i förhållande till deras avrinning till havsbassängerna, till de större enheterna ”vattendistrikt”. I Sverige finns fem vattendistrikt – Bottenviken, Bottenhavet, Norra respektive Södra Östersjön och Västerhavet. De mindre avrinningsområdena har i sin tur olika indelningar: huvudavrinningsområden, som i sin tur delas in i delavrinningsområden, som in sin tur delas in i vattenförekomster[10]. Förvaltningen av dessa områden har bestämts att ligga per vattendistrikt[11] i form av en decentralisering från den nationella förvaltningsnivån. Denna indelning har gjorts i enlighet med vad som beskrivs i artikel 3, vattendirektivet.

Om denna förvaltningsnivå är den ”lägsta lämpliga nivån” kan diskuteras, och bör i så fall diskuteras efter vilka mål (princip 1) som förvaltningen vill uppnå. Eftersom vatten delas in i olika geografiska enheter utefter hur det rinner eller tillrinner, finns flera geografiska nivåer att ta hänsyn till. Kanske nås de mål som vattendirektivet har, som beskrevs ovan, bäst om förvaltningen ligger på en annan nivå än på nuvarande vattendistriktsnivå?

En bakomliggande orsak till den önskvärda decentraliseringen enligt Princip 2 är att ”Ju närmare förvaltningen är till ekosystemet, desto större är ansvaret, ägandet, delaktigheten och möjligheten att utkräva ansvar samt använda lokal kunskap (fritt översatt)[1]”. För att åstadkomma denna typ av decentralisering är det önskvärt att förvaltningen ska utgöras av aktörer av olika slag, som är kända av och i området. Eftersom förvaltningen av vatten idag är splittrad mellan statliga och icke-statliga aktörer är det svårt att veta dels hos vem ansvaret ligger och därmed möjligheten att utkräva ansvar.

”Eftersom förvaltningen av vatten idag är splittrad mellan statliga och icke-statliga aktörer är det svårt att veta hos vem ansvaret ligger och därmed möjligheten att utkräva ansvar”

Definitionen av ”lokal kunskap” kan diskuteras, men när det kommer till att utföra fysiska åtgärder i naturen, såsom en våtmark eller ett dike så hörs alltid markägaren/markägarna. Detsamma gäller för åtgärder som industrin behöver genomföra, varför den lokala kunskapen i detta fall tas i beaktande i Sverige.

Utvärdering av Princip 2

Måttlig status, med tanke på den relativt decentraliserade styrningen (vattendistriktsnivå) och uppdelningen och inkluderingen av olika aktörer (statliga som icke-statliga).

Princip 3:
Förvaltare av ekosystem bör överväga effekterna (faktiska eller potentiella) av deras aktiviteter på intilliggande och andra ekosystem

Denna princip går ut på att konstatera att förvaltningsobjektet inte befinner sig i ett vakuum, utan relaterar till och påverkar intilliggande objekt (verksamheter, ekosystem, aktörer).

Enligt vattenförvaltningsförordningen förvaltas Sveriges vatten i fem olika vattendistrikt, där hänsyn och påverkan på intilliggande distrikt tas i beaktande i enlighet med vägledningar som finns[10]. I nuvarande system med vattendistrikt är effekterna på vatten väl utarbetade i enlighet med vattenförvaltningsförordningen, där olika påverkansfaktorer tas fram och listas[12,10]. Kartläggningen av påverkan görs per vattenförekomst och är därmed mycket detaljerad.

En grundläggande faktor för en väl utförd analys av påverkan och effekt är övervakning. Övervakningen

Foto: Marie Svärd

i Sverige är relativt god, sett till andra länder[13], men är samtidigt långt ifrån felfri och kan förbättras[14]. Ett generellt problem som övervakningen lider av kopplat till vatten är att den är skapad under lång tid och har inte anpassats efter dagens förhållande, förutsättningar och krav. Till exempel krävs annan information idag än vad som krävdes för trettio år sedan eftersom lagar och gränsvärden för olika miljögifter har ändrats. Vi har dessutom andra och ibland fler typer av påverkan än vad som fanns för några decennier sedan[15].

Potentiella effekter av verksamheter i ett ekosystem tas i Sverige hand om via tillståndsansökningar och i prövningar. Där måste en verksamhetsutövare redovisa för faktiska och potentiell påverkan från verksamheten för att kunna få ett tillstånd för sin verksamhet. Även om tillståndet fattas av en myndighet sker ett offentligt samråd innan dess där andra aktörer kan yttra sig över de faktiska eller potentiella effekterna, som den sökande har beskrivit.

Även om samrådsprocessen är offentlig finns det inget utarbetat system för hur lokala aktörer ska bli mer involverade i själva förvaltningen. Ett förbättrat system för hur detta ska gå till bör utarbetas för att uppfylla Princip 2 och 3.

Utvärdering av Princip 3

God status på grund av ett väl utvecklat system för att bedöma påverkan på ekosystemet och närliggande ekosystem.

Princip 4:
För att erkänna potentiella vinster av förvaltningen finns det vanligtvis ett behov av att förstå och hantera ekosystemet i ett ekonomiskt sammanhang

Att värdera naturen via så kallade ekosystemtjänster är en populär metod för att kunna få en uppfattning om och jämföra värdet på till exempel orörd natur med brukad[16]. För förvaltningen kan ett ekonomiskt värde göra val mellan olika alternativ enklare. Hur dessa värden tas fram och vilka värden olika aktiviteter ges har diskuterats i tidigare forskning[17,18,19].

Enligt bilaga III, vattendirektivet och 3 kap. 1 § 3 pkt vattenförvaltningsförordningen ska så kallade samhällsekonomiska konsekvenser utredas. Det innebär att ekonomiska kostnader beräknas för olika insatser och åtgärder för att förbättra naturmiljön. ”kostnader och nyttor i det givna ekosystemet [ska internaliseras] i den utsträckning det är möjligt[1]”. Var gränsen går för den typ av ”internalisering” som Princip 4 föreskriver utvecklas inte, men vad jag känner till finns det ingen vedertagen och likställd metod idag mellan länderna i EU för hur kostnader och nyttor inräknas i den samhällsekonomiska analysen. Dessutom är det också en generell brist på analys av framtida kostnader när det gäller fortsatt nyttjande och fortsatt förorenande.

De kostnader som beskrivs läggs idag på de aktörer som använder eller påverkar vattnet på något sätt i enlighet med förorenaren-betalar-principen eller via föredelning mellan olika statliga och kommunala myndigheter (skattemedel och EU-finansiering). Vissa insatser görs också privatfinansierat och via andra finansieringskällor (fonder)[20]. Enligt Princip 4 är det viktigt att ”säkerställ[a] att de som genererar miljökostnader kommer att betala[1]”.

Enligt Princip 4 ska ”incitamenten [anpassas] för att främja bevarande av biologisk mångfald och hållbar användning[1]”. I dagens förvaltningssystem enligt vattenförvaltningsförordningen tas inte extra hänsyn till biologisk mångfald, utan biologisk mångfald är ”bara” en parameter bland många, som mäts och utvärderas. Därmed är dagens system inte särskilt utformat för biologisk mångfald och bevarandet därav. Dessutom är inte de ekonomiska incitament som finns (bidrag och stöd i olika former) särskilt utformade för bevarandet av biologisk mångfald. Däremot är hållbart nyttjande inskrivet i 1 kap 1 § miljöbalken samt 4 ka-

pitel 11–12 §§ vattenförvaltningsförordningen.

Utvärdering av Princip 4

Måttlig status – en samhällsekonomisk analys görs för att målet *god status* enligt vattendirektivet ska nås, men metoderna för denna skulle kunna förbättras.

Princip 5: Bevarande av ekosystems struktur och funktion för att upprätthålla ekosystemtjänster bör vara ett prioriterat mål

I Princip 1, ovan, diskuterades de mål som anges i inledningen av vattendirektivet, vilka är flera och mångahända motstående. Till dessa övergripande mål finns också målet för vattnet i sig beskrivet i vattendirektivet och vattenförvaltningsförordningen. Målet för vattnet är generellt *God ekologisk* respektive *kemisk status* (eller potential).

Att bevara natur i någon slags ”ursprunglig” form ligger till grund för de målvärden som satts upp som ”God ekologisk status” enligt vattendirektivet, vattenförvaltningsförordningen och tillhörande vägledningar. Målet *God ekologisk status* mäts via flera olika parametrar som slås samman för att få en summerad version av tillståndet i en vattenförekomst. Dessa målvärden och parametrar är gemensamt överenskomna mellan EU-länderna[21].

Om ”bevarandet” enligt Princip 5 kan förstås som målet *God ekologisk status*, så är denna princip väl implementerad i Sveriges förvaltning av vatten. Hur väl målet god ekologisk status däremot har uppnåtts eller har möjlighet att nås kan däremot diskuteras.

Utvärdering Princip 5

Hög status – Målet *God status* enligt vattendirektivet överensstämmer med Princip 5.

Princip 6: Ekosystemen måste hanteras inom gränserna för deras funktion

Avgränsning av förvaltningsobjektet är nyckeln till framgång enligt Princip 6. För att kunna hantera ett ekosystem måste ekosystemet kartläggas och gränserna för ekosystemet ska vara tydliga. Ett mål för förvaltningen ska inte vara att ekosystemet ska uppnå en funktion det aldrig tidigare har haft.

Ett problem för den svenska förvaltningen är att få områden, om några, är opåverkade av mänsklig verksamhet, varför målet med Princip 6 kan bli otydligt. Vad är referensvärdet för det tillstånd som ska uppnås och vad är det för typ av naturmiljö (ekosystemfunktion) vi vill uppnå?

Givet det överenskomna målet *God ekologisk status* enligt vattendirektivet, så är funktionerna för vad och när god status uppnås väl beskrivna i vägledningar[10].

Princip 6 anger också att ”förvaltningen på lämpligt sätt [bör] vara försiktig[1]”. I inledningen till vattendirektivet (punkt 11) anges att den europeiska ”gemenskapens miljöpolitik /…/ skall bygga på försiktighetsprincipen”. Dessutom är försiktighetsprincipen inskriven i miljöbalken.

Ett problem i den svenska förvaltningen enligt min erfarenhet är hanteringen av kumulativa effekter. Varje tillstånd prövas efter den påverkan just den verksamheten har på ett visst område. Det finns liten möjlighet eller underlag för att värdera summan av påverkan från olika verksamheter tills i efterhand, det vill säga när alla tillstånd godkänts och påverkan har ägt rum. Metoder för att beräkna multipel framtida påverkan[22] behövs för att Princip 6 ska kunna anses vara helt tillgodosedd.

Utvärdering av Princip 6

God status, eftersom ekosystemen är väl identifierade och avgränsade (enligt princip 5), så är det möjligt att hantera ekosystemen inom deras gränser.

Princip 7: Ekosystemansatsen bör genomföras i lämpliga rumsliga och tidsmässiga skalor

Princip 7 är nära kopplad till Princip 1 där vikten ligger i att definiera vilket mål det är som ska uppnås. Eftersom vi inte har ett tydligt mål definierat, utan flera, inom den svenska vattenförvaltningen är det svårt att genomföra förvaltningen i rätt rumslig och tidsmässig skala.

Den rumsliga skalan har redan diskuterats under Princip 2, där jag konstaterar att den lägsta rumsliga skalan enligt vattendirektivet är en vattenförekomst och den högsta är ett vattendistrikt. Den tidsmässiga skalan är enligt vattendirektivet sex år, vilken utgör en så kallad förvaltningscykel. Denna tidsperiod – sex år- är baserad på möjligheten att utvärdera och uppdatera målvärdet *God ekologisk status*.

Givet att målet *God ekologisk status* är rimligt är tidsperioden sex år enligt mig både bra och dålig. För vissa parametrar som mäts inom *God ekologisk status* är det inte rimligt att nå målet inom sex år, för andra parametrar är det möjligt. Genom att därtill ge målet en så kallad tidsfrist (undantag), så kan målet förskjutas, ibland långt mer än sex år.

Därtill kommer kostnader för att nå målen, som vissa aktörer kan anses rimliga medan andra säger är allt för höga. Även om begreppet ”orimliga kostnader” finns nedtecknat i lagstiftning[23], så finns det ingen vägledning kring hur något ska definieras som ”orimligt dyrt” och var denna gräns för orimlighet går[24].

Princip 7 och annan lagstiftning ger ingen vägledning till vilken kostnad, ekonomisk eller annan, som är rimlig för att ett specifikt mål ska nås. Detta tas även upp under princip 4, som jag konstaterade ovan hade brister.

Utvärdering av Princip 7

Måttlig status – Beroende på parameter som bedöms under målet *God status* är vattendirektivets tidsmässiga skala sex år ett bra mått. För att bättre uppnå Princip 7 borde målen (enligt Princip 1) vara så pass specifika så att de rumsliga och tidsmässiga skalorna kan anpassas.

Princip 8: Med hänsyn till de varierande tidsmässiga skalorna och eftersläpningseffekterna som kännetecknar ekosystemprocesser bör mål för ekosystemförvaltning ställas upp på lång sikt

Som nämnts under Princip 7, för många av parametrarna under det övergripande målet *God status* är det väldigt svårt att nå målen under en förvaltningscykel på sex år. Om målet därför omtolkas och blir ett övergripande mål – att vi ”någon gång” ska nå *God ekologisk status* – så kanske målet blir mer hanterbart. I praktiken anser jag att det exakt är detta som har gjorts inom den svenska förvaltningen: När vattendirektivet infördes via vattenförvaltningsförordningen, så var målet att *God status* skulle nås till 2015. Målåret har därefter skjutits upp i varje sexårsperiod, varför målet nu är att *God status* ska nås 2027. Kanske hade det varit bättre för förvaltningen att sätta ett realistiskt mål från början, i enlighet med Princip 8?

Faran med övergripande mål, såsom de som anges i inledningen till vattendirektivet, är att dessa ofta är tämligen diffusa. Diffusa mål är svåra att utvärdera, vilket gör det svårt för förvaltningen att hantera och därmed veta om arbetet går i rätt riktning och om och när ett mål är uppnått eller ej[25,26]. Även långsiktiga förvaltningsmål, i enlighet med Princip 8 bör vara tydliga.

Utvärdering av Princip 8

Otillfredsställande status – Det övergripande målet *God status* har skjutits fram under varje förvaltningscykel. Fortfarande är 2027 ”för nära inpå”, varför Princip 8 inte kan anses efterlevd.

Princip 9: Förvaltningen måste erkänna att förändringen är oundviklig

Genom implementeringen av vattendirektivet och dess uppbyggnad är den svenska förvaltningen uppbyggd i sexårsperioder med återkommande moment såsom kartläggning av påverkan, analys och klassificering av hur tillståndet i ekosystemet är och bedömning av om det finns risk för att tillståndet kommer försämras över tid. Detta cykliska arbetssätt gör att min bedömning är att förvaltningssystemet är väl förberett, eller åtminstone borde vara väl förberett på förändringar över tid och möjligheten att relativt snabbt reagera på förändringar. I och med att förändringar mäts och utvärderas var sjätte år utvärderas också måluppfyllelsen och själva målet. Om till exempel ny kunskap har kommit sedan förra utvärderingen, kan målen skärpas.

Denna form av adaptiva förvaltning, som är inbyggd i förvaltningen, gör att förändring i ekosystemet går att ta hänsyn till[27]. En nackdel kan vara att en sexårsperiod ibland kan vara för lång, det vill säga om negativ förändring sker, så kommer det inte åtgärdas förrän om tidigast sex år. Förvaltningssystemet, så som det är uppbyggt, anser jag har svårt att ändra utvärderingsmetod eller ändra mål i förtid. Därmed inte sagt att det inte finns en hanteringsplan vid olyckor och akuta händelser, såsom till exempel utsläpp eller brand.

Utvärdering av princip 9

Hög status, eftersom förvaltningssystemet i enlighet med vattendirektivet är adaptivt och därmed i sig själv erkänner att förändring är oundvikligt.

Princip 10: Ekosystemansatsen bör eftersträva en lämplig balans mellan och integrering av bevarande och användning av biologisk mångfald

Att hitta en lämplig balans mellan att bevara biologisk mångfald och att nyttja densamma är nyckeln för hållbar utveckling, enligt Malawiprinciperna. Denna balans i olika användande ligger i linje med de samhälleliga val som måste göras i enlighet med Princip 1[1]. Eftersom målen i enlighet med Princip 1 i Sverige inte är tydliga inom dagens förvaltningssystem (se min utvärdering ovan) och att de val och prioriteringar som behöver göras för att skapa tydliga mål inte gjorts, så

är även Princip 10, enligt min bedömning, ouppfyllt i dagens förvaltningssystem.

I Sverige har vi å ena sidan bevarandemål[28] och å andra sidan nyttjandemål, såsom livsmedelsstrategin[29] och miljömålet Levande skogar[30]. De svenska miljömålen bedömer jag utgöra en blandning av både bevarandemål och nyttjandemål[31]. Enligt vattendirektivet och vattenförvaltningsförordningen sätts målen utifrån både miljötillståndet och mänskligt nyttjande, via att till exempel så kallad samhällsviktig verksamhet[32] vägs in i målet. Problemet med att bevarandemål och nyttjandemål är att dessa traditionellt sett inte är koordinerade, vilket ofta leder till målkonflikter, men också dålig eller obefintlig måluppfyllelse.

Som tidigare nämnts under Princip 3 så tas, eller ska tas, hänsyn till både nyttjande och bevarande under tillståndsprövningar. Däremot, återigen, tas ingen extra hänsyn till biologisk mångfald utan är bara en utav flera aspekter som tas i beaktande.

Utvärdering av Princip 10

Otillfredsställande status – Ingen särskild hänsyn tas till biologisk mångfald, i enlighet med Princip 10, varför statusen för denna princip blir otillfredsställande, trots att balansen mellan nyttjande och bevarande av naturen i stort är relativt god enligt vattenförvaltningsförordningen.

Princip 11: Ekosystemansatsen bör beakta alla former av relevant information, inklusive vetenskaplig och inhemsk och lokal kunskap, innovationer och praxis

Myndigheterna som är ansvariga för genomförandet av vattendirektivet är så kallade experttunga. De bedömningar som görs, som ligger till grund för mål, görs på lokal, regional och nationell nivå och data (information) kommer från både statliga och icke-statliga aktörer. Vetenskaperna arbetar tätt ihop med den statliga och kommunala förvaltningen för att förbättra mät- och analysmetoder. Däremot bedömer jag att det inte finns någon utarbetad arbetsmetod för att ta in ”lokal kunskap” i själva miljöbedömningen, det vill säga den lokala kunskap som finns bortom kommunen, ett vattenråd eller andra som tar mätvärden på en specifik plats. Därutöver är inkluderandet av samhällsvetenskaperna och humaniora också svag, se mer om detta under nästkommande Princip 12.

Lokal kunskap och praxis kommer in, som tidigare nämnts, vid tillståndandsansökningar och vid samråd, men denna kunskapskälla skulle kunna nyttjas vid fler tillfällen. Särskilt behöver stöd och incitament för innovationer förbättras, enligt Princip 11. Det finns idag ingen egentlig anledning utanför akademien och den privata industrin, där forskningsanslag kan sökas eller egna medel kan nyttjas, för att testa och utveckla nya idéer, att utveckla arbetsmetoder, eller testa teknik. Tillståndsansökningar är av naturen konservativa, eftersom det inte finns underlag för att veta om en specifik ny teknik fungerar, varför försiktighetsprincipen råder. Här skulle tester, pilotprojekt och tillfälliga tillstånd kunna nyttjas i högre utsträckning.

Utvärdering av Princip 11

God status – En stor bredd av information nyttjas i enlighet med vattendirektivet och andra förordningar. Fortfarande finns förbättringspotential när det gäller nyttjandet av samhällsvetenskaperna och humaniora, lokal kunskap och innovationer.

Princip 12: Ekosystemansatsen bör involvera alla relevanta sektorer och vetenskapliga discipliner

Likt svårigheten med att identifiera vad förvaltningen av ett ekosystem är och var gränserna för denna går, som diskuteras under Princip 2, är det på samma sätt svårt att definiera och avgränsa ”relevanta sektorer och vetenskapliga discipliner”. I utvärderingssyfte anser jag att Princip 12 bör definieras före Princip 2. Om vi vet vilka involverade sektorer och discipliner som ska ingå i förvaltningssystemet, i enlighet med Princip 12, så borde det vara lättare att utforma förvaltningen, enligt princip 2.

Vatten berör som sagt allt levande på jorden, därför är avgränsning avgörande för en robust förvaltning. Genom att sätta tydliga mål, i enlighet med Princip 1, så kan aktörerna som berörs definieras. Först därefter kan en fördelning av arbetsuppgifter och representation utformas.

Ï det nuvarande svenska förvaltningssystemet enligt vattenförvaltningsförordningen styrs förvaltningen av statliga och kommunala myndigheter, som i sin tur efter bästa förmåga försöker involvera lokala och privata aktörer (privatpersoner, intresseorganisationer respektive industri). Akademien är involverad genom sin expertkunskap om naturmiljön, däremot anser jag att det finns ett generellt underskott på involvering av samhällskunskaperna och humaniora i den svenska miljöförvaltningen.

Ingen av de icke-statliga aktörerna har någon form av rösträtt när beslut fattas, men måste höras vid olika insatser och åtgärder som genomförs i naturmiljön.

Malawiprincip	Utvärdering 1–5
Princip 1: Målen för förvaltningen måste utgöras av val	Dålig (1)
Princip 2: Förvaltningen bör decentraliseras	God (4)
Princip 3: Hänsyn bör tas till effekterna på intilliggande och andra ekosystem	God (4)
Princip 4: Förstå ekosystemet ur ett ekonomiskt perspektiv	Måttlig (3)
Princip 5: Prioritera bevarandet av ekosystemens struktur och funktion	Hög (5)
Princip 6: Hantera ekosystemen inom deras funktion	God (4)
Princip 7: Förvaltningen bör ha lämpliga rumsliga och tidsmässiga skalor.	Måttlig (3)
Princip 8: Det bör finnas långsiktiga mål	Otillfredsställande (2)
Princip 9: Förvaltningen bör erkänna att förändring är oundvikligt	Hög (5)
Princip 10: Förvaltningen bör ha en balans mellan bevarande och nyttjande av biologisk mångfald	Otillfredsställande (2)
Princip 11: All relevant information och kunskap bör beaktas	God (4)
Princip 12: Alla relevanta sektorer och vetenskapliga discipliner bör involveras	Måttlig (3)

Tabell 1. Utvärdering av Malawiprinciperna enligt vattendirektivets skala 1–5 (dålig till hög status).

Utvärdering av Princip 12

Måttlig status - Att ta hänsyn till lokala aktörer, som inte tillhör det offentliga, och involvera dessa i högre utsträckning bör förbättras för att Princip 12 ska uppfyllas bättre.

Slutsatser

Utvärdering av genomförandet av vattendirektivet i Sverige med Malawiprinciperna visar på ett ojämnt genomförande av den ekosystembaserade förvaltningsmodellen. Vissa principer är väl genomförda och har bedömts som i *Hög status* medan andra har *Dålig status* (se Tabell 1). Princip 3, 5, 6 och 11 har getts *God status* eller högre. Generellt kan sägas att dessa principer rör ekosystembedömningar – analyser och underlag. Sverige är generellt sett bra på att nyttja information om ett objekt och bra på att uppdatera och revidera kunskap. Därför har dessa principer getts ett gott betyg. Det som kan förbättras kopplat till detta är nyttjandet av så kallad ”lokal kunskap” och inkluderandet av samhällsvetenskaperna och humaniora i den svenska miljöförvaltningen. Därutöver finns också en möjlighet att förbättra betyget ytterligare, genom att Sverige blir bättre på att beräkna multipel framtida negativ påverkan på ett ekosystem i stället för att som nu, hantera olika typer av negativ påverkan var och en för sig. Att förstå kumulativ påverkan är viktig för att Princip 6 ska anses vara helt uppfylld.

Det största problemet med implementeringen av ekosystembaserad förvaltning är – i likhet med förvaltningseffektivitet och måluppfyllelse generellt – att målet med förvaltningen inte är tillräckligt tydligt formulerat.

”Det största problemet med implementeringen av ekosystembaserad förvaltning är – i likhet med förvaltningseffektivitet och måluppfyllelse generellt – att målet med förvaltningen inte är tillräckligt tydligt formulerat.”

Att målbilden måste vara tydlig och välavvägd utgör kraven för Princip 1, men ett otydligt mål får också

konsekvenser för Princip 2, Princip 7, Princip 8 och Princip 10. Detta visar sig i att alla dessa mål har fått sämre än god status i utvärderingen. Princip 8 ” Det bör finnas långsiktiga mål” får till exempel bedömningen *Otillfredsställande status* eftersom det är en omöjlighet att sätta relevanta långsiktiga mål när inte (ens) de kortsiktiga målen är väl beskrivna.

Målen, som beskrivs i inledningen till vattendirektivet är för många och valen och prioriteringen, som bör göras av medlemsstaterna mellan dessa mål har inte gjorts av Sverige. I alla fall inte på ett tydligt sätt. Denna ”mål-dimma” gör att många av de följande principerna blir omöjliga att ge ett gott betyg i.

Målen som nämns i inledningen till vattendirektivet bör utgöra en start, och så är nog fallet redan, men det Sverige behöver göra är att sätta upp dessa mål, ställa dem mot varandra och ranka dem. Därefter behöver målen definieras tydligare, så att det med enkelhet går för ansvarande myndigheter att utvärdera om ett mål har uppnåtts eller inte.

Malawiprinciperna är inte viktade, vilket gör att genomförandet av Princip 1 inte i teorin är mer betydelsefullt än någon annan princip, men givet att Princip 1 kan förstås som en övergripande princip, så dras betyget för Sveriges implementering av vattendirektivet enligt Malawiprinciperna generellt ner.

Definitionen av ”lämplig” förvaltningsnivå är beskriven i Princip 2. Bestämmelse av förvaltningsnivå är grunden för ett gott betyg enligt Princip 2. Sverige har decentraliserat vattenförvaltningen till att ligga i de så kallade vattendistrikten, i enlighet med vattendirektivet. Däremot har Sverige inte formellt tagit något beslut om dessa distrikt är de mest ”lämpade” eller om en lägre eller högre nivå skulle vara bättre. Här kan Sveriges genomförande av Princip 2 förbättras ytterligare något genom aktivt diskutera för- och nackdelar med olika förvaltningsnivåer, för att därefter fatta ett formellt beslut om var lämpligast nivå finns.

Princip 7 beskriver att lämpliga rumsliga och tidsmässiga skalor ska användas. Sveriges implementering av vattendirektivet använder flera olika beräkningar för vad en åtgärd till exempel får kosta. Taket för åtgärdsgenomförande är idag nuvarande kostnader och får inte överskrida den finansiering som redan finns[33]. Enligt Princip 7 är det dock svårt att utvärdera om den praxis som finns gällande den rumsliga och tidsmässiga skalan för åtgärdsgenomförande är ”lämplig”. Liten, om någon, diskussion har förts i Sverige vad som kan anses vara ”lämpligt”.

Gällande Princip 12 så är akademien generellt involverad i implementeringen av vattendirektivet genom sin expertkunskap om naturmiljön, vilket också syns i det goda betyget av Princip 3, 5, 6 och 11. Däremot finns ett generellt underskott av involvering av samhällskunskaperna och humaniora i den svenska miljöförvaltningen. Detta kunde förbättras i Sverige. Ingen av de icke-statliga aktörerna har någon form av rösträtt när beslut fattas kopplat till implementeringen av vattendirektivet, men dessa måste höras vid olika insatser och åtgärder som genomförs i naturmiljön. Att ta hänsyn till lokala aktörer, som inte är offentliga, och involvera dessa i högre utsträckning bör förbättras för att Princip 12 ska uppfyllas helt.

Tydligt i denna utvärdering är också att Malawiprinciperna tar avstamp i biologisk mångfald och vikten att nå eller bevara denna. Den svenska och europeiska miljöförvaltningen har traditionellt haft andra eller till och med flera andra mål, varför det känns som om Malawiprinciperna inte tar hänsyn till alla de aspekter som är viktiga för en hållbar miljö. Det känns därför egentligen orättvist att under Princip 4 och Princip 10 ge Sverige så pass dåligt utvärderingsbetyg, eftersom Sverige generellt är ganska bra på socioekonomiska utvärderingar respektive ta hänsyn till både nyttjande och bevarande av naturen, vilket krävs enligt Princip 4 och 10.

Det Sverige kan förbättra är dock att socioekonomiska utvärderingar görs enhetligt, så att en jämförelse över tid och rum går att göra. Utvärderingarna för olika områden och över tid skiljer sig idag mycket åt vilket gör det näst intill omöjligt att jämföra kostnader och nyttor, inte bara över tid utan också för olika sammanhang. Gällande Princip 10 bör målen för nyttjande och bevarande beskrivas tydligare, så att koordineringen eller avvägningen dem emellan bli tydlig.

För svensk implementering av vattendirektivet ser jag dock inget egenvärde i att skatta parametern biologisk mångfald högre i den ekonomiska utvärderingen än andra parametrar, såsom Malawiprinciperna föreskriver.

Vad Sverige kan förbättra

Princip 1: Sverige kan bättre redovisa de val som görs i implementeringen av vattendirektivet (vid förvaltningen av vatten). Här är det extra viktigt att val och vägval som inte görs och tas också redovisas. Avvägningar med för- och nackdelar måste vara tydliga, även för den som inte är insatt. Lokala samhällen kan därutöver höras och inkluderas på fler sätt än via samråd. Sverige behöver därutöver sätta upp tydliga mål, med utgångspunkt i målen enligt vattendirektivet, ställa dem mot varandra och ranka dem.

Princip 2: Sverige borde besluta vilka mål enligt vattendirektivet som ska uppnås. De målen som anges i inledningen av vattendirektivet kan utgöra en utgångspunkt, men behöver sannolikt specificeras. Först efter att tydliga mål är satta kan förvaltningen lokaliseras till lämplig nivå. Det är inte osannolikt att de olika målen behöver styrning och styras från olika förvaltningsnivåer och därmed olika myndigheter.

Princip 4: Metoden för den samhällsekonomiska analysen och beräknandet av nyttor och kostnader bör göras lika dant i EU-länderna. Sverige borde i synnerhet bli bättre på att beräkna nyttorna samt förbättra hur kostnaderna, även kostnaderna för att inte göra något, ser ut över tid.

Princip 7: Den rumsliga och tidsmässiga skalan varierar beroende av målet. Givet målet *God status* sätts en rimlig tidsmässig skala per parameter. Metoder för hur detta görs, på vilka grunder och hur kostnader beräknas (nyttor inkluderat) bör förbättras och förtydligas.

Princip 8: Nog för att visionära mål kan vara bra att eftersträva, men det finns en gräns för hur osannolika målen kan vara. Sverige (och de andra EU-länderna) skulle vinna på att göra en reell bedömning för när *God status* egentligen kan nås givet de medel vi faktiskt lägger (och får lägga) på att åtgärda miljöproblemen.

Princip 10: Värdet av nyttjandet av naturen respektive bevarandet borde utredas ytterligare. Definitionen av ”samhällsviktig verksamhet” borde därutöver också utredas ytterligare, och eventuellt vidgas, så att förvaltningen vet vilka värden som ska prioriteras på vilken plats (bevarande eller nyttjande).

Princip 12: Sverige bör definiera vilka sektorer och discipliner som är relevanta för implementeringen av vattendirektivet och vattenförvaltningsförordningen. Att anse att ”alla är berörda” av vatten duger inte för förvaltningen. En riktig definition av ”relevanta” kommer medföra begränsningar, vilket leder till effektivitet.

Referenser

1. Convention on Biological Diversity. (2007). Principles. Läst 16 februari 2024 på https://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml
2. Ehn, P., & Sundström, G. (Eds.) (2020). *Statlig förvaltningspolitik för 2020-talet*. Stockholm: Statskontoret. https://www.statskontoret.se/siteassets/rapporter-pdf/2020/oos38.pdf
3. Regeringskansliet. (2021). *Den svenska förvaltningsmodellen*. Läst 16 februari 2024, på https://www.regeringen.se/lattlast-information-om-regeringen-och-regeringskansliet/den-svenska-samhallsmodellen/den-svenska-forvaltningsmodellen---tre-nivaer/
4. Sveriges riksdag. (2023). *Vad är demokrati?* Läst 16 februari 2024, på https://www.riksdagen.se/sv/sa-fungerar-riksdagen/demokrati/vad-ar-demokrati/
5. Se till exempel 5 kap. 11–12 §§ plan- och bygglagen (2010:900) och 8 kap. kommunallagen (2017:725)
6. Regeringskansliet. (2015). *Offentlighetsprincipen*. Läst 24 april 2024, på https://www.regeringen.se/sa-styrs-sverige/grundlagar-och-demokratiskt-deltagande/offentlighetsprincipen/
7. Distributiv rättvisa” gäller fördelningen av en resurs eller nyttighet mellan individer, medan ”retributiv rättvisa” handlar om fördelningen av något som individen helst vill vara utan (till exempel straff) Duus-Otterström, G. (2007). Distributiv och retributiv rättvisa. Tidskirift för politisk filosofi, 11(1), 19-40.
8. New Zealand Legislation. (2014). Se lagen om Te Urewera Act 2014. No 51, där floden med samma namn blev en egen juridisk person. Māori Law Review. (2014). Tūhoe-Crown settlement – Te Urewera Act 2014. Läst februari 16, 2024, from https://maorilawreview.co.nz/2014/10/tuhoe-crown-settlement-te-urewera-act-2014/ samt https://ecojurisprudence.org/wp-content/uploads/2022/02/New-Zealand_Te-Urewera-Act-2014_111.pdf
9. Larsson, R. (1997). *Politiska ideologier i vår tid*. Lund: Studentlitteratur.
10. HVMFS 2017:20. (Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön).
11. se 5 kap. 13 § miljöbalken och 2 kap. vattenförvaltningsförordningen
12. se 3 kap. vattenförvaltningsförordningen samt vattenmyndigheternas olika riktlinjer per påverkanstyp.
13. Naturvårdsverket. (2024a). *Miljöövervakningen är grundläggande för miljöarbetet.* Läst 16 februari 2024, på https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/miljoovervakning/grundlaggande-for-miljoarbetet/

14. Havs- och vattenmyndigheten. (2023). *Full koll på våra vatten*. Läst 16 februari 2024, på https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/full-koll-pa-vara-vatten.html

15. Naturvårdsverket (2024c). *Samordning av miljöövervakningen*. Läst 24 april 2024, på https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/miljoovervakning/samordning/

16. Naturvårdsverket. (2024d). *Vad är ekosystemtjänster?* Läst 16 februari 2024, på https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/ekosystemtjanster/vad-ar-ekosystemtjanster/

17. Chee, Y. E. (2004). *An ecological perspective on the valuation of ecosystem services.* Biological conservation, 120(4), 549-565.

18. Fisher, B., & Turner, R. K. (2008). *Ecosystem Services: Classification for valuation*. Biological Conservation, 141(5), 1167-1169.

19. Ninan, K. N. (2014). *Valuing Ecosystem Services: Methodological Issues and Case Studies.* (K. N. Ninan, Ed.) Cheltenham, UK: Edward Elgar.

20. Se till exempel Lantbrukarnas riksförbunds beräkningar för jordbrukets gröna omställning (LRF, (2023). *Kostnader för jordbrukets gröna omställning.* LRF. https://www.lrf.se/media/w5kl5q53/gron_omstallning_rapport_final_web.pdf

21. WISE - Freshwater. (2024). *Surface water ecological status.* Läst 16 februari 2024, from https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-framework-directive/surface-water-ecological-status-pressures samt European Environment Agency. (2021). Ecological status of surface waters in Europe. Läst 16 februari 2024, på https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/ecological-status-of-surface-waters

22. Havs- och vattenmyndigheten. (2020). *Symphony – en metod för ekosystembaserad havsplanering.* Läst 24 april 2024, på https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsplanering/svensk-havsplanering/havsplaneringsprocessen/att-ta-fram-planforslag/symphony---ett-planeringsverktyg-for-havsplanering.html

23. Se 4 kap 10 § vattenförvaltningsförordningen

24. Se Havs- och vattenmyndighetens rapport (2022) *Bedömningsmetoder för orimliga kostnader: En översikt.* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.284e5675181b69dec07ac85d/1657537323533/rapport-2022-14-bedomningsmetoder-orimliga-kostnader.pdf

25. Cameron, K. S., & Whetten, D. A. (1983). *Organizational Effectiveness: A Comparison of Multiple Models.* (K. S. Cameron, & D. A. Whetten, Eds.) London: Academic Press.

26. Steers, R. M. (1975). *Problems in the Measurement of Organizational Effectiveness.* Administrative Science Quarterly, 20(4), 546–558.

27. Oglethorpe, J. E. (2002). *Adaptive Management: From Theory to Practice.* (J. E. Oglethorpe, Ed.) Cambridge, UK: IUCN.

28. Naturvårdsverket. (2024b). *Natura 2000 i Sverige.* Läst 16 februari 2024, på https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/skyddad-natur/natura-2000-i-sverige/

29. Prop. 2016/17:104. (2017). *En livsmedelsstrategi för Sverige - fler jobb och hållbar tillväxt i hela landet.* Läst på https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/proposition/2017/01/prop.-201617104/

30. Sveriges miljömål. (2024a). *Levande skogar.* Läst 16 februari 2024, på https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-skogar/

31. Sveriges miljömål. (2024b). *Sveriges miljömål.* Läst 16 februari 2024, på https://www.sverigesmiljomal.se/

32. MSB. (2023). *Identifiera samhällsviktig verksamhet.* Samhällsviktig verksamhet menas verksamheter, tjänster eller infrastruktur som upprätthåller eller säkerställer samhällsfunktioner som är nödvändiga för samhällets grundläggande behov, värden eller säkerhet. Läst 25 april 2024, på https://www.msb.se/sv/amnesomraden/krisberedskap--civilt-forsvar/samhallsviktig-verksamhet/identifiera-samhallsviktig-verksamhet/

33. Regeringen. (2016). *Prövning av vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram för 2015-2021 enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.* Regeringsbeslut 1:9. Läst på https://www.regeringen.se/contentassets/3f11a20f9b3246878e7a3ea38ed1ea84/ny-katalog/beslut-om-provning-av-vattenmyndigheternas-forslag-till-atgardsprogram-for-2015-2021.pdf

HUR STYRS UTVÄRDERING AV STYR-MEDEL FÖR HAVSMILJÖN?

Ulla Li Zweifel, docent i marin mikrobiologi, vetenskaplig samordnare vid Havsmiljöinstitutet och kontaktperson för Havsmiljöinstitutets arbete med uppföljning av åtgärder, vars syfte är att utveckla och identifiera lämpliga åtgärder för att förbättra tillståndet i havet.

Som del av en adaptiv förvaltning är det centralt att effekterna av genomförda åtgärder utvärderas, så att åtgärderna kan optimeras och vid behov korrigeras. Samtidigt har flera rapporter och statliga utredningar på senare år lyft fram en brist på just utvärderingar. Det gör det givetvis svårt att veta hur de åtgärder som genomförs påverkar tillståndet havsmiljön. Men vilka aktörer har egentligen möjlighet att driva på utvärderingen av åtgärder och hur ser bilden ut idag?

Foto: Sigmund B, Unsplash

Många olika typer av åtgärder genomförs i Sverige för att förbättra havsmiljön, både fysiska åtgärder med mer eller mindre direkt inverkan på miljön, och styrmedel med avsikt att ändra beteenden hos olika målgrupper för att på så sätt nå effekter i miljön.

Forskare har både kunskap och verktyg för att utvärdera åtgärder, men hur vanligt är det att forskare intresserar sig för detta och vilka källor finns för finansiering? En rad myndigheter har ansvar för att nå de miljökvalitetsmål som berör havet, men i vilket utsträckning tar de ansvar för att tillse utvärdering av de åtgärder som ska medverka till att målen nås? I den här texten presenteras resultat från en inledande undersökning avseende finansiering av utvärderingsstudier, med fokus på styrmedel, samt en granskning av de särskilda uppgifter som ställs på myndigheter vars uppdrag har en koppling till havsmiljön. Slutsatsen blir att Havs- och vattenmyndighetens uppgift att utvärdera styrmedel bör förtydligas, förslagsvis genom myndighetsinstruktionen. Instruktioner för andra myndigheter vars ansvarsområden påverkar havsmiljön kan med fördel också ses över i syfte att samordna utvärdering av åtgärder. En allmän uppmuntran ges också till ökat samarbete mellan forskare som arbetar med havsmiljöfrågor och med utvärdering av styrmedel.

Tidigare slutsatser kring utvärdering av åtgärder för havsmiljön

Havsmiljöinstitutet har genomfört en rad projekt och uppdrag som behandlat uppföljning och utvärdering av fysiska åtgärder som genomförs i miljön, exempelvis anläggning av våtmarker, restaurering av habitat, reduktionsfiske, insamling av förlorade fiskeredskap[1,2]. Fysiska miljöåtgärder i Sverige bygger i stor utsträckning på frivillighet hos aktörer som kan söka statliga bidrag för genomförandet. Tidigare projekt har visat en betydande brist i uppföljning och insamling av data som kan möjliggöra utvärdering av åtgärdernas miljöeffekter. Det finns också en uttalad brist på samordning mellan de myndigheter som har ansvar för finansieringen av denna typ av åtgärder, både vad gäller genomförande och utvärdering[1].

Vid sidan av fysiska miljöåtgärder utgör styrmedel, så som rättsliga och ekonomiska instrument och information, en väsentlig del av det svenska åtgärdsarbetet för att förbättra tillståndet i kust och hav (Box 1). Bland annat baseras åtgärdsprogrammet för havsmiljön (ÅPH), som Havs- och vattenmyndigheten uppdaterade 2021[3], främst på olika typer av styrmedel. ÅPH är del av den svenska implementeringen av EU:s havsmiljödirektiv och därmed följer en rad rapporteringskrav. Vid uppföljning av åtgärdsprogrammen föreligger dock endast krav på att redovisa hur långt man kommit i genomförandet av åtgärder. Vid rapportering av miljöövervakningsprogram efterfrågas också på vilket sätt som dessa kan användas för att utvärdera åtgärdsprogrammet. De tillståndsbedömningar som baseras på nationell miljöövervakning kan dock sällan användas för att utvärdera miljöeffekter av enskilda styrmedel[4]. Detta då skalan för den nationella miljöövervakningen sällan stämmer överens med behov av data för utvärdering av enskilda åtgärder. Den data som miljöövervakningen tar fram reflekterar istället resultatet av en rad samverkande, och eventuellt motverkande, åtgärder.

En bristande utvärdering av de styrmedel som används i Sverige för att förbättra havsmiljön har också påtalats av bland annat Naturvårdsverket[5], Havs- och vattenmyndigheten[6] och de statliga utredningarna *Havet och människan*[7] och Övergödningsutredningen[8].

Brist på utvärderingsstudier

En inledande sökning av artiklar och rapporter som avser utvärdering av effekter av styrmedel, med koppling till svensk havsmiljö, resulterade i förvånansvärt få träffar. För att identifiera möjliga orsaker till bristen på utvärderingsstudier undersöktes på vilket sätt som utvärdering av styrmedel finansieras i Sverige och vilka krav som relevanta myndigheter har på att utvärdera styrmedel för havsmiljön.

Den information som presenteras i texten har inhämtats från:

- Publicerade artiklar och rapporter där effekter av styrmedel utvärderats, företrädesvis analyser ex-post (i efterhand), genom sökningar på:
  - myndigheters hemsidor (Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket, Boverket, Energimyndigheten, Trafikanalys, Transportstyrelsen, Sjöfartsverket),
  - hemsidor för institut och universitet som har egna rapportserier av relevans för utvärdering av åtgärder och styrmedel (IVL Svenska miljöinstitutet, Sveriges lantbruksuniversitet, Havsmiljöinstitutet),
  - sökning av vetenskapliga artiklar i databasen Scopus.
- Forskningsprojekt 2019-2023 som finasierats från Vetenskapsrådet och Formas och berör havsmiljö

och styrmedel (för detaljer se Bilaga 1). En snabbgranskning av de svenska projektbeskrivningarna genomfördes.
- Utlysning av forskningsmedel från Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten rörande styrmedel 2014-2023.
- Relevanta myndigheters instruktion från regeringen.
- Regeringsuppdrag till Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket, Boverket, Energimyndigheten, Transportstyrelsen, Sjöfartsverket och Trafikanalys som berör styrmedel under 2019-2023.

Utvärdering av styrmedel i Sverige

Befintlig utvärdering av effekter av styrmedel

Forskning kring styrmedel återfinns vid i stort sett alla universitet i Sverige. En inledande sökning efter rapporter och vetenskapliga publikationer vars syfte varit att utvärdera styrmedel, med möjlig påverkan på svensk havsmiljö, resulterade dock i förhållandevis få träffar; cirka 20 publikationer under senaste 10 åren avseende ämnesområdena utsläpp av näringsämnen från jordbruk, fiske, sjöfart, farliga ämnen, och avfallshantering. Publicerade utvärderingar som har en direkt koppling till åtgärdsprogrammet för havsmiljön (ÅPH) berör främst biologiska effekter av fiskefria zoner som följts sedan 2009-2010[11,12]. Under 2019 påbörjades också studier för att utvärdera fiskeregleringar i svenska marina skyddade områden. En fysisk åtgärd inom ÅPH som utvärderats är restaurering av ålgräsängar[13]. Då de flesta befintliga utvärderingar av styrmedel sällan sammanfaller med ÅPH ger de bara en generell indikation på effekter av den styrmedelstyp som undersökts och inte effekter av specifika åtgärder för att förbättra havsmiljön. En syntes av befintliga studier planeras att publiceras i Havsmiljöinstitutets rapportserie.

Den finansiering som angetts i de publicerade utvärderingar som påträffades indikerar att de främst finansierats som uppdrag från nationella myndigheter som Naturvårdsverket och Jordbruksverket, följt av medel för tillämpad forskning från Nordiska ministerrådet eller Elforsk, eller med medel som tilldelats genom det egna universitetets forskningsresurser eller centrumbildningar. Endast i ett fåtal fall finansierades utvärderingen av forskningsråd.

Forskningsfinansiering av utvärdering av styrmedel

De förhållandevis få publikationer som återfanns kring utvärderingar av styrmedel föranledde en genomgång av de projekt som finansierats via Formas och Vetenskapsrådet under de senaste fem åren, samt

Box 1. Definitioner

Styrmedel

Vad som avses med "styrmedel" i svensk miljöförvaltning beskrivs på olika sätt av olika myndigheter men har en gemensam nämnare; att det handlar om instrument vars är syfte att påverka beteenden, för att i sin tur få en önskad effekt. Några exempel på definition av styrmedel är:

- De verktyg som det offentliga kan ta i anspråk för att påverka olika aktörers agerande i en riktning som är gynnsam för uppfyllande av specifika politiska mål[9].

- Styrmedel syftar till att förändra hur aktörer väljer att fatta beslut, så att individer och företag gör åtgärder som förbättrar miljön[10].

- En åtgärd som är avsedd att påverka aktörers beteende i en för den styrandes önskvärda riktning[4] .

De beteendeförändringar som eftersträvas kan beröra individer, verksamhetsutövare och organisationer liksom förändringar inom myndigheter. Styrmedel indelas vanligen i tre huvudsakliga typer: administrativa, ekonomiska och information[5]. Gränserna är dock flytande och styrmedlen kan gå in i varandra. Till exempel genomförs ekonomiska styrmedel vanligen genom regleringar, och administrativa styrmedel kan exempelvis omfatta böter och avgifter. Administrativa och ekonomiska styrmedel används också för att åstadkomma fysiska åtgärder, till exempel genom teknikkrav eller bidrag för genomförande av fysiska åtgärder[10].

Åtgärder

- Fysisk åtgärd: En åtgärd i miljön som syftar till att förbättra tillståndet eller minska påverkan på en specifik plats eller i ett specifikt område, till exempel restaurering av habitat, sanering av sediment från miljögifter, tekniska installationer för att minska utsläpp från verksamheter.

- Åtgärd: I texten används ordet "åtgärd" i vid och allmän bemärkelse och kan avse både fysiska åtgärder och styrmedel.

- Miljöeffekt: En förändring i miljötillstånd eller belastning på miljön som följer av en åtgärd.

en genomgång av forskningsfinansiering via Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

En snabbgranskning av tilldelade medel 2019-2023 från Formas och Vetenskapsrådet (via SweCris, se Bilaga 1) visade att endast ett av totalt 170 finansierade projekt som berörde havsmiljö omfattade utvärdering av en åtgärd. Projektet avsåg i detta fall en fysisk åtgärd (restuarering av ålgräs). Av de finansierade projekt som berörde utvärdering av styrmedel hade två av totalt 56 projekt viss relevans för havsmiljön (drivkrafter för miljövänligt beteende avseende hushållssopor, utvärderingar av regleringar inom vattenbruk). Därutöver uppskattades att cirka 12 procent av projekten med koppling till havsmiljö skulle kunna ge resultat som kan användas vid utveckling styrmedel, till exempel studier som kan ge underlag för att sätta gränsvärden för produkter och verksamheter, eller som handlar om utveckling av fysiska åtgärder. Cirka 14 procent av projekten som berörde styrmedel uppskattades kunna ge värdefull kunskap om utveckling eller utvärdering av styrmedel av betydelse för havsförvaltning, även om projekten inte var direkt kopplade till havsmiljö. Majoriteten av projekten saknade dock helt koppling till utvärdering av effekter av åtgärder (se Bilaga 1).

Då endast finansierade projekt redovisas i SweCris är det inte möjligt att veta om den sparsamma finansieringen av projekt med koppling mellan havsmiljö och styrmedel beror på få ansökningar med denna inriktning, eller om denna typ av projekt inte prioriteras av berörda forskningsfinansiärer. I Formas strategiska agenda för det nationella forskningsprogrammet om hav och vatten (2021-2030)[14] betonas behov av utvärdering av åtgärders effekter. Fram till februari 2024 hade dock inga av de utlysningar som gjorts efter att strategin antogs fokuserat på utvärdering av åtgärder, men sådana projekt har förstås kunnat sökas inom ramen för öppna utlysningar.

Under 2011-2020 finansierade också stiftelsen BalticSea2020 en rad utvärderingar av åtgärder[15], dock med fokus på fysiska åtgärder, till exempel åtgärder för att minska näringsutsläpp från jordbruk och restaureringsåtgärder vid kusten.

Utvärdering av styrmedel genom myndigheter sker också delvis genom finansiering av forskningsprojekt. Exempel på forskningsmedel från svenska myndigheter med fokus på styrmedel är Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens utlysning 2016-2021 för att öka kunskapen om hur samhället kan styra mot en mer hållbar konsumtion[16] där bland annat effekter av skatter utvärderades och möjligheter med nudging som styrmedel genomlystes. Naturvårdsverket har de senaste tio åren också finansierat ett forskningsprojekt som utvärderade tillsynens roll som styrmedel (2014-2017)[17] och en rad projekt som undersökt miljölagstiftning som styrmedel (2017-2021)[18]. Den direkta kopplingen till styrmedel för havsmiljön har dock ofta varit begränsad i dessa projekt.

Foto: Marie Svärd

Myndigheters uppgift att utvärdera styrmedel

Myndigheter har både löpande och tillfälliga uppdrag att utvärdera effekter av fysiska åtgärder och styrmedel. Om man ser till de myndigheter vars ansvarsområden kan ha en direkt påverkan på tillståndet i kust och hav är det dock bara Naturvårdsverket som genom sin myndighetsinstruktion har en tydlig uppgift att löpande utvärdera styrmedel (Förordning 2012:989). Enligt instruktionen har Naturvårdsverket ett övergripande ansvar för uppföljning och utvärdering av miljökvalitetsmålen, som bland annat inkluderar att ”vägleda berörda myndigheter i deras arbete med genomförande och uppföljning” (2 § 1 p), och även ett ansvar att ”löpande genomföra utvärderingar, samhällsekonomiska analyser och effektberäkningar av styrmedel och åtgärder” (2 § 3 p). En annan myndighet med tydligt uppdrag kopplat till styrmedel är Trafikanalys som har till uppgift att ”utvärdera och analysera samt redovisa effekter av föreslagna och genomförda åtgärder inom transportområdet” (1 § Förordning 2010:186), vilket inkluderar sjöfart. Vidare har Energimyndigheten, som bland annat behandlar

Box 2. Exempel på regeringsuppdrag med koppling till åtgärder

- Havs- och vattenmyndigheten hade under 2020 ett uppdrag att följa upp effekter av åtgärder mot övergödning[20].
- Jordbruksverket har i regeringsuppdrag att genomföra utvärderingar av havs-, fiskeri- och vattenbruksprogrammet 2021-2027[21]. Uppdraget bygger på att det finns särskilda krav på utvärdering av åtgärder som får stöd från europeiska fonder (se exempelvis EU 2021/1016 som omfattar Europeiska havs-, fiskeri- och vattenbruksfonden).
- Trafikanalys redovisade 2022 ett regeringsuppdrag att utreda styrmedel för ökad elektrifiering av sjöfarten. Rapporten redovisar främst en analys ex-ante (i förhand), men med viss hänvisning till styrmedel som redan implementeras i andra länder[22]. Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen hade 2020-2021 i uppdrag att ta fram underlag för eventuellt införande av regleringar för att minska utsläpp av skrubbervatten från fartyg, även här med utgångspunkt från beräkningar och erfarenheter från andra länder[23].
- Naturvårdsverket har ett uppdrag som löper till 2024 och ska "främja omställningen av plast i en cirkulär ekonomi". I uppdraget ingår att analysera och föreslå styrmedel för att rätt plast ska användas på rätt plats. Häri ingår bland annat fiskeredskap[24].
- Naturvårdsverket, Energimyndigheten, Konjunkturinstitutet och Trafikverkets hade 2021-2022 i uppdrag att utveckla klimateffektbedömningar. Slutrapporten ger en vägledning för bedömning av effekter av styrmedel som kan vara relevant även för andra miljöområden[25].

havsbaserad vindkraft, i uppdrag att "ta fram underlag till uppföljning och utvärdering av frågor som faller inom myndighetens ansvarsområde" (4 § Förordning 2014:520).

Vad gäller Havs- och vattenmyndigheten står i regeringens instruktion att myndigheten ska "verka för att det generationsmål för miljöarbetet och de miljökvalitetsmål som riksdagen har fastställt nås och ska vid behov föreslå åtgärder för miljöarbetets utveckling" (3 § Förordning 2011:619) samt "samordna uppföljning och utvärdering av miljökvalitetsmålen *Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*" (4 § Förordning 2011:619). Om utvärderingen även ska omfatta effekter av styrmedel framgår dock inte av instruktionen. Samma formuleringar finns för andra myndigheter som ansvarar för svenska miljökvalitetsmål (Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Boverket, Kemikalieinspektionen, Strålskyddsmyndigheten, Sveriges geologiska undersökning SGU, Skogsstyrelsen). Havs- och vattenmyndigheten har också ansvar för uppföljning och utvärdering av de statliga bidrag som administreras av myndigheten (Förordning 2011:619 5§ 12 p)[19], till exempel bidrag för Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA), som dock nästan uteslutande avser fysiska åtgärder.

Ytterligare myndigheter vars ansvarsområden har en direkt koppling till havsmiljön är Transportstyrelsen, Sjöfartsverket och Kustbevakningen, som respektive, bland annat har till uppgift att utöva tillsyn inom transportområdet, upprätthålla farleder, och ansvar för miljöräddningstjänst till sjöss och övervakning av fisket. I Transportstyrelens instruktion finns inte någon uppgift att utvärdera åtgärder, men man ska liksom andra nämnda myndigheter vid behov föreslå åtgärder för miljöarbetets utveckling (14 § Förordning 2008:1300) samt "bistå Trafikanalys i dess uppdrag att till regeringen redovisa en uppföljning av de transportpolitiska målen" (Förordning 2008:1300 11 § p 3). Samma instruktion gäller för Sjöfartsverket (Förordning 2007:116 10 § respektive 1 § p 9). Kustbevakningen har inte någon uppgift att utvärdera åtgärder men den årliga redovisningen av utsläpp till havs och resultat av fiskerikontrollen skulle potentiellt kunna användas för att utvärdera åtgärder i dessa temaområden (4 § respektive 9 §Förordning 2019:84).

Utöver de uppgifter som anges i myndigheternas instruktioner kan även särskilda regeringsuppdrag omfatta utvärderingar av åtgärder och styrmedel. I Box 2 ges några exempel på regeringsuppdrag som avslutats eller påbörjats under 2019-2023 med koppling till havsmiljö och åtgärder. Flera av uppdragen fokuserar dock på att ta fram förslag till åtgärder, snarare än att utvärdera utfall av redan implementerade åtgärder.

Utvärderingar av eller på uppdrag av myndigheter är således förekommande och sker delvis med grund i myndighetens instruktion, genom regleringsbrev eller särskilda regeringsuppdrag. Utan närmare undersökning är det oklart när och hur det fattas beslut om att utvärdera styrmedel, hur specifika regeringsuppdrag uppkommer, och om eller på vilket sätt som uppdrag kring utvärderingar samordnas mellan relevanta myndigheter. Havs- och vattenmyndigheten tog 2023 ett initiativ för att stärka uppföljning och utvärdering

av ÅPH och förslag till ett ramverk för att strukturera arbetet har tagits fram[4]. En medvetenhet om bristerna och ett intresse för att förbättra situationen finns alltså hos myndigheten. Det är dock påfallande att just Havs- och vattenmyndigheten, som är förvaltningsmyndighet på miljöområdet för frågor om bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag och hav, inte har en tydlig uppgift att utvärdera effekter av de styrmedel som myndigheten beslutar.

Sammanfattning och reflektion

Resultaten från de inledande undersökningar som redovisas här indikerar att:

- utvärdering av styrmedel med koppling till havsmiljön företrädesvis baseras på att uppdrag läggs ut av myndigheter,
- uppgiften att utvärdera styrmedel, såsom den framkommer i myndighetsinstruktionen, varierar väsentligt mellan myndigheter,
- de forskningsprojekt som finansieras med stöd från Formas och Vetenskapsrådet handlar endast i sällsynta fall om utvärdering av effekter av styrmedel med koppling till havsmiljö,
- de studier som utvärderat styrmedel med potentiell påverkan på havsmiljön har sällan en direkt koppling till de åtgärdsprogram som följer av svensk havs- och vattenförvaltning.

I SOU 2020:83, *Havet och människan*[7] dras slutsatsen att analyser av effekter av olika styrmedel och andra offentliga insatser för havsmiljön är spridda på flera myndigheter utan ett tydligt helhetsansvar och att den samlade analysen av effekter av olika styrmedel behöver förbättras. Den inledande granskning som presenteras här tycks ge stöd för denna slutsats. En möjlig förklaring till bristen på utvärderingsstudier är att de helt enkelt är svåra att genomföra; det är utmanande och ibland inte möjligt att mäta effekter av enskilda åtgärder4 Samtidigt beror det miljötillstånd som beskrivs utifrån miljöövervakning på så många olika faktorer (samverkande och motverkande åtgärder, naturlig variation, klimatförändringar, tidsförskjutningar etc) att det inte en ger en tydlig indikation på den samlade effekten av åtgärder, i alla fall inte på kort sikt. Ambitionen måste därför vara att utvärdera enskilda åtgärder, eller effekten av en begränsad mix av relaterade åtgärder.

Samtidigt som det finns en brist på utvärdering av styrmedel för havsmiljön så förefaller detta inte vara allmänt förekommande. En studie av statliga uppdrag för att utvärdera styrmedel för energieffektivisering av hus under 2005-2015 visar att det i Sverige gjorts ganska många analyser av styrmedel i detta förhållandevis specifika område (33 stycken) och att utvärderingarna baserades på vad som bedömdes vara relevanta och erkända metoder[26]. De utvärderingar som ingick genomfördes på uppdrag av Energimyndigheten, Boverket, Näringslivsdepartementet och regeringen. Det förefaller alltså finnas en väsentlig utvärdering av styrmedel i vissa förvaltningsområden. Här kan man fråga sig om det finns någon särskild orsak till satsningar inom vissa områden (samhällsekonomiskt viktiga områden? koppling till klimatmål?).

Att utvärdering av effekter av styrmedel i stor utsträckning baseras på uppdrag från myndigheter, samtidigt som många myndigheter saknar en tydlig instruktion att ansvara för detta, kan utgöra ett hinder för regelbunden utvärdering. Detta då det i tidigare studier framkommit att det kan vara svårt att få genomslag för arbete med frågor på en myndighet om det saknas ett tydligt åliggande[2]. Vid en workshop som arrangerades av Havsmiljöinstitutet, med fokus på fysiska åtgärder, framkom därför önskemål om en tydligare politisk styrning genom uppdrag från regeringen till ansvariga myndigheter och ett förtydligande av vilka myndigheter som ansvarar för samordning av uppföljning och utvärdering av olika åtgärdsområden och åtgärdstyper[27].

”Att utvärdering av effekter av styrmedel i stor utsträckning baseras på uppdrag från myndigheter, samtidigt som många myndigheter saknar en tydlig instruktion att ansvara för detta, kan utgöra ett hinder för regelbunden utvärdering.”

En liknande situation tycks föreligga för styrmedel för havsmiljön, inte minst är det övergripande ansvaret för utvärdering av styrmedel för havsmiljön oklart. Havs- och vattenmyndigheten har visserligen tagit initiativ för att stärka uppföljning och utvärdering av åtgärder för havsmiljön, men ett tydligare uppdrag från regeringen skulle ge arbetet en högre prioritet på myndigheten. Förslagsvis sker detta genom ett förtydligande av myndighetsinstruktionen.

Huruvida det vid sidan av myndigheter är forskningsfinansiärers roll att finansiera utvärdering av styrmedel kan diskuteras, men det kan konstateras att det idag är sällsynt med finansiering av projekt med syfte att utvärdera effekter av styrmedel för havsmiljön via svenska forskningsråd. Detta kan möjligtvis åtgärdas genom ett ökat samarbete mellan forskare som arbetar med havsmiljöfrågor och de som arbetar med utvärdering av styrmedel.

Referenser

1. Zweifel, U.L, Sjöholm, J., Kumblad, L., Nilsson, J. och Grimvall, A. (2022a) *Utvärdering av LOVA 2017–2021. Kartläggning av lokala vattenvårdsprojekt och åtgärdernas potentiella miljöeffekter.* Rapport nr 2022:5, Havsmiljöinstitutet.
2. Zweifel, U.L., Grimvall, A. och Sundblad, E-L (2022b) *Uppföljning av miljöåtgärders effekter på kust och hav.* Rapport nr 2022:8 Havsmiljöinstitutet.
3. Havs- och vattenmyndigheten(2021). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen.* Rapport 2021:20.
4. Zweifel, U.L., Gipperth, J., Bergström, L., Ivarsson Westerberg, A., Stage, J., Sundblad, E-L., Wennhage, H. och Westholm, A. (2023). *Stärkt uppföljning och utvärdering av åtgärdsprogrammet för havsmiljön.* Rapport nr. 2023:2, Havsmiljöinstitutet.
5. Naturvårdsverket (2012). *Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen. En kartläggning.* Rapport nr 6415.
6. Havs- och vattenmyndigheten. (2022). *Hav i balans samt levande kust och skärgård. Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2023.* Rapport 2022:18.
7. SOU 2020:83. *Havet och människan. En strategi för förstärkt åtgärdsarbete för bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser.* Statens offentliga utredningar.
8. SOU 2020:10. *Stärkt lokalt åtgärdsarbete – att nå målet Ingen övergödning.* Statens offentliga utredningar.
9. Trafikanalys. (2023). ABC om styrmedel PM: 2023:4.
10. Naturvårdsverket. Vägledning om samhällsekonomisk analys. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/samhallsplanering/handledning-i-samhallsekonomisk-konsekvensanalys/hur-losa-miljoproblemet/utforligare-stod-for-att-losa-miljoproblemet/ [2024-04-25]

Foto: Marie Svärd

11. 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. and Wennhage, H. (2022). *Long-term effects of no-take zones in Swedish waters.* Aqua reports 2022:20. Swedish University of Agricultural Sciences. 289 pp.
12. Sköld, M., Börjesson, P., Wennhage, H., Hjelm, J., Lövgren, J. and Ringdahl, K. (2022). *A no-take zone and partially protected areas are not enough to save the Kattegat cod, but enhance biomass and abundance of the local fish assemblage.* ICES Journal of Marine Science, 79:2231–2246.
13. Gagnon, K., Bocoum, E-H., Yu Chen, C., Pihl Baden, S., Moksnes, P-O., and Infantes, E. (2023). *Rapid faunal colonization and recovery of biodiversity and functional diversity following eelgrass restoration.* Restoration Ecology, 31, e13887.
14. Formas (2022). *Kraftsamling för friska hav och vatten. Strategisk agenda för det nationella forskningsprogrammet om hav och vatten.* Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande.
15. BalticSea (2020). Sök projekt. https://balticsea2020.org/component/search/?searchword=&searchphrase=&areas[0]=projects&Itemid=115 [2024-04-25]

16. Naturvårdsverket. Styrmedel och konsumtion. https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/forskning/miljoforskning/forskningssatsningar-samhalle/styrmedel-och-konsumtion/ [2024-04-25]

17. Naturvårdsverket. Utvärdering av tillsynen som styrmedel. https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/forskning/miljoforskning/forskningssatsningar-samhalle/miljolagstiftningen-som-styrmedel/utvardering-av-tillsynen-som-styrmedel/ [2024-04-25]

18. Naturvårdsverket. Environmental legislation as a policy instrument. https://www.naturvardsverket.se/en/international/research/the-environmental-research-fund/research-efforts-community/environmental-legislation-as-a-policy-instrument/ [2024-04-25]

19. Havs- och vattenmyndigheten: Förordningen (1982:840) om statsbidrag till kalkning av sjöar och vattendrag, förordningen (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt, förordningen (1998:1343) om stöd till fiskevården, följa upp och utvärdera de statliga bidrag som omfattas av viltskadeförordningen (2001:724) när det gäller förebyggande åtgärder och ersättning för skada som orsakas av säl.

20. Havs- och vattenmyndigheten. Uppföljning av åtgärder mot övergödning (2020). https://www.havochvatten.se/om-oss-kontakt-och-karriar/om-oss/regeringsuppdrag/regeringsuppdrag/uppfoljning-av-atgarder-mot-overgodning-2020.html [2024-04-25]

21. Jordbruksverket. Regeringsuppdrag. https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/vart-uppdrag/regeringsuppdrag [2024-04-25]

22. Trafikanalys. Förutsättningar och styrmedel för ökad elsjöfart. https://www.trafa.se/sjofart/forutsattningar-och-styrmedel-for-okad-elsjofart-13555/ [2024-04-25]

23. Havs- och vattenmyndigheten. Uppdrag att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg (2020). https://www.havochvatten.se/om-oss-kontakt-och-karriar/om-havs--och-vattenmyndigheten/regeringsuppdrag/regeringsuppdrag/uppdrag-att-ta-fram-underlag-om-utslapp-av-tvattvatten-fran-skrubbrar-pa-fartyg-2020.html [2024-04-25]

24. Naturvårdsverket. Rätt plast på rätt plats. https://www.naturvardsverket.se/om-oss/regeringsuppdrag/pagaende-regeringsuppdrag/ratt-plast-pa-ratt-plats/ [2024-04-25]

25. Naturvårdsverket. Analyser och vägledning om klimateffektbedömningar och beräkningar. https://www.naturvardsverket.se/om-oss/regeringsuppdrag/slutredovisade-regeringsuppdrag/analyser-och-vagledning-om-klimateffektbedomningar-och-berakningar/ [2024-04-25]

26. Sandin,S., Neij, L. and Mickwitz, P. (2019). *Transition governance for energy efficiency - insights from a systematic review of Swedish policy evaluation practices*. Energy, Sustainability and Society, 9:17

27. Havsmiljöinstitutet (2022). https://www.havsmiljoinstitutet.se/sites/default/files/2022-11/1806053_uppfo-ljning-av-effekter-av-a--tga--rder_sammanfattning-20maj.pdf [2024-04-25]

Bilaga 1: Forskningsfinansiering

Sökningar på forskningsprojekt som finansierats av Vetenskapsrådet och Formas baseras på en sammanställning av finansierade projekt i SweCris, en databas som tillhandahålls av Vetenskapsrådet. Avancerade sökmöjligheterna är begränsade och sökningar gjordes på orden havsmiljö, marin, respektive styrmedel. De svenska sammanfattningarna av projekten snabbgranskades och deras koppling till åtgärder för att förbättra havsmiljön kategoriserades enligt tabellerna nedan.

Vissa projekt sorterades bort innan kategorisering:

- De vars projektsammanfattningar innehöll orden marin eller havsmiljö men där projekten avsåg forskning kring bl.a. terrestra ekosystem, stadsplanering, medicin, kommunikationsprojekt, evolutionsbiologi, värmeledning, dubletter.
- De vars enligt projektsammanfattningar innehöll ordet styrmedel men där projekten avsåg forskning kring landbaserade verksamheter med mycket liten påverkan på havet.

KATEGORI	ANTAL
Ingen direkt koppling till åtgärder: exempelvis utveckling om mätmetoder för detektion av ämnen eller identifiering av arter, fokus på andra länder/ej svenska havsområden, grundforskning om arter och biologiska och kemiska processer i havet, produktutveckling utan koppling till åtgärder.	112
Resultat kan utgöra underlag för att utforma åtgärder: exempelvis information som kan ge stöd för urval av lämpliga områden för MPAs, forskning om naturliga processer och verksamheter med känd negativ påverkan på tillståndet i havet och som kan adresseras genom åtgärder.	38
En direkt koppling till eventuella styrmedel: exempelvis studier som kan ge information som kan användas för att sätta gränsvärden för produkter och verksamheter, modellering av effekter av olika typer av åtgärder/styrmedel.	13
En direkt koppling till fysiska åtgärder, t.ex. utveckling av metoder för blå fånggrödor, utveckling av miljövänlig teknik.	6

Tabell Bilaga 1.1. Kategorisering av finansierade forskningsprojekt med orden "havsmiljö" eller "marin" i den svenska sammanfattningen, avseende projektens koppling till åtgärder. 146 av projekten finansierades av Formas, 52 av Vetenskapsrådet.

KATEGORI	ANTAL
Ingen direkt koppling till styrmedelsforskning av relevans för förvaltning av havsmiljö, dock miljörelevant t.ex. övergripande samhällsomställning.	27
Ej direkt kopplat till havsmiljön men kan perifert ge insikter i utveckling av styrmedel av betydelse för havsförvaltning (t.ex. utveckling av tjänster för samhällsplanering, policyalternativ för ökad återvinning av plast, offentlig upphandling som styrmedel för en cirkulär ekonomi).	19
Ej direkt kopplat till havsmiljö men kan bidra till utveckling och utvärdering av styrmedel av betydelse för havsförvaltning (t.ex. utvärdering av effekter av styrmedel för att påverka konsumenters livsmedelmönster, effekter av nudge, ekologisk kompensation som styrmedel).	8
Utvärdering av styrmedel vars effekter kan ha en direkt påverkan havsmiljö, även om ordet inte används i den sammanfattande projektbeskrivningen (källsortering av avfall, miljömärkning vattenbruk).	2

Tabell Bilaga 1.2. Kategorisering av finansierade forskningsprojekt med ordet "styrmedel" i den svenska sammanfattningen, avseende projekten koppling till åtgärder. 2 projekt finansierades av VR, övriga av Formas.

SAMHÄLLSVETENSKAPENS VIKT FÖR EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING

Juliana Bennett, doktorand vid Göteborgs universitet som forskar om hur ekosystemansatsen implementeras i en svensk kontext, både inom nationell policy samt genom en empirisk studie längs Sveriges västkust.
Maris Boyd Gillette, professor i socialantropologi vid Göteborgs universitet. Forskar om svenskt fiske, fiskens försäljning och konsumtion och politisk delaktighet i havsförvaltning.
Sebastian Linke, lektor och docent i samhällsvetenskapliga miljöstudier vid Göteborgs universitet. Undersöker kunskapsproduktion och dess användning i fiskeripolitik och förvaltning på olika nivåer.

En ekosystemansats syftar till att ta hänsyn till både sociala och miljömässiga sammanhang, som ett integrerat system. Detta betyder att mångfalden av värden – sociala, miljömässiga, ekonomiska och kulturella – tillsammans med heterogena aktörers behov och önskemål samt land-hav relationer ska kännetecknа en ekosystembaserad havsförvaltning. För att uppnå detta krav måste samhällsvetenskaplig kunskap vara med i beslutsunderlag och samhällsvetenskapliga metoder användas i undersökningar som berör havsförvaltning.

Foto: Marie Svärd

Att en ekosystemansats behövs i marin förvaltning råder det inget tvivel om. I Sverige har en statlig utredning (SOU 2010: 91) resulterat i att Havs-och vattenmyndigheten fått regeringsuppdraget att förvalta havet utifrån ekosystemansatsen. Vetenskapliga experter, internationella organisationer, nationella myndigheter, parlamentariska kommittéer och flera andra aktörer har länge påstått att den 'moderna' miljöförvaltningen på land och i hav som utvecklades under 1900-talet har misslyckats. Trots denna moderna förvaltning har biologisk mångfald förminskats, naturresurser överutnyttjats, övergödning i havet slagit ut växt- och djurlivet och miljögifter och invasiva främmande arter förstört havsmiljöer. Ekosystemansatsen i miljöförvaltningen, inklusive havsförvaltningen, har lyfts som en lösning till dessa problem.[6]

Många beslutsprocesser kring förvaltning av marina miljöer och resurser är idag fortfarande baserade, uteslutande eller huvudsakligen, på naturvetenskap[1,2,15]. Ett tydligt exempel syns i Internationella havsforskningsrådets (International Council for Exploration of the Sea, ICES) rådgivande produkter som syftar till att förstärka en ekosystemansats, de så kallade *Ekosystemöversikterna* (*Ecosystem Overviews*). ICES är den äldsta och mest kända oberoende vetenskapliga organisationen som bidrar med kunskapsunderlag för havsförvaltning[29]. Det är till exempel ICES som ger vetenskapliga råd om den totala tillåtna fångstmängden (TAC) till stöd för EU:s gemensamma fiskeripolitik. Trots att syftet med denna rådgivande produkt är att bidra till ekosystemansatsen i förvaltningen av alla EU:s vatten har samhällsvetenskap knappt inkluderats i dessa. Kunskapsunderlaget i *Ekosystemöversikten om Östersjön* (2022) är, för att ta ett exempel, enbart baserad på naturvetenskap. Ordet "social" återfinns inte i texten, utan avgränsas till fisketryck, miljögifter, övergödning, jakt av säl och fåglar samt global uppvärmning. Alla dessa miljöaspekter är utan tvekan oerhört viktiga, men om samtidigt de sociala aspekterna, som kontext och behov av till exempel kustfisket och fiskekommunerna, går helt förlorade kan en integrerad ekosystemansats aldrig bli verklighet.

I detta kapitel tar vi upp exempel, från bland annat vår egen forskning, för att belysa problemen med en avsaknad av samhällsvetenskap i svensk marin förvaltning. Vi diskuterar även ljusglimtar, där svensk fiskeri- och havsförvaltning verkar ta hänsyn till samhällsvetenskapliga aspekter och därmed går mer i linje med en ekosystemansats. Vi avslutar med vad vi anser kan göras för att integrera samhällsvetenskap i svensk havsförvaltning.

Varför det behövs samhällsvetenskap i svensk fiskeriförvaltning

Utmaningen med ekosystemansatsen i förvaltning är att det finns ett behov av "att vårda människors och djurs hälsa *samtidigt* som man möjliggör matsäkerhet *samtidigt* som man stödjer marinbaserade ekonomier *samtidigt* som man bevarar och skyddar biologisk mångfald"[22]. Eftersom förvaltningen av naturresurser alltid är politiskt styrd, inte minst när det gäller havsfrågor, kan inte policy ses som neutral eller apolitisk (som Bebbington 2015 visar är policy och politik alltid sammantvinnade och gränsen därmed artificiell[5]). För att säkerställa att åtgärder i linje med ekosystembaserad förvaltning och målsättning överensstämmer med vad de berörda förutsättningarna tillåter och accepterar, måste det finnas en kartläggning av vem som behöver komma till tals, varför, och hur människor påverkas olika av förvaltningsbeslut[35]. För att kartlägga mångfalden av samhällsaktörer och de diverse samhällsprocesserna som är relevanta är det just samhällsvetare som har verktyg och kunskap i frågan, bland annat kvalitativa och kvantitativa undersökningsmetoder, en omfattande vetenskaplig litteratur som bidrar till ett jämförande perspektiv och förmågor såsom facilitering, kommunikation, konfliktanalys samt uppföljning och evaluering av förvaltningsåtgärder[32,35].

Låt oss ta en fråga som bör få mer uppmärksamhet när det kommer till debatten om hur ekosystemansatsen ska implementeras: huruvida det finns politiska eller organisatoriska hinder för dess användning i praktiken. Tam med flera (2024) argumenterar att styrning *(governance),* vilket betyder de "mekanismer och processer genom vilka makt och beslutsfattande tilldelas olika aktörer,"[35] kan förhindra operationaliseringen av ekosystembaserad förvaltning, EBF. Även här kan samhällsvetare bidra med analys på tidigare, nuvarande och framtida styrningsprocesser och dess potential och utmaningar för effektiv implementering av EBF.[35]

Ekosystemansatsen är inte ett effektivt förvaltningsverktyg för en hållbar fiske- eller havsförvaltning om policy på nationell nivå inte i tillräcklig utsträckning tar i beaktande en central fråga i marin samhällsvetenskap: land-hav relationer. Som Bennett[6] visar, kommer ekosystemansatsen i Sverige inte uppnå en förbättrad havsmiljö om inte alla myndigheter som är inblandade i havs-och-fiskefrågor har en gemensam förståelse för hur de olika sektorerna (t.ex., livsmedel, miljön, fisket) påverkar och/eller belastar miljön, och inte heller ha ett ansvar/krav för att samarbeta för att skapa en hållbar belastning. Här kan samhällsveten-

skapliga metoder komma till bra användning genom att analysera diskursen som används i policydokument, för att betona vilka materiella konsekvenser som kan uppstå när policy implementeras.

”Ekosystemansatsen kommer inte uppnå en förbättrad havsmiljö om inte alla myndigheter som är inblandade i havs-och-fiskefrågor har en gemensam förståelse för hur olika sektorer påverkar miljön.”

Ett annat område där samhällsvetenskap kan bidra till en ekosystemansats handlar om heterogena aktörer och det som i Århuskonventionen kallas för ”andra pelaren”; nämligen *allmänhetens rätt att delta i beslutsprocesser om miljön*. Århuskonventionen, vilken Sverige ratificerade 2005 och även EU har ratificerat, är en FN-konvention som handlar om tillgång till information, allmänhetens deltagande i beslutsprocesser och tillgång till rättslig prövning i miljöfrågor. Konventionen kräver att den svenska regeringen och myndigheter uppnår kraven på öppenhet, deltagande och information i miljöfrågor som konventionen ställer. Fiskeriförvaltning påverkas så klart av Århuskonventionen och det är samhällsvetenskapliga forskare som har kunskapen och metoderna som behövs för att kunna undersöka i vilken utsträckning våra myndigheter lever upp till de krav som ställs där. EU:s gemensamma fiskeripolitik, GFP, har inrättat så kallade rådgivande nämnder, Advisory Councils, AC, för att säkerställa transparens och deltagande av berörda aktör i beslutsprocesser. Medan nämnderna kan betraktas som ett steg i rätt riktning mot en situation där intressenter från fiskeriverksamheten mer direkt deltar i beslutsprocesser inom GFP:n, har de samtidigt visat svårigheter att adressera de värdebaserade sociala frågorna.[26,27,28]

Linke, Gillette & Jentoft (2022)[25] tittar på småskaliga och kustnära fiskares möjligheter att delta i beslutsfattandeprocesser i Sverige och EU. Denna publikation tar avstamp i en enkätstudie om representation av svenska fiskare i producentorganisationer[16] samt en kvalitativ undersökning av Advisory Councils som ger input till de årliga besluten om den totala tillåtna fångstmängden. Producentorganisationer, PO, har ett dubbelt ansvar i fiskeriförvaltningen:

1. att organisera förvaltning och implementering av (t.ex. svenska) fiskeriprodukter inom EU:s gemensamma marknad,
2. att fungera som väsentligt språkrör och kanal från fisket, upp till myndigheter inom Sveriges och EU:s fiskeripolitik. Advisory Councils i sin tur etablerades för att se till att alla berörda ”inblandas i policyfrågor i varje steg från början till slut.”[12 (s.6)]

Aktörer som påverkas av havsförvaltning ska ha möjlighet att diskutera olika förslag och ge råd till Europakommissionen inför beslut.

Studien visar att både producentorganisationer och Advisory Councils, de två institutioner som finns för deltagande av fiskare/fisket inom Sveriges och EU:s fiskeriförvaltning och beslutsfattande processer, inte är uppbyggda för att möjliggöra deltagande av det småskaliga och kustnära fisket. Svagheter i organisatoriska krav och design sätter käppar i hjulet. Till exempel, svenska producentorganisationer representerar disproportionellt de storskaliga intressena och klarar inte av att attrahera och representera det småskaliga, kustnära yrkesfisket. Detta är en konsekvens av flera faktorer, däribland;

a) ett toppstyrt införande av producentorganisationer i det svenska fisket genom EU-direktiv (vilka upplöste tidigare, mer inkluderande organisationer för det svenska fisket),

b) en prioritering av marknadsstyrning i stället för fokus på demokratisk deltagande,

c) icke-nödvändiga politiska och ekonomiska krav som begränsar det småskaliga fiskets möjlighet att skapa en egen organisation.

Sverige hamnar i ett paradoxalt läge, där värdet av det kustnära fisket och dess sociala-ekonomiska betydelse för kustkommuner och samhället i stort lyfts fram i policys och regelverk, både från svenska myndigheter (Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket), och även blir tydligt på EU-nivå (EU-kommissionen), samtidigt som kustfiskare själva upplever att deras intressen inte beaktas och att de inte har någon röst gentemot de institutioner som styr deras verksamhet (det vill säga svenska staten och EU). Resultaten blir att det existerande förvaltningssystemet, både inom Sverige och på EU-nivå, gör att de som är mest marginaliserade och maktlösa inte inkluderas. I praktiken förstärker systemet de som redan har mest makt och resurser.

Vi har lyft några exempel som belyser hur svensk fiskeri- och havsförvaltning behöver samhällsvetenskap för att kunna uppnå en ekosystemansats. Det är samhällsvetenskaplig forskning som kan kartlägga vem och vad som berörs i havsförvaltning, hur processer ser ut i dagsläget och vad som behöver förbättras. Vi vänder oss nu till exempel som visar ljusglimtar eller positiv utveckling mot implementeringen av ekosystemansatsen i Sverige.

Ljusglimtar i svensk fiskeriförvaltning

Ett exempel där vi ser en positiv trend mot integrering av samhällsvetenskap i ekosystembaserad havsförvaltning är i användningen av den så kallade smultronmetoden, i en kartläggning av marint friluftsliv i Göteborg, Orust och Uddevalla[36]. Smultronmetoden är en metod för att identifiera ställen med högt friluftsvärde i ett visst område genom att samla in data från intressenter som bor eller vistas i området. Detta kan ses som en typ av medborgarforskning där personer inte behöver ha en viss typ av kunskap eller politisk eller ekonomisk status för att den ska räknas som relevant och viktig i beslutsfattande. Smultronmetoden är ett verktyg som synliggör lokala förutsättningar och mångfalden av värden i frågan. I 8+ fjordar-området längst Bohuskusten, där det pågår ett pilotprojekt om EBF, finns intresse för fortsatt användning av den här metoden för att uppnå en ekosystemansats. Exempelvis genom att intervjua äldre personer som bor i området, för att samla perspektiv från invånare om förändringar över tid.

En annan ljusglimt är att svensk policy och lagstiftning relaterad till fiske och havet banar väg för implementeringen av en ekosystemansats.[18] Enligt Fiskelagen (1993:787 19 §) får den myndighet som regeringen beslutar – det vill säga Havs- och vattenmyndigheten – fatta beslut om vilka fiskemetoder eller fiskeredskap som får användas i svenska vatten. Det står i *Handlingsplanen för utveckling av svenskt yrkesfiske 2021–2026* (som tillhör strategin för svenskt fiske och vattenbruk 2021–2026)[19] att vissa redskap som används i det småskaliga fisket gynnar miljön och ökar andelen av fångsten som lagligt kan användas till humankonsumtion[19]. Denna insikt tar såväl det miljömässiga som det samhällsmässiga i beaktande och länkar det som sker på hav med det som äger rum på land. Att avgränsa fisket i vissa områden till ett sådant som bedrivs med nämnda redskap ingår i Havs- och vattenmyndighetens mandat. Att fatta beslut som gynnar ett småskaligt fiske passar också mycket bra överens med Havs- och vattenmyndighetens arbetsuppgifter, enligt regeringsbeslutet M2020/02115 och M2022/02369 (delvis), inte minst när det gäller Agenda 2030, ekosystembaserad fiskförvaltning och hållbart nyttjande och förvaltning av fiskresurser.[18]

Även om möjligheten finns för implementering av policy, strategier och handlingsplaner som främjar EBF genom ett integrerat social-ekologiskt systemperspektiv, finns det sällan med i de praktiska besluten. Stöd från myndigheternas sida för det småskaliga fisket och kustkommuner som är beroende av fisket är iögonfallande lågt[30,25]. Även EU-fonder som är avsedda för att stödja ”ett småskaligt kustnära fiske” i samband med landsbygdsutveckling används ofta i andra syften.[18,26]

Vad som behövs för att bättre integrera samhällsvetenskap i svensk fiskeriförvaltning

Svensk fiskeriförvaltnings bild av yrkesfisket och hur det påverkar yrkesfiskare och fisket är ett område där kunskapen om det sociala brister. Exempelvis har konventionell fiskeriförvaltning mest betonat lönsamhet och vinster som den stora drivkraften hos yrkesfiskare, inte bara i Sverige utan världen runt. Våra undersökningar visar dock att det finns flera andra drivkrafter hos yrkesfiskare som ibland till och med är viktigare än lönsamhet[2,3,17]. Nationalekonomisk forskning visar att många svenska yrkesfiskare är ”icke-lönsamma”,[37] eftersom de inte drar in lika stora företagsekonomiska vinster eller skatteintäk-

Foto: Marie Svärd

ter såsom det storskaliga (pelagiska) fisket gör. Det kan vara svårt, om inte obegripligt, att förstå varför de fortsätter, om vi inte vidgar perspektivet och tänker på annat än just ekonomi. Som flera yrkesfiskare betonade i våra samtal; ”en yrkesfiskare behöver inte skitmycket pengar eller en jättestor lön”[17]. Så länge man kan försörja sig vill man fortsätta, eftersom det finns ”så många andra värden”[17]. Man gillar att vara ute till havs, uppskattar möjligheten att använda sin miljömässiga- och yrkesmässiga kunskap och har en stor förmåga att lösa problem och hantera utmaningar. Yrkesfiskarna vill leverera mat till svenska tallrikar, fortsätta utföra ett yrke som ens familj har ägnat sig åt under flera generationer. Inte minst vill man ”ta hand om fisken.” Som en yrkesfiskare förklarade, ”jag ser det litegrann som vinster i välfärden – hur mycket profit ska du få ta på välfärden? Och jag ser det på samma sätt här; hur mycket profit ska du få ta på ekosystemet?”

Om vi förvaltar fisket med enbart den vinstdrivande yrkesfiskaren i åtanke riskerar vi att slå ut de fiskare som värnar miljö och hållbarhet samt tillåter och uppmuntrar en yrkesfiskarkår att odelat tänka utifrån ekonomiska aspekter.

Exemplet ovan betonar vikten av att hitta andra system för att mäta värden relaterat till havet, som inte enbart är kopplade till en ekosystemtjänst eller ett ekonomiskt perspektiv. Vi ser ett behov av att kunna mäta lokala värden för kustkommunerna olika[13]. Det finns andra värden än de rent ekonomiska, de så kallade mjuka värden, som borde vägas in mycket mer i beslutsfattandet än vad det gör idag. I en nylig utkommen publikation visar Bavinck m.fl. (2024)[4] behovet att inkludera värdet av sysselsättningen i fiskeriförvaltningen i olika globala kontexter. Detta kan, i form av konceptet *Maximum Sustainable Employment*, MSE, komplementeras med de redan existerande målsättningar i fiskeriförvaltning som *Maximum Sustainable Yield*, MSY eller *Maximum Economic Yield*, MEY, och därmed bidra till att sociala och samhälleliga aspekter inkluderas i nuvarande förvaltningssystem.

Investering i förbättring av existerande förvaltningsmodeller behövs för att hitta mekanismer som kan förverkliga de komplexa miljömålen ett samhälle står inför.[32] Tam m.fl. (2024)[35] konkluderar med hänsyn till samhällsvetenskaplig forskning att ett nyckelproblem ligger i existerande forskningspolicys som inte stödjer samarbete över ämnesgränser. Exempelvis finns ett problem med att trans-och tvärvetenskapliga forskningsgrupper inte skapas från början i en EBF-process, eller på ett integrerat sätt som balanserar både natur- och samhällsvetenskap. Efterfrågan på samhällsvetenskapliga kompetenser inom fiske- och havsförvaltning borde vara stor nog för att eventuellt kunna implementera ekosystemansatsen. Exempelvis handlar EBF om att förvalta människor i relationen till havet, vilket kräver samhällsvetare för att kunna kartlägga och analysera komplexa och konkurrerande värden/intressen, interaktioner mellan människor och naturen samt styrningsmekanismer som påverkar samhället och miljön. Men det finns fortfarande mycket kvar att göra i svensk, och även internationell kontext, för att kunna bygga upp infrastrukturen för att bättre integrera sociala aspekter – och därmed de samhällsvetenskapliga disciplinerna i frågor som berör havet.

Referenser

1. Alexander K.A. & Kelling I. (2024). *Social sustainability in seafood systems: a rapid review*. Cambridge Prisms: Coastal Futures, 2, e1, 1–8 https://doi.org/10.1017/cft.2023.31.
2. Arias Schreiber, M., & Gillette, M.B. (2021). *Neither Fish Nor Fowl: Navigating Motivations for Fisheries Participation and Exit in Sweden.* Society & Natural Resources 34, 1019–1037. https://doi.org/10.1080/08941920.2021.1925381.
3. Arias Schreiber, M., & Gillette, M. B. (2023). *Re-conceptualizing coastal fisheries conflicts: A Swedish case study.* Maritime Studies, 22(3), 27. https://doi.org/10.1007/s40152-023-00317-1.
4. Bavinck, M., Scholtens, J., & Fabinyi, M. (2024). *Maximum sustainable employment: Adding to the beacons of wild fisheries governance.* Fish and Fisheries, 00, 1–11. https://doi.org/10.1111/faf.12829.
5. Bebbington A. (2015). *At the boundaries of la política: political ecology, policy networks and moments of government.* In: Tom Perreault, Gavin Bridge and James McCarthy THE ROUTLEDGE HANDBOOK OF POLITICAL ECOLOGY. Routledge: London & New York.
6. Bennett, J. (forthcoming). *‘A watered-down solution?’ Deconstructing the ecosystem approach in Swedish policy affecting fisheries management.* Maritime Studies.
7. Berkes, F. (2012). *Implementing ecosystem-based management: Evolution or revolution?: Implementing ecosystem-based management.* Fish and Fisheries, 13(4), 465–476. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00452.x

8. Berkes, F. (2021). *Toward a new social contract: Community-based resource management and small-scale fisheries.* TBTI.

9. Cormier, R., Kelble, C. R., Anderson, M. R., Allen, J. I., Grehan, A., & Gregersen, Ó. (2017). *Moving from ecosystem-based policy objectives to operational implementation of ecosystem-based management measures.* ICES Journal of Marine Science, 74(1), 406–413. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw181

10. DeLauer, V. (2009). Judith A. Layzer (Ed): *Natural Experiments: Ecosystem-Based Management and the Environment:* MIT Press, Cambridge, 365 pp. (2008). Human Ecology, 37(2), 251–252. https://doi.org/10.1007/s10745-009-9229-2

11. Directive 2014/89/EU. *Establishing a framework for maritime spatial planning.* (2014). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014L0089&from=EN.

12. EC (2002) *Council Regulation 2371/2002 on the Conservation and Sustainable Exploitation of Fisheries Resources under the Common Fisheries Policy*. Off. J. Eur. Comm. L 358: 59-79.

13. Evans L.S., Buchan P.M., Fortnam M., Honig M. & Heaps L. (2023). *Putting coastal communities at the center of a sustainable blue economy: A review of risks, opportunities, and strategies.* Front. Polit. Sci. 4:1032204. doi: 10.3389/fpos.2022.1032204.

14. EU (2021) Regulation (EU) 2021/1139 of the European Parliament and of the Council of 7 July 2021 establishing the European Maritime, Fisheries and Aquaculture Fund and amending Regulation (EU) 2017/1004.

15. Gilek, M., Saunders, F., & Stalmokaitė, I. (2018). *The Ecosystem Approach and Sustainable Development in Baltic Sea Marine Spatial Planning: The Social Pillar, a 'Slow Train Coming.'* In D. Langlet & R. Rayfuse (Eds.), The Ecosystem Approach in Ocean Planning and Governance (pp. 160–194). Brill | Nijhoff. https://doi.org/10.1163/9789004389984_007.

16. Gillette, M.B., Arias Schreiber, M., Tschernij, V., Lundin, M., & Siegrist, N. (2020). *Hur mår den svenska yrkesfiskaren?* En enkät undersökning om fiskelicensinnehavare, 2019. University of Gothenburg, Göteborg.

17. Gillette, M. B., Arias Schreiber, M., & Siegrist, N. (2022). *Sweden's good fishers: Skills and values in a transforming social-ecological field.* Kritisk Etnografi - The Swedish Journal of Anthropology, 5(1–2), 37–58.

18. Gillette M. B., Bennett, J. & Arias Schreiber, M. (2024). *Implementing the SSF Guidelines in Sweden: An investigation of law and policy from EU to local levels.* In Unlocking Legal and Policy Frameworks for Small-Scale Fisheries: Global Illustrations, J. Nakamura, R. Chuenpagdee & S. Jentoft, eds. Springer International Press.

19. Havs- och vatten myndigheten, & Jordbruksverket. (2021). *Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021–2026 – friska ekosystem och hållbart nyttjande.* Havs- och vatten myndigheten & Jordbruksverket. https://www2.jordbruksverket.se/download/18.3258773a179c55014dd4490d/1622622996825/ovr598.pdf

20. ICES. (2022). *Baltic Sea Ecoregion – Ecosystem overview* [Report]. ICES Advice: Ecosystem Overviews. https://doi.org/10.17895/ices.advice.21725438.v1

21. ICES. (2023). ICES Ecosystem Overviews Technical Guidelines. Version 4. *ICES Guidelines and Policies - Advice Technical Guidelines.* 24 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.22059803

22. Judd, A., & Lonsdale, J.A. (2021). *Applying systems thinking: The Ecosystem Approach and Natural Capital Approach – Convergent or divergent concepts in marine management?* Marine Policy, 129, 104517. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104517. (citat från s.2, betoningen i original)

23. Kearney, J. F., Berkes, F., Charles, A., Pinkerton, E., & Wiber, M. (2007). *The role of participatory governance and communitybased management in integrated Coastal and Ocean management in Canada.* Coastal Management, 35: 79–104.

24. Kirkfeldt, T. S. (2019). *An ocean of concepts: Why choosing between ecosystem-based management, ecosystem-based approach and ecosystem approach makes a difference.* Marine Policy, 106, 103541. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103541

25. Linke, S., Boyd Gillette, M. & Jentoft, S. (2022). *Institutionalizing injustice? Aligning governance orders in Swedish small-scale fisheries.* In: Svein Jentoft, Ratana Chuenpagdee, Alicia Said and Moenieba Isaacs (eds) Blue Justice: Small-Scale Fisheries in a Sustainable Ocean Economy. Springer Mare Series.

26. Linke, S. & Jentoft, S (2013). "*A communicative turnaround: Shifting the burden of proof in European fisheries governance.*" Marine Policy 38: 337-345.

27. Linke, S. & Jentoft, S. (2014). *"Exploring the phronetic dimension of stakeholders' knowledge in EU fisheries governance."* Marine Policy 47: 153-161.

28. Linke, S. & Jentoft, S. (2016). *"Ideals, realities and paradoxes of stakeholder participation in EU fisheries governance."* Environmental Sociology 2: 144 - 154.

29. Linke, S., Nielsen, K.N., & Ramirez-Monsalve, P. (2023). *Advisory roles and practices in an ICES context.* Marine Policy 148, doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105469

30. Linke, S. & Siegrist, N. (2023). *Aligning top-down and bottom-up modes of governance? How EU Fisheries Local Action Groups support small-scale fisheries and coastal community development in Sweden.* Sociologia Ruralis 2023,1-20, DOI: 10.1111/soru.12452;

31. Miljömålsberedningen. (2020). *Havet och Människan.* SOU 2020:83.

32. Partelow, S., Schlüter, A., Ban, N. C., Batterbury, S., Bavinck, M., Bennett, N. J., Bleischwitz, R., Blythe, J., Bogusz, T., Breckwoldt, A., Cinner, J. E., Glaser, M., Govan, H., Gruby, R., Hatje, V., Hornidge, A.-K., Hovelsrud, G. K., Kittinger, J. N., Kluger, L. C., … Villasante, S. (2023). *Five social science intervention areas for ocean sustainability initiatives.* Npj Ocean Sustainability, 2(1), 24. https://doi.org/10.1038/s44183-023-00032-8

33. Salmi P, Linke S, Svels, K. and Siegrist N (2022) *A new hope for small-scale fisheries through local action groups? Comparing Finnish and Swedish experiences.* MAST https://doi.org/10.1007/s40152-022-00269-y.

34. Tafon, R. V. (2018). *Taking power to sea: Towards a post-structuralist discourse theoretical critique of marine spatial planning.* Environment and Planning C: Politics and Space, 36(2), 258–273. https://doi.org/10.1177/2399654417707527

35. Tam, J. C., Parlee, C. E., Campbell-Miller, J., Bellanger, M., Bentley, J., Pourfaraj, V., Andrews, E. J., Eger, S. L., Cook, A. M., & Beaulieu, G. (2024). *Expanding the scope and roles of social sciences and humanities to support integrated ecosystem assessments and ecosystem-based management.* ICES Journal of Marine Science, 81(1), 22–42. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad172. Citat från s. 30

36. Thor, P., Olsson, K., Wennhage, H., Lundström, K., Sköld, M., Belgrano, A., Åhlund, M., Uddén, J., Tomczak, M., Magnusson, K., & Svensson, F. (2023). *Marina miljön i 8+fjordar – nuvarande kunskap om ekosystemet och de mänskliga belastningarna.* Department of Aquatic Resources, Swedish University of Agricultural Sciences. https://doi.org/10.54612/a.utn1p1g09m.

37. Waldo, S., & Blomquist, J. (2020). *Var är det lönt att fiska? En analys av fisket i svenska regioner* (2; Fokus 2020, pp. 1–23). Agrifood Economics Centre.

SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER I HAVSMILJÖARBETET

Jesper Stage är professor i nationalekonomi vid Luleå tekniska universitet och forskar om miljö- och naturresursekonomi. Undersöker samhällsekonomiska aspekter på svensk havs- och vattenförvaltning och sitter bland annat med i Bottenvikens vattendelegation och i några av Internationella havsforskningsrådets (ICES) arbetsgrupper.

Rätt utformade och rätt använda kan samhällsekonomiska analyser vara ett viktigt hjälpmedel i havsmiljöarbetet. Begreppet används dock på många olika sätt i praktiken och analyser görs ibland på sätt som inte lever upp till vedertagen praxis. I denna text diskuteras vad som menas med en samhällsekonomisk analys och några av de saker som bör finnas med för att en sådan ska göra nytta i havsmiljöarbetet.

Foto: Marie Svärd

Samhällsekonomiska analyser kan vara ett viktigt hjälpmedel i bedömning, utvärdering och uppföljning av de styrmedel och fysiska åtgärder som används i havsmiljöarbetet. Sådana analyser kan exempelvis användas för att analysera olika styrmedels måluppfyllelse och kostnadseffektivitet, och kan också användas för att uppskatta det samhällsekonomiska värdet av miljöförbättringar i havet som följer, eller förväntas följa, av en viss åtgärd. Behovet av samhällsekonomiska analyser på miljöområdet lyfts också fram i miljölagstiftningen, både på EU-nivå och på nationell nivå. EU:s ramdirektiv för vatten nämner exempelvis principer om att förorenaren ska betala; krav på att synliggöra värdet av havsresurser; att välja den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder; samt att genomföra kostnads-nyttoanalyser genom att kvantifiera olika åtgärders kostnader och nytta. Både på EU-nivå och på nationell nivå finns med andra ord en uttalad ambition från politiskt håll att samhällsekonomisk analys ska användas i havsmiljöarbetet.

Vad som avses med en samhällsekonomisk analys uttrycks dock inte alltid särskilt tydligt i EU-rättsliga eller nationella författningar. En följd av detta har blivit att begreppet samhällsekonomisk analys ofta definieras på olika sätt i olika sammanhang. Det är inte i sig ett problem – begreppet samhällsekonomisk analys täcker ett brett spann av analysmetoder och angreppssätt. Det kan dock bli ett problem om det leder till en bild av att samhällsekonomisk analys kan vara lite vad som helst; det finns en omfattande akademisk forskning om olika typer av samhällsekonomiska analyser och en omfattande praxis för hur sådana analyser bör utföras, och när myndigheter eller andra utövare genomför samhällsekonomiska analyser bör de förhålla sig till denna forskning och denna praxis. Annars finns exempelvis risk att de analyser som görs kan vara behäftade med metodfel som hade gått att undvika om praxis hade följts, och att analyserna därför inte bidrar så mycket till havsmiljöarbetet som de hade kunnat göra.

Några utgångspunkter för samhällsekonomisk analys

En enkel genomgång av några av de grundläggande utgångspunkterna för samhällsekonomisk analys kan illustrera ett par viktiga aspekter som bör finnas med.

Ekonomi är att välja

En viktig utgångspunkt för samhällsekonomisk analys är att vi lever i en värld med begränsade resurser och att olika aktörer väljer mellan olika alternativ för att utnyttja dessa begränsade resurser på ett så bra sätt (för dem) som möjligt. I Sverige och många andra länder fattas många av de ekonomiska besluten i samhället av decentraliserade aktörer; hushåll och företag. Offentliga institutioner (staten, kommuner, myndigheter osv.) är samtidigt också viktiga aktörer; dessa beslutar bland annat om hur lagar och andra regleringar, inklusive miljöpolitiska lagar och regleringar, ska utformas och inte minst om hur de ska implementeras och följas upp.

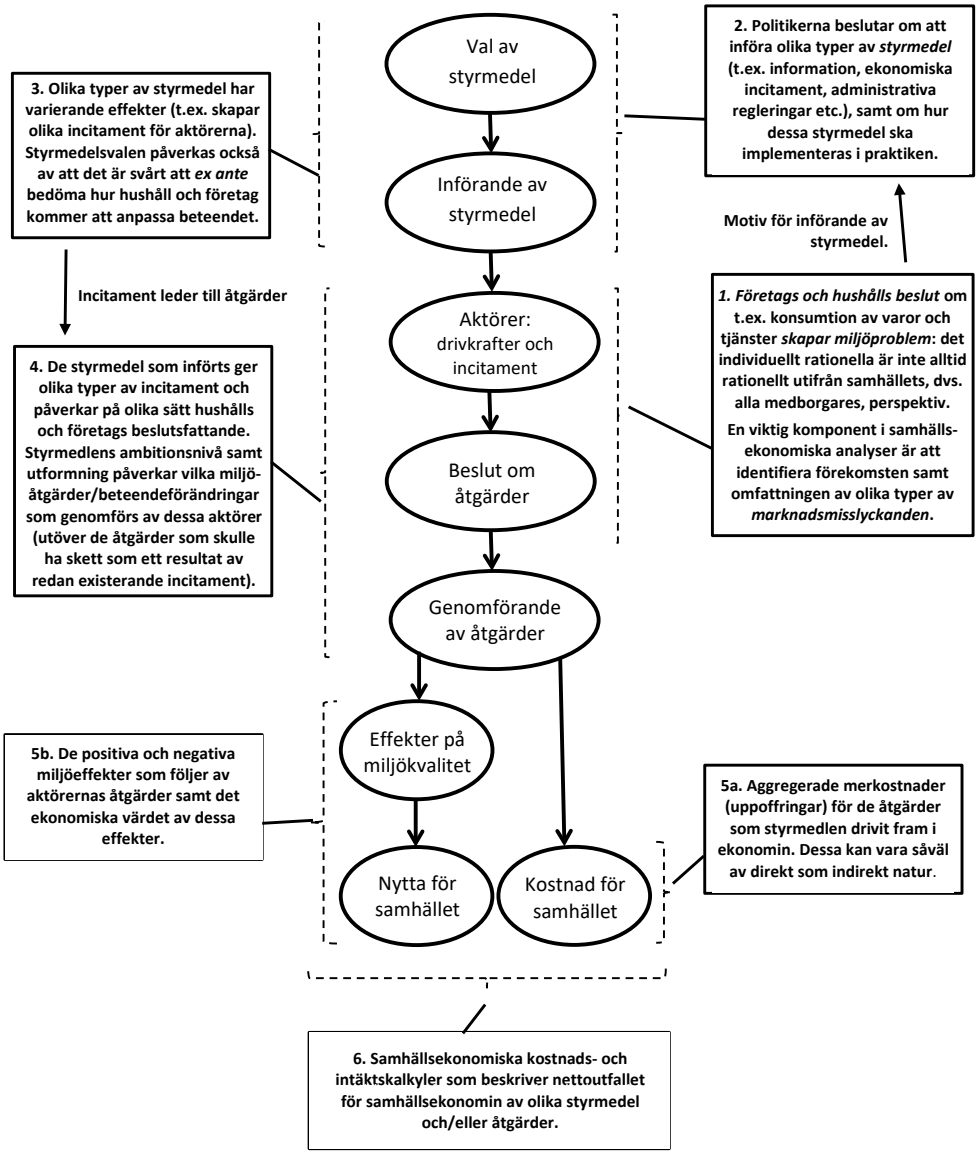
Hushåll och företag, och deras beslutsfattande, står i centrum för Figur 1[1]. Figuren kan läsas på flera sätt. Kedjan i mitten visar policyprocessen från de offentliga beslutsfattarnas perspektiv, från det att styrmedel väljs till det att deras effekter kan bedömas. De numrerade rutorna visar i stället processen från aktörernas perspektiv, där numreringen följer processen från det att aktörer som hushåll och företag orsakar miljöproblem, via att dessa miljöproblem leder till policyåtgärder som styrmedel, via de effekter som styrmedlen i sin tur får på hushålls och företags beteende och slutligen till de samhällsekonomiska utfallen av dessa förändrade beteenden.

I de flesta fall bygger samhällsekonomiska analyser på ett antagande om att hushåll och företag fattar rationella beslut. I detta ingår framför allt att de inför varje beslut jämför de fördelar (nytta, vinst etc.) och de nackdelar (pris, produktionskostnader, tidsåtgång etc.) som är förknippade med olika val, och att de – huvudsakligen eller uteslutande – gör sådana val där (de upplevda) fördelarna överstiger uppoffringarna.

Fakta

Bland annat beteendeekonomisk och psykologisk forskning analyserar ofta situationer där företag och/eller hushåll på olika sätt avviker från ett helt rationellt beteende, så kallade begränsad rationalitet där hushåll eller företagsanställda exempelvis begränsas av sin kognitiva förmåga att hantera information. Sådan forskning kan också bidra till en förståelse av hur styrmedel kan utformas för att påverka beteenden.

Redan här ser vi en viktig aspekt som måste finnas med i en bra samhällsekonomisk analys: det bör finnas någon form av val mellan olika alternativ, och den samhällsekonomiska analysen bör jämföra de olika alternativen. När det inte finns något explicit jämförelsealternativ är det många gånger svårt att göra en meningsfull tolkning av resultatet i analysen. Ett exempel är att om ett fiskbestånd överfiskas kan fisket



Figur 1: Samhällsekonomiska analyser: utgångspunkter och utfall. Källa: Söderholm et al. (2015).

på det beståndet tillfälligt ha höga förädlingsvärden (bidrag till bruttonationalprodukten, BNP) och hög sysselsättning, men de höga siffrorna säger i så fall inte något positivt om tillståndet i fisket. En uttrycklig jämförelse med hur ekonomi och ekosystem skulle sett ut (på kort och lång sikt) med en annan reglering av fisket kan i det läget vara mer informativ än att bara konstatera att fisket just nu har hög lönsamhet och sysselsätter mycket arbetskraft.

Samhället är vi alla

Med ”samhälle” menas, i samhällsekonomisk analys, alla aktörer (hushåll, företag, offentliga aktörer) i det samhälle som studeras, exempelvis Sverige eller i någon annan väl definierad region. Samhällsekonomiska analyser handlar ofta om att förstå de totala effekterna av de beslut som dessa aktörer fattar, men för att förstå utfallet i aggregerade termer behöver vi också kunskap om vilka incitament och drivkrafter de enskilda aktörerna har för att såväl ge upphov till som att åtgärda/undvika (dvs. bidra till att reducera) olika negativa miljöeffekter.

Här ser vi ytterligare en grundläggande aspekt som bör finnas med i en bra samhällsekonomisk analys; den samhällsekonomiska analysen bör beakta effekter på alla de aktörer som ingår i det samhälle som studeras. Att exempelvis bara beakta effekter på offentliga budgetar, eller att bara beakta effekter på aktörer i en viss bransch men inte effekter på aktörer utanför branschen, kommer sällan att ge en meningsfull samhällsekonomisk analys. Sådana sektoriella bedömningar ger i regel inte heller ett bra underlag för ekosystembaserad förvaltning mer generellt[2]. För att ekosystembaserad förvaltning ska ha bra beslutsunderlag krävs, på samma sätt som för samhällsekonomiska analyser, ett bredare perspektiv där effekter på alla sektorer i samhället och på alla delar av de berörda ekosystemen beaktas.

Det ekonomiska synsättet på miljöproblem

Hushåll och företag kan ge upphov till miljöproblem på en rad olika sätt (steg 1 i Figur 1), exempelvis genom att efterfråga varor och tjänster som i sin produktion genererar miljöfarliga utsläpp och avfall som (direkt eller indirekt) innebär en kostnad för andra aktörer i samhället. Sådana oavsiktliga sidoeffekter av konsumtion eller produktion kallas inom nationalekonomi för negativa externa effekter, och innebär att några av de kostnader som ett enskilt beslut leder till för samhället, inte beaktas av den enskilde aktören. Dessa externa kostnader – som skador på havsmiljön – drabbar tredje part (exempelvis andra hushåll eller företag) som inte kompenseras på något sätt. Vi får därför en situation där det som är rationellt utifrån den enskilde aktörens perspektiv inte sammanfaller med det som är rationellt utifrån hela samhällets perspektiv. Eftersom miljökostnaderna inte synliggörs för, eller betalas av, de aktörer som orsakar dem så genereras ofta för höga mängder av exempelvis utsläpp och avfall jämfört med vad som hade varit önskvärt utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. På havsmiljöområdet ser vi exempelvis övergödning från jordbruket liksom utsläpp från kommunala reningsverk, där den enskilde bonden eller kommunen inte beaktar de kostnader som den orsakar för andra. Överfiskning kan också ses som ett exempel på en extern effekt där den enskilde fiskaren inte ser de kostnader som ett minskat fiskbestånd kommer att innebära för andra fiskare.

Eftersom det inte finns någon garanti för att decentraliserade beslut av hushåll och företag leder till att negativa miljöeffekter beaktas fullt ut behövs miljöpolitik. En viktig uppgift för samhällsekonomiska analyser på miljöområdet är att identifiera förekomsten samt omfattningen av sådana externa effekter i den decentraliserade ekonomin. Utan en god kunskap om på vilka grunder olika aktörer fattar beslut (med en direkt eller en indirekt miljöpåverkan) är det svårt att i ett senare steg utforma styrmedel som på ett ”träffsäkert” sätt adresserar de externa effekter som utgör orsaken till miljöproblemens uppkomst.

Här ser vi ytterligare en viktig aspekt på samhällsekonomiska analyser av miljöproblem: det bör finnas en förståelse av vad det är som gör att aktörer beter sig på ett oönskat sätt. I regel kommer det att röra sig om att priset för någon miljökostnad är satt för lågt eller att det inte finns något pris alls. Om fiskare, som är beroende av ett fiskbestånds fortlevnad för sin inkomst, ändå överfiskar talar det exempelvis för att den rådande fiskförvaltningen gör dagens fångster mer värdefulla för den enskilde fiskaren än de framtida fångster som skulle bli möjliga med ett större fiskbestånd. Det kan bero på att fiskförvaltningens utformning gör att fiskaren ändå inte vet hur stor glädje den skulle få av de framtida fångsterna[3]. Det kan i sin tur tala för att det kan finnas anledning att ändra fiskförvaltningen så att framtida fångster blir mer värdefulla för den enskilde fiskaren, exempelvis genom system med överförbara fiskerättigheter där fiskare garanteras andelar i framtida fångster.

Det kan finnas beteendeekonomiska och psykologiska faktorer som gör att hushåll eller företag av oförstånd eller okunskap agerar mot sitt eget bästa. En analys där hela resonemanget bygger på att analytikern förstår hushållens eller företagens bästa bättre än vad de själva gör är dock, i praktiken, ofta en analys som haltar. Problemet är då många gånger snarare att analytikern har en för dålig förståelse av den situation som hushållen eller företagen i fråga verkar i.

Styrmedel och åtgärder för att minska miljöproblem

Ur ekonomisk synvinkel handlar utformningen av miljöpolitiska styrmedel (steg 2 i Figur 1) ofta om att på olika sätt – exempelvis genom en utsläppsreglering eller en skatt på utsläpp eller avfall – synliggöra de externa miljökostnaderna så att dessa beaktas i företagens och hushållens beslutsfattande. Det innebär att styrmedelsutformning i stor utsträckning går ut på att skapa rätt incitament och förutsättningar för hushåll och företag att åtgärda (eller undvika) miljöproblem genom ändrade konsumtions- och produktionsmönster.

I detta sammanhang är det viktigt att skilja på styrmedel å den ena sidan och åtgärder å den andra. Styrmedel är politiska verktyg för att skapa drivkrafter och incitament för beslut om konkreta (fysiska) åtgärder som ger en reducerad miljöpåverkan (se Figur 1). Åtgärder är därmed de konkreta handlingar som aktörernas beslut mynnar ut i (exempelvis en reducerad användning av konstgödsel), och styrmedlen syftar till att förverkliga dessa handlingar.

I en bra samhällsekonomisk analys av ett styrmedel eller en åtgärd för att minska ett miljöproblem bör det med andra ord ingå en analys av vem som ska bete sig annorlunda (och därmed göra annorlunda val) än tidigare för att problemet ska minska, och vad det är i styrmedlet eller åtgärden som kommer att få de aktörerna att faktiskt bete sig annorlunda.

Ingen kan veta allt

När offentliga aktörer beslutar om styrmedel måste en rad olika val göras (steg 3 och 4 i figur 1), exempelvis mellan vilka styrmedel som ska introduceras (skatter, teknikkrav, information osv.), hur dessa ska utformas

i detalj (exempelvis skattenivåer, implementering etc.), samt vilka aktörer i samhället som ska beröras av styrmedlen (inklusive eventuella undantagsregler etc.). Hur alla dessa frågor besvaras samt hanteras kommer i sin tur att påverka vilka fysiska åtgärder som genomförs samt vilka effekterna på miljön blir. En skatt på utsläpp leder exempelvis med stor sannolikhet till andra incitament – och därför också till att en annorlunda mix av åtgärder genomförs – jämfört med om miljöpolitiken baseras på specifika teknikkrav.

En viktig utmaning för de offentliga beslutsfattarna är att de aktörer som de reglerar nästan alltid har bättre information om sin egen verksamhet än vad de offentliga beslutsfattare som reglerar dem har. De företag som regleras vet normalt mer om hur de kan ändra sitt produktionsbeteende som respons på nya regleringar – för att minska sin miljöpåverkan, för att kringgå regleringarna, eller både och. Detta gäller för en lång rad företag som påverkar havsmiljön, både yrkesfiskare och företag som släpper ut olika typer av föroreningar i havet. Ofta har företagen också liten anledning att förmedla denna kunskap till myndigheterna. Detta kunskapsövertag har viktiga implikationer för såväl styrmedelsutformning som för bedömningar av styrmedels effekter. Inte minst innebär det svårigheter för myndigheterna att i förväg bedöma vilka (additionella) åtgärder som kommer att genomföras av olika aktörer om ett visst styrmedel införs.

I en samhällsekonomisk analys av ett styrmedel bör det med andra ord ingå en uppskattning av hur de påverkade aktörerna kan väntas reagera på styrmedlet, givet att de offentliga aktörer som inför styrmedlet inte har samma information som de aktörer som de reglerar med styrmedlet. Det är därmed viktigt att försöka räkna ut vilka nya incitament som styrmedlet i fråga kommer att skapa. Ur ekosystemperspektiv är det exempelvis viktigt att ta hänsyn till att en hårdare reglering av fisket på en art kan skapa incitament att fiska mer på andra arter – och därmed riskera ökad överfiskning av andra arter – och kanske också (om kontrollen är bristfällig) att rapportera fångster felaktigt, så att fångster av en art redovisas som fångster av en annan.

Viktiga saker ska räknas med, men inte dubbelräknas

I samhällsekonomiska analyser är ofta de aggregerade effekterna på samhället som helhet i fokus. De aggregerade effekterna består av två komponenter, kostnader och nytta/intäkter, och detta illustreras i steg 5 och 6 av Figur 1.

För det första måste vi aggregera merkostnaderna för alla de åtgärder som styrmedlen stimulerar fram. De samhällsekonomiska merkostnaderna av miljöåtgärder kan vara såväl direkta som indirekta. För ett företag kan de direkta merkostnaderna exempelvis utgöras av ny utrustning, kostnader för administration (inklusive ny personal), produktionsstörningar, och dyrare insatsvaror. De indirekta kostnaderna uppstår som ett resultat av att miljöpolitiken kan tränga undan produktiva investeringar i realkapital och innovation, och på så sätt exempelvis försämra företagens långsiktiga lönsamhet. Det är samtidigt viktigt att betona att eftersom vi lever i en värld med begränsade resurser så bör en kostnad ses som en kostnad. Det kan tyckas självklart, men trots att det i Sverige råder arbetskraftsbrist i en lång rad branscher och i stora delar av landet så är det fortfarande vanligt att det lyfts fram som något positivt att ett styrmedel eller en åtgärd väntas förbruka mycket arbetskraft[4]. Det borde snarare lyftas fram att den arbetskraften i regel hade kunnat arbeta med annat och att den då kunde ha bidragit till att uppfylla andra viktiga samhälleliga behov.

”Eftersom miljöproblemen ofta beror på att priser saknas eller är felsatta kommer den samhällsekonomiska nyttan av miljöpolitik sällan gå att mäta med existerande marknadspriser. I stället är det ofta nödvändigt att uppskatta värdet av miljöförbättringar indirekt.”

För det andra måste vi uppskatta den samhällsekonomiska nytta som den förbättrade miljökvaliteten för med sig. Eftersom miljöproblemen, med ett nationalekonomiskt synsätt, ofta beror på att priser saknas eller är felsatta så kommer den samhällsekonomiska nyttan av miljöpolitik sällan att gå att mäta med existerande marknadspriser. I stället är det ofta nödvändigt att uppskatta det samhällsekonomiska värdet av miljökvalitetsförbättringar indirekt.

Denna värdering kan skilja sig åt väsentligt beroende på de specifika förutsättningarna som gäller i enskilda fall, men en grundläggande förutsättning är

naturligtvis att miljön faktiskt blir bättre som följd av styrmedlet eller åtgärden och att denna förbättring har ett värde för någon aktör i samhället. Det är också viktigt att – på samma sätt som i ekosystembaserad förvaltning generellt – anlägga ett helhetsperspektiv och beakta att samhällsekonomiska nyttor av en miljöåtgärd kan uppstå på många ställen i samhället.

I en samhällsekonomisk analys är det med andra ord ofta viktigt att försöka uppskatta de samlade kostnaderna av den miljöpolitiska åtgärden (inklusive indirekta kostnader) för olika aktörer i ekonomin, och att faktiskt räkna dessa kostnader som kostnader. Det är också viktigt att försöka uppskatta vilken skillnad som åtgärden kommer att göra för miljön och vilken nytta detta kommer att ge för aktörer i ekonomin. Om vi inte vet vad tillståndet är i dag för en eller flera av de miljöfaktorer som vi hoppas påverka är det många gånger svårt att göra en meningsfull analys. Detsamma gäller om vi inte har någon uppfattning om hur stor skillnad vi hoppas åstadkomma för de miljöfaktorer som vi hoppas påverka.

Aktivitetsmått och värdemått

Mycket av det som sägs ovan gäller för i princip alla former av samhällsekonomisk analys. I och med att det finns så många olika typer av samhällsekonomiska analyser finns det dock samtidigt olika typer av samhällsekonomiska mått och indikatorer, och en vanlig källa till missförstånd är när dessa mått och indikatorer blandas.

Många mått och indikatorer går att dela in i två familjer, aktivitetsbaserade mått och värdebaserade mått[5].

Aktivitetsbaserade mått bygger ofta, direkt eller indirekt, på nationalräkenskapssystemet (som används för att beräkna bland annat BNP) och på offentlig ekonomisk statistik. Hit hör exempelvis indikatorer som förädlingsvärde (de inkomster som en verksamhet genererar för de löntagare och kapitalägare som är verksamma där), sysselsättning, vinst, omsättning och multiplikatoreffekter. Aktivitetsbaserade mått kan exempelvis vara användbara ur regionalpolitisk synvinkel. Även om det är en samhällsekonomisk kostnad att en åtgärd förbrukar arbetskraft som kunde sysselsatts med någonting annat så kan en kommunalpolitiker naturligtvis vara intresserad av att de kostnaderna (och arbetstillfällena) ska uppstå i den egna kommunen snarare än någon annanstans. När aktivitetsbaserade mått används för jämförelser mellan olika aktiviteter är det dock viktigt att de mäts på ett jämförbart sätt. Dels finns det många viktiga verksamheter som inte redovisas som en egen bransch i nationalräkenskaperna och därför lätt blir osynliga om indikatorer direkt från nationalräkenskapssystemet används – hit hör exempelvis jämförelser mellan yrkesfiske, som är en egen bransch i nationalräkenskaperna, och fritidsfiske, som inte är det. Havs- och vattenmyndighetens senaste rapport om samhällsekonomiska värden i fritidsfisket[6] är ett viktigt steg framåt i detta avseende. Här görs för första gången ett nationellt försök att, med hjälp av utgiftsdata från fritidsfiskare, uppskatta hur stora förädlingsvärden och sysselsättningseffekter som fritidsfisket sammantaget ger upphov till i alla de olika branscher som säljer varor och tjänster till fritidsfiskare. Även om metodiken kunde varit mer transparent ger detta tillvägagångssätt för första gången siffror för fritidsfisket som är jämförbara med förädlingsvärden och sysselsättning i yrkesfisket.

Dels finns det, som påpekats ovan, många miljökostnader som inte syns på ett tydligt sätt i några marknadspriser och som därför inte heller syns tydligt i nationalräkenskaperna (som huvudsakligen utgår från just marknadspriser). En jämförelse mellan en aktivitet som skapar stora miljöproblem och en aktivitet som inte gör det riskerar därför också att bli missvisande. Sedan är det också viktigt att notera att många aktivitetsbaserade mått närmast per automatik blir högre ju större det geografiska området är, så om aktivitetsbaserade mått ska användas för att jämföra olika verksamheter är det viktigt att de verksamheternas ekonomiska aktivitet mäts för områden av någorlunda jämförbar storlek.

Värdebaserade mått (som diskuteras mer i nästa avsnitt) bygger på nationalekonomisk välfärdsteori och hit hör indikatorer som samhällsekonomisk nettolönsamhet, producentöverskott, konsumentöverskott[5]. När samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar och samhällsekonomiska kostnadseffektivitetsuppskattningar görs så bygger de (eller borde bygga) på denna typ av mått. Även om det finns många mått även här är det, till skillnad från de aktivitetsbaserade måtten, nästan alltid bara det samlade samhällsekonomiska utfallet som är av intresse. Det är exempelvis inte särskilt intressant att jämföra konsumentöverskott mellan olika aktiviteter utan att också räkna med andra delar av det samhällsekonomiska utfallet.

Bägge familjer av samhällsekonomiska mått är användbara i olika sammanhang. Det är dock sällan meningsfullt att jämföra indikatorer från den ena familjen av mått med indikatorer från den andra familjen av mått, eftersom de mäter helt olika saker. Trots det är det vanligt att se exempelvis jämförelser av konsumentöverskott från en verksamhet med förädlingsvärden från en annan.

Samhällsekonomisk kostnadseffektivitet och lönsamhet

Samhällsekonomiska analyser kan som sagt se ut på många olika sätt och mäta olika saker. Det finns dock två typer av samhällsekonomiska analyser som många gånger, mer eller mindre uttryckligen, ges en särställning i regleringar som föreskriver att samhällsekonomisk analys ska användas.

Samhällsekonomiska kostnadseffektivitetsuppskattningar bygger på nationalekonomisk välfärdsteori och mäter hur kostsamt det är för samhället att åstadkomma ett visst mål med en viss uppsättning åtgärder jämfört med att nå samma mål med andra uppsättningar av åtgärder. Samhällsekonomisk kostnadseffektivitet syftar vanligen på att den valda åtgärden eller åtgärdspaketet når det önskade målet till den samhällsekonomiskt lägsta kostnaden. Naturvårdsverket[7] beskriver exempelvis kostnadseffektivitetsanalys som ”att identifiera de åtgärder som uppnår kvalitetskrav till lägsta möjliga kostnad”. Utgångspunkten för en sådan analys är att det finns olika möjliga tänkbara kombinationer av åtgärder för att nå det önskade målet och att kostnadseffektivitetsanalys syftar till att identifiera det åtgärdspaket som når målet till lägsta kostnad.

Här finns tre viktiga aspekter. Den första är att det bara går att säga om ett åtgärdspaket är kostnadseffektivt om det jämförs med andra åtgärdspaket som skulle nå samma mål. Den andra är att i de kostnadsmått som används för att jämföra olika åtgärdspaket måste alla samhällsekonomiska kostnader räknas med, dvs alla de direkta och indirekta kostnader som respektive åtgärdspaket innebär för olika aktörer i samhället. Den tredje är att åtgärdspaketen faktiskt måste nå, eller åtminstone förväntas nå, det uppsatta målet.

Det är inte meningsfullt att prata om kostnadseffektivitet för en åtgärd som inte uppnår det den är avsedd att uppnå; den lägsta kostnaden för att inte nå ett uppsatt mål är normalt noll, och den kostnaden är i regel lägre än kostnaden för vilket åtgärdspaket det än må vara. Trots detta är det inte ovanligt att se kostnadseffektivitetsuppskattningar där det noteras att det är oklart om målet kommer att nås (och ibland också vad målet egentligen är). Det är inte heller ovanligt att se kostnadseffektivitetsuppskattningar som bara tar hänsyn till kostnader för offentliga aktörer, även i situationer där det är uppenbart att de åtgärdspaket som studeras också kommer att innebära kostnader för många andra aktörer i samhället. Det är, slutligen, inte heller ovanligt att se kostnadseffektivitets-

Foto: Marie Svärd

uppskattningar som bara studerar kostnaderna för ett enda åtgärdspaket[8].

Samhällsekonomiska lönsamhetsuppskattningar bygger också på nationalekonomisk välfärdsteori, men här studeras inte bara de samhällsekonomiska kostnaderna av ett möjligt åtgärdspaket (de direkta och indirekta kostnader som paketet skulle innebära för olika aktörer i samhället) utan även de samhällsekonomiska nyttorna av samma paket (värdet av de förbättringar som paketet skulle innebära för olika aktörer). Här är en komplikation att de samhällsekonomiska nyttorna av havsmiljöarbete kan beröra ett mycket stort antal aktörer. Alla som vore beredda att vara med och betala för en miljöförbättring anses uppleva samhällsekonomisk nytta av förbättringen, oavsett om de faktiskt behöver betala något eller inte, se exempelvis Pascual[9] för en diskussion av de olika samhällsekonomiska värden som en miljöförbättring kan påverka. Eftersom de flesta svenskar vill ha levande ekosystem i haven, och värdesätter att olika arter och ekosystem i haven får bättre möjligheter att överleva, innebär det att nyttor för väldigt många människor kan behöva beaktas i en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av åtgärder som påverkar havsmiljön. Samtidigt är kunskapsläget om hur stora samhällsekonomiska nyttor som det blir fråga om för olika havsmiljöförbättringar mycket begränsat i Sverige i dag. Samhällsekonomiska indikatorer för yrkes- och fritidsfiske är bättre dokumenterade (även om arbete återstår även där) medan samhällsekonomiska värden av havsmiljöförändringar för andra medborgare som bryr sig om havsmiljön är ett område som behöver betydligt mer forskning.

De flesta akademiska nationalekonomer torde föredra samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar framför många andra typer av samhällsekonomiska analyser, men även denna typ av analys kan leda tanken fel om den görs på ogenomtänkta sätt. Att det finns en uppskattning av de förväntade eller uppnådda miljöeffekterna av en åtgärd eller ett åtgärdspaket är en förutsättning för att göra en samhällsekonomisk bedömning av åtgärden. (Detta gäller strängt taget både för en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning och för bedömningar av samhällsekonomisk kostnadseffektivitet.) I en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning ska det samhällsekonomiska värdet av den uppnådda miljöeffekten och eventuella andra positiva effekter av åtgärden vägas mot de samhällsekonomiska kostnaderna för åtgärden, så en sådan bedömning förutsätter inte bara en uppskattning av den uppnådda miljöeffekten utan även en uppskattning av den samhällsekonomiska nyttan av denna effekt.

Här finns några potentiella felkällor. Det är mycket vanligt att kostnaderna för ett åtgärdspaket som bidrar till, men inte i sig åstadkommer, en viss miljöförbättring jämförs med det samhällsekonomiska värdet av att faktiskt uppnå hela miljöförbättringen. Exempelvis kan kostnaden för rening i en viss anläggning ställas mot värdet av att uppnå god havsmiljö i hela Östersjön. Det är också vanligt att miljöeffekten av ett åtgärdspaket är så oklart definierad att det inte går att säga hur stort värdet är. Just därför att samhällsekonomisk lönsamhetsanalys har något av en särställning är det dessutom mycket vanligt med analyser som blandar olika typer av indikatorer (förädlingsvärden, sysselsättningseffekter, konsumentöverskott, m.m.), väljer oklara jämförelsealternativ, eller på andra sätt manipulerar beräkningarna för att komma fram till det ”önskade” utfallet.

Avslutning

Samhällsekonomisk analys kan, rätt använd, ge värdefulla bidrag till havsmiljöarbetet. Många gånger finns det, i praktiskt havsmiljöarbete, inte tid eller resurser att göra ordentliga samhällsekonomiska analyser från grunden. Att uppfinna egna sätt att göra samhällsekonomiska analyser är dock sällan en bra lösning. Även i situationer med tids- och resursbrist är det viktigt att samhällsekonomiska analyser i största möjliga utsträckning bygger på vetenskapliga rön och beprövad erfarenhet för hur sådana analyser bör göras. Det är också viktigt att inse att kompetens att göra samhällsekonomiska analyser – däribland kompetens att bedöma vilka genvägar som är rimliga att ta när det inte finns resurser för en fullödig analys – är en expertkompetens som kan ta lång tid att bygga upp. Både havsmiljöförvaltning och akademi skulle sannolikt kunna vinna på mer dialog om vilka problem havsmiljöförvaltningen står inför när det gäller samhällsekonomiska analyser och hur de problemen kan hanteras. Hit hör en dialog om på vilka områden det redan finns tillräcklig beprövad erfarenhet att luta sig mot i analysen (och hur det bör göras), och på vilka områden det behövs mer forskning för att det ska finnas samhällsekonomisk expertkunskap att luta sig mot i framtida analyser.

Ett återkommande resonemang i texten ovan har varit att för att analysera en miljöeffekt samhällsekonomiskt är det i regel nödvändigt att veta hur stor miljöeffekten faktiskt är. Det går nästan aldrig att säga något meningsfullt om de samhällsekonomiska aspekterna av ett miljöarbete om vi inte vet vilken nytta det miljöarbetet gör, eller väntas göra, för miljön. De

miljöfaktorer som vi hoppas påverka bör vara faktorer som vi faktiskt mäter, både före och efter det att miljöarbetet genomförs.

Även med mer träffsäkra uppskattningar av vilka effekter miljöarbetet väntas få på själva havsmiljön så skulle det dock återstå ett omfattande arbete med att identifiera hur stora de samhällsekonomiska effekterna vore av dessa miljöförbättringar. Den samhällsekonomiska nyttan av en bättre havsmiljö kan potentiellt vara mycket stor, i och med att så många i Sverige bryr sig om havsmiljön och kommer att uppleva ökad nytta om havsmiljön blir bättre, men som påpekats ovan vet vi i dag ganska lite om hur svenska folket i stort värdesätter förändringar i havsmiljön. Detta är ett område som förtjänar mer forskning – inte minst därför att en tydligare bild av vilka havsmiljöförbättringar som vore särskilt samhällsekonomiskt värdefulla skulle ge en god input till vilka havsmiljöförbättrande åtgärder som bör prioriteras. Det är därmed ofta en god idé att se samhällsekonomisk analys av miljöarbete som något som bör integreras i miljöövervakningen och miljöarbetet. I det ingår också att respektera att kompetens att göra samhällsekonomiska bedömningar är en yrkeskompetens, på samma sätt som de övriga kompetenser som behövs i miljöövervakningen och miljöarbetet.

Referenser

1. Söderholm, P., Christiernsson, A. och Stage, J. (2015): *Samhällsekonomiska analyser i havsmiljö- och vattenförvaltningen: Kartläggning, kategorisering och utvecklingsområden.* Havsmiljöinstitutets rapport 2015:4.
2. Björk, L., Brännlund, R., Danley, B., Persson, L., Stage, J., Söderholm, P. och Waldo, S. (2020): *Samhällsekonomisk analys till stöd för en ekosystembaserad fiskförvaltning.* Havsmiljöinstitutets rapport 2020:3.
3. Brady, M., och Waldo, S. (2008): *Så löser vi fiskekrisen!* Ekonomisk Debatt 36 (6): 45 – 56.
4. Jonsson, M. (2015): *Rikedomar runt rinnande vatten. De ekonomiska värdena av en miljöanpassad vattenkraft*. Sportfiskarna.
5. Blomquist, J., Persson, L., Stage, J., och Waldo, S. (2022): *Samhällsekonomiska begrepp i yrkes- och fritidsfiske.* Havs- och Vattenmyndighetens rapport 2022:12.
6. Havs- och vattenmyndigheten (2024): V*ärdet av svenskt fritidsfiske i Sverige.* Havs- och vattenmyndighetens rapport 2024:1.
7. Naturvårdsverket (2008): *Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder – handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö*. Naturvårdsverkets handbok 2008:4.
8. Havs- och vattenmyndigheten (2021): *Underlagsrapport: Konsekvensanalys av åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027*. Havs- och vattenmyndigheten.
9. Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., m. fl. (2010): *The economics of valuing ecosystem services and biodiversity*. I P. Kumar (red.), The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations, Earthscan, 2010, s. 183–256.

SAMVERKAN, SAMSKAPANDE OCH ALLMÄNHETENS DELTAGANDE I HAVSFÖRVALTNINGEN

Madeleine Prutzer, projektledare på Havsmiljöinstitutet, arbetar med frågor som knyter an till havsförvaltning utifrån ett samhällsvetenskapligt perspektiv, med rötter i humanekologin och socialantropologin.

Havsförvaltningen går alltmer mot ett ekosystembaserat arbetssätt med en strävan efter helhetssyn på havet, och samhället som nyttjar det. En viktig del i ekosystembaserad förvaltning är själva arbetsprocessen, som inkluderar samverkan, samskapande, allmänhetens deltagande och den adaptiva kunskapsintegrationen. Detta arbete tar främst avstamp i regionala och lokala forum, som har sina egna utmaningar och behöver stöd från nationell förvaltning.

Foto: Madeleine Prutzer

För att nå god miljöstatus för våra hav och vatten har politiker beslutat att en adaptiv förvaltningsmetod som bygger på ekosystemprinciper ska användas vid förvaltning av havet [1]. Lee beskriver att adaptiv förvaltning bygger på lärande genom praktiska aktiviteter, samverkan mellan aktörer och avgränsas baserat på geografi, ekologi och kulturella särdrag snarare än baserat på administrativa eller politiska gränser[2]. Denna text bygger på fall som handlar om informellt deltagande i exempelvis vattenråd, informella möten med lokala åtgärdssamordnare och olika informella forum skapade under processer för samverkan och samskapande. Det omfattar två projekt och ett regeringsuppdrag som alla har fokus på dialog i deltagandeprocesser.

De två projekten är Interregprojektet *Water Co-Governance for Sustainable Ecosystems* (WaterCoG) och projektet *Ekosystembaserad havsförvaltning i Sverige* (EBHF). Satsningen *Lokalt engagemang för vatten* (LEVA) har sitt ursprung i ett regeringsuppdrag. Se mer i faktaruta.

Nedan beskrivs utmaningar i förvaltningsarbetet och hur de kan mötas genom brett deltagande i forum och med olika anpassningar. Längre fram i texten flyttas fokus till aspekter och konkreta förslag om hur den nationella nivån av förvaltningen kan bidra till det adaptiva ekosystembaserade arbetet.

Havsförvaltning innehåller en mångfald av komplexa utmaningar som bland annat omfattar klimatförändringar, mänsklig påverkan från land och hav, samt styrnings- och organisationsrelaterade processer. Hur medvetenhet och engagemang ser ut på samhällets alla förvaltningsnivåer, i intresseorganisationer samt bland lokala intressenter och hos allmänheten, tillkommer också. Dessa problem, ofta svårlösta och beroende av sammanhang, överskrider gränser mellan politikområden, förändras ständigt och saknar ofta långsiktiga lösningar[3]. Ofta överskrider de dessutom geografiska, sektoriella och beslutsfattande gränser[3]. Olika aktörer tenderar att påverkas olika mycket och intressen kan ställas mot varandra. Frågorna omfattar en bredd och ett djup och ligger ofta utanför mångas kunskaper och därmed också deras komfortzon. Ofta vet man inte hur frågorna bäst hanteras. Ibland finns det ingen tidigare erfarenhet av lösningar och frågorna kan vara av en art som inte kan lösas av en enskild kunskap eller myndighet. För att arbeta med den här sortens frågor behöver det därför ske ett gemensamt arbete, med en bredd av kunskaper och perspektiv[4-6]. Först när helheten kring en fråga börjar ta form och man når tillräcklig förståelse och kunskap är det lämpligt att hantera den. Allt eftersom kunskapen förbättras anpassas arbetets riktning för att möta upp nya insikter.

Det finns tre centrala begrepp som återkommer i denna text: samverkan, samskapande och allmänhetens deltagande. Samverkan används här för samarbete som sträcker sig utöver information och samråd. Samverkan inkluderar avstämning mellan olika aktörer och koordinering av aktiviteter, som aktörerna genomför. Samverkan mellan en bredd av perspektiv sker för att aktörer och intressenter inte ensamma kan hantera komplexa samhällsutmaningar[7]. Samskapande går ett steg längre och innebär att något nytt skapas utifrån samarbetet[8].

Deltagande är en övergripande term för processer som innefattar externa gruppers deltagande i samhällets förändringsarbete[9]. Det kan ske i olika grad genom alltifrån att komma med synpunkter till att arbeta tillsammans med tjänstepersoner på kommuner, regioner och nationella myndigheter. I definitionen inkluderas både formella och informella möjligheter att delta. Det informella deltagandet innebär att externa aktörer närvarar utan att regelverket föreskriver det[10] och att de inte nödvändigtvis är delaktiga i beslutsprocessen. De bidrar med att bredda perspektiv och förståelsen för det lokala och om deras inspel tas i beaktande leder det ofta till att beslutens legitimitet ökar[11], och att besluten blir bättre[12].

Behov av brett deltagande och forum för möten

Ett sätt att hantera svårlösta frågor som deltagarna inte har haft kontakt med är att pröva sig fram i småsteg och lära kontinuerligt. På så sätt lär man sig utveckla både processen och innehållet man jobbar med. Ett sådant framväxande arbetssätt skiljer sig rejält från det klassiska stuprörsarbetet inom administrativa sektorer och hierarkier och bygger på ett gemensamt och kontinuerligt lärande. För att förstärka lärandet arbetar man med reflektion över arbetet som man tillsammans har utfört. Med nya insikter från reflektionsarbetet väljer man tillsammans hur man ska gå vidare. Man överväger om arbetets riktning behöver anpassas och vilket nästa steg man behöver ta. Arbetet omfattar här sak-, förvaltnings- och arbetsprocessfrågor där alla är lika viktiga att reflektera över för att få arbetet att fungera väl. Lärandet sker både på individuell nivå och på gruppnivå, där en gemensam kunskapsbas utvecklas. Det blir ett så kallat kollektivt lärande[16-18] som också ökar gruppens samlade kapacitet. För att få till bra möten med respektfull samtalsnivå är lyssnandet och en demokratisk fördelning av ordet mellan deltagarna centrala delar. Det är också viktigt hur möten designas och leds.

FAKTA: WaterCoG, EBHF och LEVA

Interregprojektet Water Co-Governance for Sustainable Ecosystems (WaterCoG) (2016-2020)

Projektet WaterCoG med parter från fem länder prövade om samverkansmodeller skulle kunna vara ett sätt att stödja lokal implementering av vattendirektivet. Projektet i Sverige utövades i fyra pilotfall med vattenråd vilket är etablerade mötesplatser, mer eller mindre öppna för lokala och regionala aktörer. Inför svenska pilotarbetet genomfördes en förberedande analys av kunskapsläget gällande deltagande i vattenförvaltningen med fokus på vattenråd och kustvattenråd[13]. Avslutningsvis utvärderade den svenska delprojekte samverkansformer, deltagarnas erfarenheter och upplevelser av processen[13]. Materialet utmynnade i en vetenskaplig artikel med fokus på socialt lärande, kopplat till projektet i Sverige[4].

Ekosystembaserad havsförvaltning i Sverige (EBHF) (2021-2027)

Projektet EBHF:s mål är att utveckla en lokal förvaltningsmodell som bygger på ekosystemansatsen och kan fungera pådrivande i ett lokalt och regionalt förändringsarbete. Arbetet bedrivs i tre pilotområden med hjälp av fyra lokala projektledare. De har stöttats av processledare gällande principer och metoder för att aktivera allmänhetens deltagande, samverkan, samskapande och anpassningsbart arbete, det vill säga en adaptiv process. Material från lärandeprocessen har sammanställts, möten har dokumenterats, en vägledning håller nu på att tas fram och en rapport om fem verksamheter med fokus på organisation, styrning och finansiering har producerats[15]. Ett syfte med kartläggningen var att förstå styrkor och hinder med olika modeller och hur organisationerna fungerar, som stöd för att utveckla långsiktig regional ekosystembaserad havsförvaltning.

Lokalt engagemang för vatten (LEVA) (2018–2023)

Satsningen LEVA innefattade ett regeringsuppdrag som inriktade sig på att utveckla metoder för lokal åtgärdssamordning mot övergödning samt att bygga upp en stödfunktion för åtgärdssamordnare. Den här texten hämtar kunskap från en intervjustudie med 23 åtgärdssamordnare under 2020, som mynnade ut i stödmaterial om samverkan för denna typ av processledare.

Nyttigt kunskapsutbyte för förvaltningen

Grundtanken är att ingen enskild har kunskap och kapacitet att definiera och lösa problem av det här slaget utan det krävs samverkan både för att definiera problemet och hitta lösningar. Nationella myndigheter behöver kunskapsutbyte om lokala och regionala sammanhang, likväl som vetenskaplig kunskap[4,19]. De har också behov av att samverka med lokala aktörer där de saknar rådighet för att kunna utföra lokala åtgärder, och kan behöva stöd av lokalt beslutsfattande[19]. I deltagandeprocesser finns det möjlighet att förhandla mellan olika aktörers värderingar och perspektiv, som kan främja både transparenta och legitima beslut[20]. Även det lokala arbetet är i behov av stöd från den nationella myndighetsnivån[14]. För att mål på den nationella nivån ska leda till implementering av åtgärder på lokal nivå och att detta ska uppfattas som relevant och legitimt behöver lokala aktörer delta aktivt i processen[13]. Ett ömsesidigt utbyte kan gynnas av arbete som tvärar både horisontellt och vertikalt såväl inom förvaltningen (tjänstepersoner från kommuner, regioner, länsstyrelser, nationella myndigheter) som med intresseorganisationer, ideella föreningar, företag (fiskare, lantbrukare, vindkraft, vattenkraftsägare med flera), markägare, politiker och allmänheten. Att arbeta adaptivt och tillsammans lär genom ett gemensamt görande[21] har visat sig vara effektivt när man arbetar både horisontellt och vertikalt inom och mellan olika organisationer och andra aktörer [4].

Ett sätt att möta komplexa utmaningar är att omfamna arbetssätt med utgångspunkt i ekosystem som även inkluderar människan och samhället (ekosystembaserad metodik). Det kräver bland annat förståelse för helheter och djupgående insikter i olika ämnes- och förvaltningsområden. Detta innebär att kontinuerligt pendla mellan olika sammanhang, för att säkerställa att lokala insatser är i samklang med övergripande mål och gagnar helheten. Även kunskapsmässigt behöver pendeln röra sig mellan fördjupad kunskap om specifika delar i systemet och helheten.

Myndigheterna har inte styrmedel och mandat att genomföra det här arbetet på egen hand utan behöver ta vara på engagemanget som finns för att lösa miljöproblemen. Att arbeta på det här sättet innebär inte att montera ner stuprören, utan snarare att komplettera stuprören så att dessa förbinds med hängrännor som kan förstärka arbetet. Centralt i det här arbetssättet är att hitta former där det kan ske ett informellt och ömsesidigt kunskapsutbyte. En kombination av genomförande och beslut krävs för att få till stånd lösningar som är robusta, långsiktiga och stringenta och inte motverkar varandra.

Gränsöverskridande forum

Genom att skapa olika forum där en palett av olika aktörer kan träffas informellt möjliggörs ett arbete över olika slags gränser, där man kan lyfta viktiga frågor att samtala kring och åstadkomma saker tillsammans. Det senare kan ske både direkt i gemensamma arbetsgrupper och indirekt i arbetet som sker i aktörernas egen vardag i sina egna ”hemorganisationer”. En konsekvens av detta är att ”hemorganisationen”, genom att personal deltar i arbetsgrupper, kan fatta mer välgrundade beslut och genomföra aktiviteter såsom åtgärder baserade på bredare och djupare kunskap. Tillgång till kunskapsbredden kan också bidra till en större effektivitet och möjlighet att nå fram på ett sätt som inte hade varit möjligt på egen hand.

Ett exempel på sådant arbete avser strömming och krav på nationella åtgärder mot storskaligt fiske i pilotprojektet Södra Bottenhavet[22]. Betydelsen av en mötesplats som möjliggör ett utbyte med andra som arbetar med samma frågor för att effektivisera arbetet framkommer i en kommentar av Kalle Gullberg, Länsstyrelsen Gävleborg: ”Vi som jobbar med de här frågorna i Södra Bottenhavet har fått en plats att mötas på och kunnat bygga upp förtroende för varandra och då kan vi agera snabbare när nya förslag presenteras på nationell nivå”. (Lärloopsmöte 240409). I ett fall blev lokala aktörer, varav inte alla hade nåtts av remissen från Havs- och vattenmyndigheten om hamnar av riksintresse för yrkesfisket, informerade av Gullberg. Fler lokala perspektiv kunde då höras. Nätverket som sådant lyfts fram som viktigt på olika sätt. En vattenstrateg på Värmdö kommun, Jenni Brink Bylund, ser att kontakten med tjänstemän på andra kommuner stärkt hennes arbete: ”Det här har gett mig ett ovärderligt nätverk och jag tror att det vi skapar nu ger ringar på vattnet som vi idag inte kan förutse.” (Lärloopsmöte 240409)

Att arbeta ekosystembaserat är i grunden ett nytt sätt att förhålla sig till verkligheten. Det kan ibland upplevas omvälvande. Liksom i alla samarbetsformer finns det maktförhållanden, medveten och omedveten manipulation och andra mellanmänskliga beteenden att förhålla sig till, deltagandets tyranni som Cooke och Khotari yttrycker det[23]. Medvetenheten om detta, kan tillsammans med kunskap om principer att arbeta utifrån och arbetsmodeller hjälpa till att hantera problematiken[4]. En svårighet som behöver lyftas fram kontinuerligt och reflekteras över är om någon viktig aktör, perspektiv eller nyckelperson saknas, är i minoritet eller kanske inte når fram. Detta för att få med hela bredden. I exemplet EBHF är det få yrkesfiskare och få föreningsaktiva som arbetar med naturvårdsfrågor. Medan andra intressen är relativt välrepresenterade såsom sportfiske och jakt. Den här texten fokuserar på de behov som uppstår som följd av arbetssättet och hur det ställer krav på förvaltningens många organisationer och tjänstepersoner för att fungera väl.

Eftersom havet är starkt påverkat av vad vi gör på land, och lärdomar från samverkan kring vattenförvaltningsarbete kan berika havsförvaltningsarbetet utgår texten även från detta.

Adaptivt arbete och konsekvenser för förvaltningen

Att det finns neutrala forum för samverkan och samskapande arbete är en avgörande faktor som har identifierats i arbetet med EBHF, Water-CoG och intervjustudien med olika verksamheter [14,19]. Att de även är stabila över tid samtidigt som de är dynamiska är eftersträvansvärt eftersom frågorna och behoven varierar [24]. För att upprätthålla ett forum krävs det en viss finansiering och någon som är ansvarig för att upprätthålla kontinuiteten och bjuda in till möten.

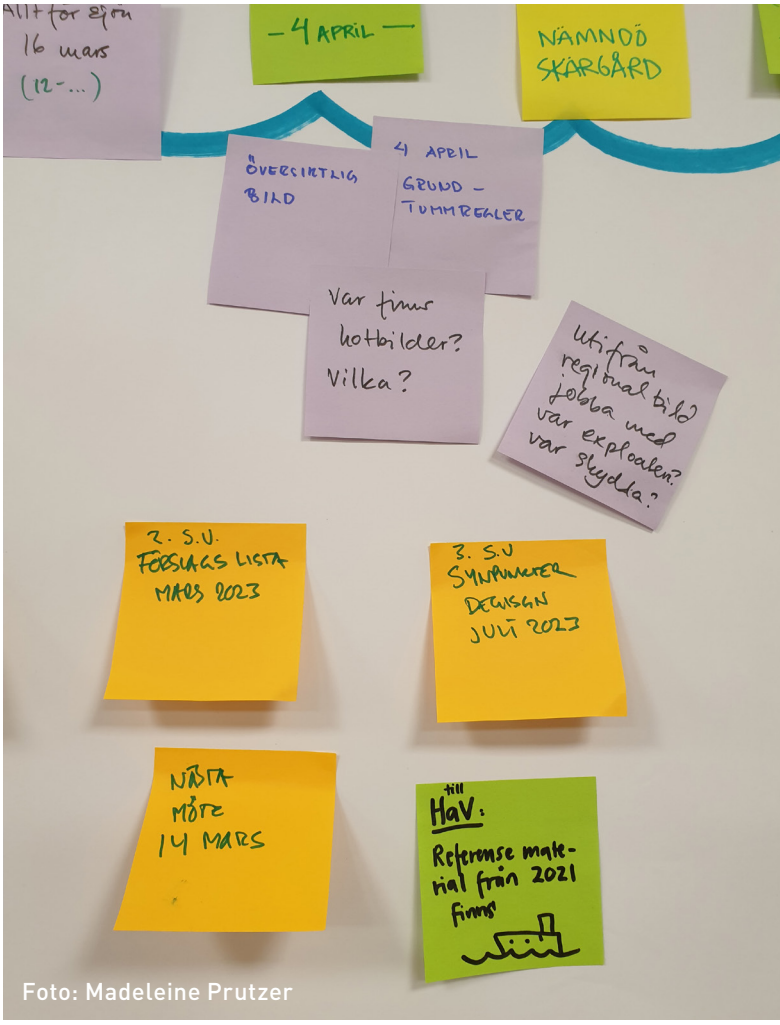


Foto: Madeleine Prutzer

Det behövs en kompetent person som designar och leder processen och gärna stödpersoner som får möten att fungera[4,14,21]. En lärdom är att digitala möten är bra för att ge möjlighet till fler att delta, medan de fysiska mötena upplevs ge mer energi och fördjupa tilliten[24]. Förtroendefulla relationer har lyfts fram som en nyckel i samverkande processer[25,26,19]. Anders Wendelheim och Kerstin Rodell Lundgren tar det ett steg till och menar att tillit och öppenhet utgör tillsammans en bas för att överhuvudtaget kunna arbeta med komplexa frågor[27].

Transparens och information

Erfarenheten från olika projekt är att tjänstepersoner inte alltid har tillräckligt bra kommunikation med andra avdelningar och sektorer inom organisationer [14,28]. Många känner inte till "de andras" arbete som ibland kan vara både överlappande och erbjuda användbara erfarenheter och nätverk. Det behövs avsatt tid för personalen för att delta och former för att underlätta tvärsektoriell samverkan. En iakttagelse är att tjänstepersoner inte heller får tillräckligt med avsatt tid för att leda projekt och att de ibland dras in i andra uppdrag som försvårar projektledarskapet[13]. För att projekt ska vara effektiva behöver det finnas ledarskap. Finansiering som sträcker sig över längre tid och med tillräcklig tid för projektledning och andra stödfunktioner, kan gynna adaptivt framväxande och samskapande arbete[14,24]. Linjeorganisationen ansvarar, såvida ansvaret inte har delegerats, för att avsätta skäligt med tid för projektledarrollen och andra behövliga resurser[29].

Eftersom deltagandet är frivilligt, där en del deltagare behöver prioritera bland många andra arbetsuppgifter medan andra deltar på volontärbasis, är det viktigt att frågorna som hanteras bygger på deltagarnas engagemang[4,19]. Genom att utgå från engagemanget bland deltagarna och arbeta med frågor som de upplever viktiga, värdefulla och meningsfulla blir det angeläget för dem att delta i arbetet[14,19,24].

Andra grundläggande behov i en process som bygger på tillit är transparens[25]. Transparens i form av öppenhet och tillgänglighet i processen så att den känns trygg för alla. I det ingår bland annat att alla vet när och var möten kommer att hållas, och vad som produceras i processen[25]. Ett resultat av samskapande och framväxande möten är ofta ett omfångsrikt material där det finns behov av att omforma och presentera det viktigaste kortfattat och lättförståeligt. Samtidigt behöver alla få tillgång till allt ursprungsmaterial som har producerats och refererats till. Transparent och korrekt dokumentation är betydelsefullt för att undvika spekulationer om dolda agendor. Erfarenheten i EBHF är att duktiga kommunikatörer kan hjälpa till med tydlig kommunikation[24] och med förmågan att kondensera ett stort och omfattande material.

Kunskapsutbyte

Forskning drivs idag framför allt genom forskningsmedel knutna till specifika projekt och uppdrag, och det finns vanligtvis inte medel för att ingå i och delta i processer utanför dessa. Därmed har forskare, som är ytterst relevanta för vissa frågor, tvingats tacka nej till att delta kontinuerligt i forum och arbetsgrupper. Det är en olyckligt då dessa grupper tar sig an väsentliga frågor för förvaltningen, exempelvis åtgärdsinriktat arbete och frågor som bär på intressekonflikter såsom säl- och skarvfrågan. Men i andra sammanhang finns det robusta samverkande och delvis samskapande verksamheter som framgångsrikt involverar forskning med utgångspunkt i att öka kunskapen och förtroendekapitalet[19].

Främjandet av myndigheters förståelse för sammanhanget man verkar i kan gynnas av att inhämta kunskap och perspektiv samt att initiera dialog med aktörer på lokal och regional nivå. Detta syftar till att gemensamt adressera och lösa komplexa frågor. Existerande exempel är HaV:s nationella beredningsgrupper för fiskförvaltningen där dialogen med den lokala och regionala nivån går via länsstyrelserna. För mer information se rapporten *Fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen* (sidan 49)[30]. Även det specifika nationella stödet HaV har erbjudit både i projektet EBHF[24] och i LEVA-processen har uppskattats av deltagare. Här finns det potential att utveckla även andra former av kontaktytor för de nationella myndigheterna som innebär samverkan och i vissa fall samskapande med lokala aktörer.

"På alla nivåer är det viktigt att ta hänsyn till de lokala sammanhagen. I mötet med lokala kunskaper är det betydelsefullt att se till att alla parter känner sig likvärdiga och hörda"

Stöd från nationella, regionala och kommunala tjänstepersoner är värdefullt för att få processerna att bli effektiva. Erfarenheten från båda projekten (EBHF[28]

och WaterCoG[14]) och regeringsuppdraget (LEVA) är att tjänstepersoner som kan vägleda processen, så att den överensstämmer med lagar och regelverk är en tillgång. Att kunna navigera genom processer och bistå med nödvändiga kontakter, för exempelvis ansökningar om finansiering och tillstånd är andra viktiga bidrag för att effektivisera processer[14].

På alla nivåer är det viktigt att ta hänsyn till de lokala sammanhangen. I mötet med lokala kunskaper är det betydelsefullt att se till att alla parter känner sig likvärdiga och hörda[14]. Experter bör vara medvetna om att realiteter kring vattenhantering ibland skiljer sig från teoretiska slutsatser och lyssna in lokala röster[14].

Långsiktighet

Att förvalta hav och vatten är komplexa och tidskrävande uppgifter. För att säkerställa framgång krävs kontinuitet och långsiktighet. Åtgärdssamordnare i LEVA anger att vissa åtgärdsprocesser kan ta upp till tio år från första kontakt med markägare till färdig fysisk åtgärd. Även i andra processer som hanterar komplexa landskapsfrågor är det belagt att det kan ta ett decennium att nå resultat[31-33]. Både att bygga upp förtroendekapital mellan deltagare, hitta kunniga entreprenörer och genomförande av åtgärder kan vara tidskrävande. Utan förtroendefulla relationer är det dömt att misslyckas[34].

Snabba regel- och finansieringsförändringar kan göra det svårt att hinna anpassa sig och leda till utmanande situationer för markägare[14,34]. Osäkerhet om vilka stöd som kommer att finnas längre fram (exempelvis LONA, LOVA och jordbrukarstöd i Strategisk plan (tidigare landsbygdsprogrammet)) försvårar planering av arbetet enligt markägare och samordnare [14]. En annan funktion för att stödja arbetet med komplexa problem och åtgärder är att anlita resurspersoner av olika slag. Generellt är konsulter och entreprenörer en bristvara, och erfarna, duktiga personer med inriktning på vattenåtgärder. Här menar enskilda åtgärdssamordnare i LEVA att det finns behov av certifiering för konsulter och entreprenörer. En annan risk som har lyfts fram bland åtgärdssamordnare är ojämn arbetsbelastning och osäkra arbetsvillkor, som kan bidra till oattraktiv arbetssituation för resurspersoner.

Foto: Madeleine Prutzer

Regler för upphandling och projektbidrag

En mer specifik fråga är lagstiftningen kring offentlig upphandling som riskerar att leda till förseningar och komplikationer för projekt[14]. Erfarenheten är att det blir tidskrävande att rekrytera experter till projekt och svårt att fortsätta anlita insatta personer vid förlängning och utvärdering av projekt[14]. Ett annat problem är att de korta projekttiderna inte tar hänsyn till hur lång tid en upphandlingsprocess tar[14].

Andra administrativa processer som upplevs krångliga av många markägare är regelverken som är kopplade till bidrag för åtgärder och andra aktiviteter[14]. Även tillståndsprocesser för åtgärder upplever åtgärdssamordnare i LEVA komplicerade och tidskrävande. Markägare och andra som arbetar med åtgärder efterfrågar långsiktighet, stabilitet och att förändring sker med god framförhållning när det gäller finansiering, bidragssystem och regelverk[14].

Erfarenhet från andra verksamheter som arbetat med åtgärder är att det inte alltid är mest effektivt att gynna direkta åtgärder i områden i landskapet som är mest lämpliga och ger mest effekt för åtgärden. På lång sikt kan i stället engagemanget, samt det sociala anseendet och förtroendekapitalet som individer eller verksamheter har, vara avgörande för att uppnå vilja att delta och agera[19].

Andra hinder som riskerar att utgöra svårigheter och minska förutsättningarna för ett gott samverkande, samskapande och framväxande processer rör kartor. Kartunderlag är ibland sekretessbelagda, vilket kan innebära att inte ens tjänstepersoner på kommun och länsstyrelsehar möjlighet att samverka och samskapa[24]. Ett annat hinder som gäller kartor och GIS-underlag är att relevanta kartor kan vara dyra[14].

För tjänstepersoner vid en del länsstyrelser har ett hinder varit att chefer har nedprioriterat deras möjlighet att delta på projektforum kopplade till EBHF, medan andra länsstyrelser har valt att prioritera dessa möten. Vid en upptrappad konflikt gällande en ny förvaltningsplan har en av länsstyrelserna sett värdet av att ha en dialog med andra parter och ökat sitt engagemang inom en specifik fråga. Gustaf Almqvist på Länsstyrelsen i Stockholm och projektledare för piloten Stockholms skärgård i EBHF ser värdet av att arbeta brett, horisontellt och vertikalt, för att uppnå ett adaptivt förhållningssätt: ”Jag är övertygad om att EBHF är ett framgångsrikt arbetssätt och jag hoppas att metoden som vi utvecklat kan anammas och användas även i andra förvaltningsstrukturer och sammanhang” (Lärloopsmöte 240409).

Vad kan den nationella nivån bistå med?

I det här materialet har både olika utmaningar och behov identifierats för att underlätta adaptivt, ekosystembaserat arbete. Nedan följer aspekter och konkreta förslag där den nationella nivån kan bidra till att hantera komplexa och svårlösta frågor.

Stöd till ledning

Komplexa och svårlösta frågor är ofta gränsöverskridande och kräver att många olika typer av kunskap, förmågor och perspektiv vägs in[3]. Många frågor kan inte lösas genom att olika sektorer/discipliner hanterar sina delar var för sig. För att förstå helheten behöver aktörerna röra sig mellan ett övergripande helhetsperspektiv och deras specifika områden. Det kan vara en ny (och omvälvande) erfarenhet att varva mellan linje- och stuprörsformat förvaltningsarbete och en bredare samverkan där även andra kunskaps- och samverkansformer har sitt värde. Arbetet främjas både av förmågan att se helheten och av expertens detaljer samt förståelsen hur man produktivt kan agera tillsammans. Även hur man behöver agera i sin egen organisation, i sitt eget stuprör, för att få till helheten är nödvändigt kunnande. Förmågor att arbeta samskapande och framväxande är i sig en konstart och en nyckel till framgång i den här typen av projekt[19]. Alla känner sig dock inte bekväma med tankesätten eller har de nödvändiga färdigheterna för att anpassa sig till arbetssättet eller leda en sådan process [19].

Rekommendationer för att främja adaptivt ekosystembaserat arbete. Nationella enheter bör:

- Ge utbildning och praktiskt träning till personal som jobbar med komplexa frågor för att utveckla förståelse för och förmågor till samverkan samt samskapande, framväxande arbete som inkluderar olika aktörer och allmänheten.
- Verka för tillräckligt med tid för projektledning och andra resurser inkl uppbackning under hela projekttiden[14,19]. En närvarande projektledning är viktig för denna typ av projekt.
- Gynna fortbildning för projektledare i processledning för samskapande och framväxande processer, då dessa ställer andra krav än traditionella projekt.
- Introducera mer stabila villkor för att garantera tillgången på kvalificerad kompetens för resurspersoner[14] samt en möjlighet till certifiering av konsulter och entreprenörer. Utvecklingen av certifieringssystem kräver samarbete och samsyn mellan myndigheterna.

Skapa utrymme och trygghet

Det ekosystembaserade förvaltningsarbetet som bygger på samverkande, samskapande och framväxande arbete ställer till viss del nya krav på myndigheter och andra aktörer. Erfarenheten i projektet EBHF är att offentliga organisationers utformning och styrning inte alltid är anpassade för ändamålet att samverka och samskapa med andra. Samtidigt finns det inte heller något som direkt strider mot att tjänstepersoner gör detta inom deras handlingsfrihet[28]. Många lyfter däremot tidsbristen som ett viktigt hinder[14,19,24] liksom att det är svårt att prioritera mellan dessa och andra viktiga aktiviteter[24]. Å andra sidan kan deltagare som möter aktörer brett (både horisontellt och vertikalt) få inspiration, stöd och förmåga att lösa frågor betydligt snabbare än om de hade försökt lösa eller hantera samma fråga på egen hand[19,28].

Rekommendationer för att främja adaptivt ekosystembaserat arbete. De nationella enheterna bör verka för att:

- Ge personalen utrymme att arbeta i tvärsektoriella, interna grupper, samt förutsättningar att arbeta med externa aktörer. Tjänstepersoner bör få möjlighet att verka stödjande och uppdatera sig om lokala och regionala sammanhang. Via instruktioner eller anslag och på andra lämpliga sätt bör myndigheterna långsiktigt stödja en sådan utveckling.
- Möjliggöra tvärsektoriella havs- och/eller vattengrupper för att utveckla och driva samverkan och samskapande. Detta gäller alla nivåer, från lokal till nationell nivå, där sådana grupper fortfarande saknas[14].

För ett fungerande samskapande och lärande är det viktigt att det finns neutrala mötesplatser där alla känner sig trygga. Ansvariga nationella aktörer och organisationer behöver vara medvetna om att det tar tid att bygga de tillitsfulla relationerna och nätverken, som utgör grunden för att arbeta med komplexa och svårlösta frågor. Även att genomföra åtgärder med alla de moment som ingår kan vara tidskrävande.

Rekommendationer för att främja adaptivt ekosystembaserat arbete. Nationella enheter bör:

- Säkerställa finansiering eller på annat sätt verka för skapandet av engagemangsdrivna forum och mötesplatser för samverkande, samskapande och framväxande arbete (horisontellt och vertikalt)[14,28].
- Stödja och främja kommunikationsinsatser och processtöd för ett öppet och tillitsskapande tillvägagångssätt.

Möjliggör för forskare att medverka

Den vetenskapliga kunskapen är essentiell. Dilemmat med att forskare inte har finansiering för möten av de slag som nämnts ovan utanför sina forskningsprojekt skulle kunna lösas.

Rekommendationer om kunskap och forskning. Nationella enheter bör:

- Verka för att ge forskare förutsättningar att delta i ekosystembaserat arbete, genom att forskningsanslag eller uppdrag inkluderar tid och resurser för relevanta möten för ämnet även om det ligger vid sidan om forskningen.
- Skapa medel för att kunna delta på möten med frågor som är angelägna för forskningen och samhället, men inte ryms inom pågående forskningsprojekt/uppdrag. Viktigt är att dessa medel ska kunna sökas och tilldelas med kort framförhållning.

Stöd för konstruktiv dialog

Kartor har visat sig främja engagemang och samarbetet vid deltagandeprocesser. Kartor, modeller, bilder och föremål är bra för att skapa samtal kring och illustrera och utveckla gemensamma berättelser [35].

Rekommendationer för att främja kontaktskapande objekt och ytor. Nationella enheter bör:

- Verka för att tillgängliggöra kartor och GIS-underlag kostnadsfritt för de som arbetar med havs- och vattenförvaltning, vilket skulle kunna bidra till och gynna arbetsprocessen, särskilt vid åtgärdsarbete[14].
- Hitta former som gör att aktörer (kommuner och länsstyrelser) som stöter på hinder med sekretessbelagda kartor kan hitta former för att arbeta tillsammans vid behov.

Skapa långsiktiga och förenklade system samt god framförhållning

Långsiktiga och förenklade system samt god framförhållning är värt att sträva efter. Långsiktigheten är ofta en utmaning för myndigheter, eftersom riktlinjer ofta är begränsade till ettårscykler.

Rekommendationer om långsiktighet. Nationella enheter bör:

- Utveckla utlysningarna för ansökningar av bidrag

avseende åtgärder och andra relaterade aktiviteter så de blir mer långsiktiga och mindre komplicerade. Det gäller även för övriga regler och regelsystem.
- Verka för att anslag ges för projekt med längre tidsramar som överensstämmer med de förutsättningar som åtgärdsprocesserna kräver.
- Förenkla processer för ansökan om tillstånd för åtgärder och projektmedel för att minska den administrativa bördan och snabba upp processen.
- Verka för att förändringar av finansiering, bidrag och regelverk har god framförhållning, för att underlätta ekosystembaserat arbete och åtgärder. De regelverk som framför allt åsyftas här är regler som ställer högre krav på verksamheter, exempelvis för markägare.

Hitta fungerande modeller för rekrytering av personal och konsulter

Lagen om offentlig upphandling bidrar till svårigheter vid rekrytering av personal och entreprenörer till projekt, och korresponderar inte med projektens tidslängd.

Rekommendationer om att förenkla rekrytering av personal och konsulter. Nationella enheter bör:

- Identifiera fungerande modeller för att underlätta rekrytering av experter och entreprenörer till projekt i tid till projekt.
- Hitta lösningar för att underlätta möjligheten att anlita experter som tidigare arbetat i projektet, vid förlängning och utvärdering av projekt.

Havsförvaltningen befinner sig i en era då den uppmanas arbeta i enlighet med ekosystemansatsen och har dessutom komplexa och svårlösta frågor att hantera. Då är det viktigt att den nationella nivån stöder verksamheter och nätverk som arbetar ekosystembaserat för att tillsammans hantera dessa frågor. Det gäller alla nivåer, och inte minst de som är närmast det praktiska arbetet, det vill säga de regionala och lokala nivåerna, och människorna där.

Referenser

1. EG (2000): Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.; EG (2008). Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område.
2. Lee, K. N. (1999). *Appraising adaptive management.* Conservation Ecology 3(2): 3. http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/
3. Rittel, H. och M. Webber (1973): *Dilemmas in a general theory of planning*. Policy Sci. 4, s. 155–169.
4. Prutzer M., Morf A. och P. Nolbrant (2021): *Social Learning: Methods Matter but Facilitation and Supportive Context Are Key—Insights from Water Governance in Sweden.* In Water. 2021: 13, 2335. https://doi.org/10.3390/
5. Clark, W.C.; Van Kerkhoff, L.; Lebel, L.; Gallopin, G.C. (2016): *Crafting usable knowledge for sustainable development.* Proc. Natl. Acad. Sci. USA 2016, 113, 4570–4578.
6. Cash, D.W.; Clark, W.C.; Alcock, F.Dickson, N.M.; Eckley, N.; Guston, D.H.; Jäger, J.; Mitchell, R.B. (2003) *Knowledge systems for sustainable development*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 100, 8086–8091.
7. Newig, J, Günther, D & Pahl-Wostl, C (2009): *Neurons in the network: learning in governance networks in the context of environmental management*, Paper prepared for presentation at the 7th International Con - ference on the Human Dimensions of Global Environmental Change, Bonn, 26–30 April 2009
8. Moons, I.; Daems, K.; Van de Velde, L.L.J. (2021): *Co-Creation as the Solution to Sustainability Challenges in the Greenhouse Horticultural Industry: The Importance of a Structured Innovation Management Process.* Sustainability, 13, 7149.
9. Pretty J. (1995): *Participatory Learning For Sustainable Agriculture.* World Development, Vol. 23, No. 8, pp. 1247-1263, 1995.
10. Moellenkamp, S., M. Lamers, C. Huesmann, S. Rotter, C. Pahl-Wostl, K. Speil, and W. Pohl.: (2010). *Informal participatory platforms for adaptive management. Insights into niche-finding, collaborative design and outcomes from a participatory process in the Rhine basin.* Ecology and Society 15(4): 41. http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art41/
11. Morf, A. (2006). *Participation and Planning in the Management of Coastal Resource Conflicts: Case Studies in West Swedish Municipalities.* Ph.D. Dissertation. Gothenburg: School of Global Studies, University of Gothenburg. ISBN 91-975290-3-6.
12. Opdam, P. (2013): *Using ecosystem services in community-based landscape planning: Science is not ready to deliver.* In Landscape Ecology for Sustainable Environment and Culture; Springer: Berlin, pp. 77–101.

13. Prutzer M. och L. Soneryd (2016): *Samverkan och deltagande i vattenråd och vattenförvaltning*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:35. ISBN 978-91-87967-48-1.

14. Prutzer M. (2020): *Lokal samverkan i vattenförvaltningen med vattenråden i fokus. Utvärdering av projektet Water Co-Governance i Sverige.* Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:7. Havs- och vattenmyndigheten. Göteborg.

15. Prutzer M., Svärd M. och A. Hersinger (2024): *Exempel på verksamhetsmodeller för ekosystembaserad havsförvaltning: En studie av fem verksamheter med fokus på organisation, styrning och finansiering.* Havsmiljöinstitutet arbetsrapport. Göteborg.

16. Wenger E. (1998): *Communities of Practice: Learning, Meaning, and Identity*; Cambridge University Press: Cambridge, UK.

17. Lave J. och E. Wenger (1999): *Learning and pedagogy in communities of practice.* In Learners and Pedagogy; Leach, J., Moon, B., Eds.; Chapman: London, UK, s. 21–33.

18. Wenger E., McDermott, R. och W.M. Snyder (2002): Cultivating Communities of Practice: A Guide to Managing Knowledge; Harvard Business Press: Boston, MA, USA.

19. Prutzer M., Svärd M. och A. Hersinger (2024): *Exempel på verksamhetsmodeller för ekosystembaserad havsförvaltning: En studie av fem verksamheter med fokus på organisation, styrning och finansiering.* Havsmiljöinstitutet arbetsrapport. Göteborg.

20. Jentoft, S.; Chuenpagdee, R. (2009): *Fisheries and coastal governance as a wicked problem*. Mar. Policy, 33, 553–560.

21. Dewey J. (1958): *Democracy and Education; Macmillian:* New York, NY, USA.

22. ebhf.se

23. Cooke, B.; Khotari, U. (2001): *Participation: The New Tyranny?* Zed Books: London, UK; New York, NY, USA.

24. Prutzer M. (2023): *Sammanställning av lärloopar: Projektet Ekosystembaserad havsförvaltning i Sverige.* Arbetsmaterial. Havsmiljöinstitutet. Göteborg.

25. Senecah S. L. (2004): *The trinity of voice: The role of practical theory in planning and evaluating the effectiveness of environmental participatory processes.* I Depoe S.P., Delicath J. W, Aepli Elsenbeer . M. F (red.) Communication and PublicParticipation in Environmental Decision Making. Albany: State University of New York Press: s. 13-33.

26. Ansell C., & A. Gash. (2007). *Collaborative governance in theory and practice.* Journal of Public Administration Research and Theory 18, pp. 543-571 (18 sidor).

27. Wendelheim A. och K. Rodell Lundgren. (2021): *Öppenhet och tillitsspiralen: Utveckling på riktigt.* Ekerlids förlag. Stockholm. ISBN: 9789189323209

28. EBHF (Kommande publicering 2024): E*kosystembaserad havsförvaltning – när, var och hur?* En handbok som bygger på erfarenheter från ekosystembaserad havsförvaltning i tre pilotområden. Havs- och vattenmyndighetens rapport XXX

29. Tonnqvist B. (2010 3:e uppl.): *Projektledning.* Bonniers utbildning. Stockholm.

30. Sundblad G., Sundelöf A., Ovegård M.,Karlsson M., Blomqvist G., Carlstrand H., Thörnqvist S. 2018: *Fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen: Nationell plan för datainsamling.* Aqua reports 2018:22. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. Nedladdad 240408: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/aqua-reports-xxxx_xx/aquarapporter/2018/aqua-reports-2018_22.pdf.

31. Cash D.W., Clark W.C., Alcock F., Dickson N.M., Eckley N., Guston D.H., Jäger J., och R.B. Mitchell (2003): *Knowledge systems for sustainable development.* PNAS Vol. 100, Nr. 14:8086-8091

32. Pohl C. och G. Hirsch Hadorn (2007): *Principles for designing transdisciplinary research: Proposed by the Swiss academies of arts and sciences.* Oekomverlag. München.

33. Shore C., Wright S och D. Peró (ed) (2011): *Policy Worlds. Anthropology and the Analysis of the Contemporary Power.* New York & Oxford: Berghahn.

34. Wendelheim A. och K. Rodell Lundgren. (2021): *Öppenhet och tillitsspiralen: Utveckling på riktigt.* Ekerlids förlag. Stockholm. ISBN: 9789189323209

35. Star S.L. och James Griesemer J.R. (1989): *Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology,* 1907-39. I Social Studies of Science, Vol. 19, No. 3, s.p387-420 Published by: Sage Publications, Ltd. https://www.jstor.org/stable/285080

Citaten är hämtade från ett pressmeddelande 19 april 2024 inom EBHF författat av Kajsa Sörman.

PLANERING SOM MÖJLIGGÖR MER ODLING I HAVET

Jonas Sondal, processledare och utredare inom hållbar samhällsplanering, IVL Svenska Miljöinstitutet, som driver forskning och uppdrag inom både odling av olika arter i havet och förutsättningarna för vattenbruk att växa som sektor.

Att skörda mat från havet genom extraktivt vattenbruk ses som en viktig och hållbar del av framtidens matproduktion. I alla fall om odlingarna förläggs till lämpliga platser. Här är kustzonsplaneringen ett viktigt verktyg, men som i dagsläget inte får någon styrande effekt. De olika rollerna och perspektiven från såväl privata som offentliga aktörer krockar med varandra, och en mer adaptiv process som bygger på dialog och samverkan vore önskvärd.

Foto: Eduardo Infantes

Foto: Marie Svärd

Det extraktiva vattenbruket kännetecknas av att näring och föda från havet tas tillvara och att inget foder tillförs. Det inkluderar arter som musslor, ostron, alger och sjöpungar, och ses som en viktig del för en framtida hållbar omställning av livsmedelssektorn. Både Sverige och EU har mål om att sektorn ska öka[1,2,3]. Trots att sektorn växer i stora delar av världen har dock tillväxten stagnerat i EU och OECD[4]. Regeringens livsmedelsstrategi samt Havs- och vattenmyndighetens och Jordbruksverkets *Handlingsplan för utveckling av svenskt vattenbruk*[5] pekar på flertalet hinder för att sektorn ska växa i Sverige. Hindren handlar till exempel om fragmenterad lagstiftning, behov av en bättre samordnad tillståndsprocess och av mer proaktiv fysisk planering av havet. Hittills har stort fokus legat på juridiska hinder och tillståndsprocessen[6,7,8,9]. Samtidigt har den proaktiva fysiska planeringen fått mindre fokus och det är oklart vad en proaktiv fysisk planering av havet egentligen innebär. Dels på grund av uppdelningen av ansvar mellan lokala, regionala och nationella myndigheter, dels genom att den fysiska planeringen av havet är en relativt ny företeelse i Sverige i jämförelse med planeringen på land.

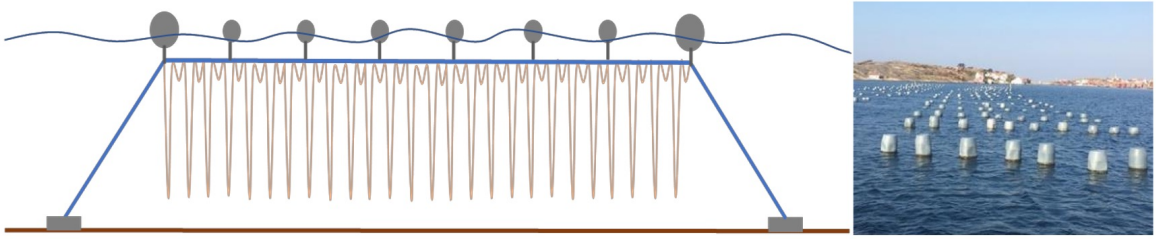
För att skapa en bättre förståelse av hur den fysiska planeringen av havet (inkluderat både det som kallas havsplanering och kustzonplanering) praktiseras i Sverige, vilken problematik som finns och vilka utvecklingsbehoven är genomförde IVL Svenska Miljöinstitutet en studie under 2022-2023. Denna text är baserad på denna studie, och stora delar av texten är därför hämtad från studiens slutrapport: Sondal, J., Strand, Å., & Lindblom, E. (2023). *Samhällsplanering för en hållbart växande extraktiv vattenbrukssektor i Sverige*. IVL Svenska Miljöinstitutet. C759.

Extraktivt vattenbruk i Sverige idag och i framtiden

Det extraktiva vattenbruket i Sverige utgörs av flera olika arter. Det som odlas mest är blåmusslor, som 2021 nådde 3 500 ton[10]. Ostron produceras dels genom skörd av vilda bestånd (8,3 ton europeiskt platt ostron och 6,6 ton stillahavsostron), dels genom odling (3,9 ton europeiskt platt ostron) [11]. Under 2021 skördades även 26 ton sjöpung[11], samt 49 ton makroalger[12].

Det marina vattenbruket i Sverige idag utgörs av både landbaserade och havsbaserade system. Eftersom denna text handlar om fysik planering av havet ligger fokus helt på de havsbaserade systemen. Det odlingssystem som används i huvudsak i svenska hav för odling av musslor, ostron, sjöpung och tång är långlinesystem. Dessa system utgörs av en lång huvudlina som hålls upp av separerade flytelement (till exempel bojar eller tunnor), Från huvudlinan hänger odlingsstrukturer ner i vattenmassan (Figur 1)[13].

Storleken på en odling kan variera mycket beroende på ambition och odlad art. Ostron odlas till exempel ofta som en bisyssla, varvid systemen blir små. Odlingar av musslor eller sjöpung täcker ofta en area av ca 0,3 – 1 ha. För kommersiell odling av alger krävs odlingsareor på mellan 2-25 ha, vissa odlare menar att upp mot 100 ha vore att föredra för att skapa bra



Figur 1. Principskiss över långlinesystem (till vänster). Bild över bojar som hållet upp ett långlinesystem (till höger)[13]

	YTA IDAG (HEKTAR)	UPPSKATTAD YTA 2030 (OM TILLVÄXTPOTENTIAL NYTTJAS, HEKTAR)	HUR MÅNGA GÅNGER STÖRRE YTA 2030 ÄN IDAG
Blåmusslor	96	230–580	2,5–6
Europeiskt platt ostron	1,3	6–7	5
Makroalger	10	45–85	4–8
Sjöpung	0,33	1–5	3–15
Totalt	**108**	**170–550**	**2–5**

Tabell 1. Uppskattningar av yta som krävs för att möta sektorns tillväxtpotential för odling av olika arter till 2030. Ytor är framräknade från produktion i ton.[16]

lönsamhet. Mer information om odlingssystem för olika arter utifrån svenska förhållanden finns bland referenserna[14, 15].

I tidigare studier har det gjorts uppskattningar av hur stor yta som kan komma att krävas för att möjliggöra den tillväxtpotential som finns inom sektorn fram till 2030. Dessa uppskattningar redovisas i Tabell 1. Uppskattningar av yta som krävs för att möta sektorns tillväxtpotential för odling av olika arter till 2030. Ytor är framräknade från produktion i ton[16].

Var i havet är det bra att odla?

För att en plats ska vara aktuell för nylokalisering av en odling krävs att flera olika förutsättningar finns på plats. Dessa förutsättningar är ibland motstående och odlare som intervjuats som del av projektet menar att ingen enskild förutsättning är mer styrande för en lokalisering än en annan. Istället är utmaningen att hitta en plats som besitter alla dessa egenskaper i tillräcklig grad. Förutsättningarna redovisas utifrån teman för att ge överblick, vissa förutsättningar skulle kunna listas under flera teman. Listan ska inte ses som heltäckande men inkluderar de viktigaste aspekterna.

Fysiska förutsättningar för en produktiv odling

- Liten exponering för hög sjö (sliter och förstör utrustning)
- Lagom djupt (platser med låg exponering för hög sjö är ofta för grunda)
- Hög vattenomsättning (vilket ofta medför en plats exponerad för hög sjö)
- Mjuk/sand/skalgrus botten (möjliggör ankring av utrustning)
- Inte förorenat vatten
- Utpekat som produktionsområde av Jordbruksverket

Infrastruktur som ger en effektiv verksamhet

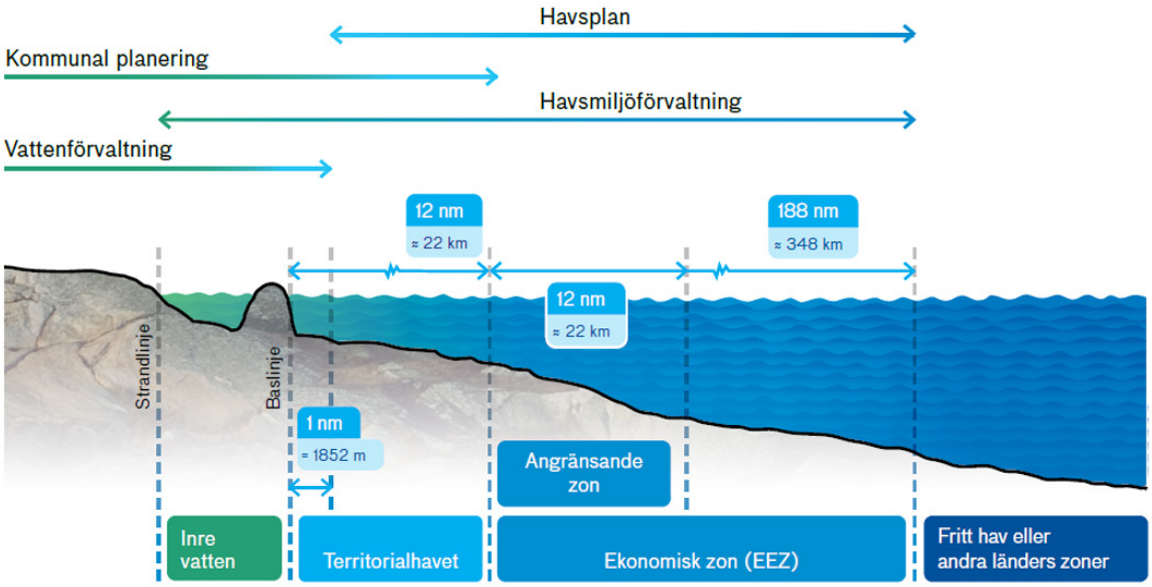
- Inte för långt från brygga för att kunna ta sig dit och inspektera (görs med mindre båt)
- Inte för långt till brygga/kaj för avlastning efter skörd (kräver större båt)
- Inte för långt till andra odlingar inom företaget
- Tillräckligt stor yta för att få kommersiell lönsamhet

Juridiska förutsättningar (viktiga för att få tillstånd)

- Inte strandskyddat område (eller få dispens från kommunen, eller i vissa fall länsstyrelsen)
- Inte naturskyddat område (oftast i form av Natura 2000 (särskilt utpekade habitat), naturreservat och nationalparker)
- Inte på plats av högt intresse för friluftslivet
- Inte för nära farleder (hur nära man kan lokalisera är oklart)
- Tillstånd av markägaren utan krav på ersättning eller arrende

Vattenbruk i havs- och kustzonsplaneringen

Det formella ansvaret för att planera användningen av havet ligger på både statlig och kommunal nivå. Staten ansvarar för planeringen av havet från en nautisk mil utanför baslinjen, se ”havsplan” i Figur 2. Illustration över hur havet delas in i olika zoner och olika typer av förvaltning av de olika zonerna[18]. Kommunen ansvarar för planeringen ut till ekonomisk zon, se ”kommunal planering” i Figur 2. Illustration över hur havet delas in i olika zoner och olika typer av förvaltning av de olika zonerna[18]. De statliga havsplanerna anvisar inte några specifika platser som är lämpliga för lokalisering av vattenbruk. Istället pekar havsplanerna på den kommunala översiktsplaneringen som det sammanhang där lämplig lokalisering av vattenbruk bör hanteras. Som komplement finns även exempel på regionala myndigheter som tar fram vägledningar eller andra dokument som liknar havs- eller kustzonsplaner, till exempel *Vägledning för marint vattenbruk i*



Figur 2. Illustration över hur havet delas in i olika zoner och olika typer av förvaltning av de olika zonerna[18].

Västra Götaland där ytor pekas ut som *kan antas* vara lättare att få tillstånd för att odla på[17].

För att studera vad den formella ansvarsfördelningen, illustrerad i Figur 2, leder till för praktik i det lokala sammanhanget studerades två planeringsdokument: *Blå Översiktsplan* från 2018 som gäller för kommunerna Strömstad, Tanum, Sotenäs och Lysekil (nedan kallad Blå ÖP)[19] samt *Fördjupad översiktsplan (FÖP) för havet i Tjörns och Orusts kommuner* från 2022 (nedan kallad FÖP för havet)[20]. Dessa planeringsdokument får ses som föregångare i att inkludera extraktivt vattenbruk i den kommunala planeringen. Av de totalt knappt hundra kommunerna med kust mot havet är det 14 som anger att de har fysiska planer som inkluderar denna typ av vattenbruk[21]. Det är också längs norra västkusten som det är mest aktuellt med extraktivt vattenbruk.

Blå ÖP och FÖP för havet redogör, likt en översiktsplan för landområden, för vilka värden och intressen som finns inom planområdena. Dessa värden och intressen relaterar till olika aspekter av havet som exempelvis naturvärden, maritim turism, energiproduktion och vattenbruk. Baserat på underlaget innehåller planen kartor där en rad områden pekas ut för etablering av vattenbruk i framtiden. På detta sätt anges att Blå ÖP dels ska ”underlätta för den som söker tillstånd att välja lämplig plats, dels kunna vara ett av underlagen för länsstyrelsen vid prövningen av tillstånd.” [18 (s. 98)]. I FÖP för havet pekas områden ut där ”kommunerna är positiva till prövning av anläggningar för vattenbruk avseende musslor och ostron respektive alger” [20 (s. 35)]. Dessa formuleringar är intressanta eftersom det anger tanken med planerna, vad de ska styra och vem som förväntas läsa och följa dess intentioner.

Relationen mellan kommunala planer och tillståndsgivning

För att vidare förstå hur den kommunala fysiska planeringen av havet, genom Blå ÖP och FÖP för havet, påverkar hur havet faktiskt används studerades relationen mellan planerna och tillståndsgivningen hos

	BIFALL	AVSLAG
Inom utpekade områden	5	4
Utanför utpekade områden	3	10

Tabell 2. Antal bifall och avslag i förhållande till om lokaliseringen är utpekad i planeringsdokument eller inte.

ANLEDNING TILL AVSLAG	ANTAL
Inom naturreservat och/eller Natura 2000	7
Negativ påverkan på friluftsliv och sjösäkerhet	5
Överlapp med befintligt tillstånd	1
Inom militärt riksintresse	1

Tabell 3. Sammanställning av anledning till avslag för anmälningar och ansökningar om vattenbruk 2018-2022.

länsstyrelsen. Studien innefattade en genomgång av bifallna och avslagna tillstånd och anmälningar om extraktivt vattenbruk i Västra Götaland.

Totalt ingick 22 ansökningar och anmälningar varav 8 fått bifall och 14 avslag. I Tabell 2 framgår hur dessa bifall och avslag förhåller sig till om lokaliseringen av föreslagen odling är inom eller utanför utpekade områden. Som referens kan nämnas att av mål gällande miljöfarligverksamhet och vattenverksamhet i mark och miljödomstolar 2020-2021 ledde tre procent till avslag, det ska dock tilläggas att fördelningen är olika i olika branscher[22].

Varje avslag får en motivering till beslutet. Vid genomgången av avslagna tillstånd kunde det konstateras att den vanligaste anledningen till avslag var att den tänkta odlingen låg inom naturreservat eller Natura 2000-område och där skulle påverka naturvärdena negativt (se Tabell 3). Flera ansökningar och anmälningar fick avslag på grund av att länsstyrelsen bedömde att odlingen skulle påverka det rörliga friluftslivet och sjösäkerheten negativt genom att det låg nära farled, eller nära andra odlingar som tillsammans begränsar framkomligheten på platsen.

Från genomgången av kommunala dokument och tillståndsgivning kan det konstateras att den kommunala fysiska planeringen inte verkar vara den proaktiva planering som efterfrågas i nationella strategier, eftersom de inte är särskilt styrande för hur användandet av havet utvecklas. För att förstå varför det är så genomfördes även en mindre intervjustudie med tre odlare, fem kommunala planerare och tre tjänstepersoner med olika funktioner inom länsstyrelsen. Intervjuerna ger en bild av hur olika aktörer ser på de kommunala planeringsdokumenten. Intervjuerna tydliggör behov för den kommande utvecklingen av svensk havsförvaltning, för att kunna skapa en mer proaktiv planering.

Kommunala planerare försöker att föra ihop många intressen

Det bör först tydliggöras att Blå ÖP och FÖP för havet hanterar fler frågor än lokalisering av vattenbruk, även om fokus för denna studie varit på hur de hanterar just den specifika frågan. Gällande vattenbruket menar de intervjuade kommunala tjänstepersonerna att syftet varit att peka ut lämpliga platser där vattenbruk kan ske. Platserna som pekas ut ska vara bra ur odlingsperspektiv samt ha så få konflikter med andra intressen som möjligt.

Planens syfte är att visa på kommunens ställningstagande, eller som det uttrycks i dokumentet Blå ÖP[19], att ”inom utpekade områden är kommunerna positiva till prövning av anläggningar för vattenbruk”. Detta innebär, som en planerare uttrycker det, att ”kommunen som granne” ställer sig positiv till odlingen. En annan planerare uttrycker att syftet är att man i tillståndsprocessen ska slippa göra alternativa lokaliseringsstudier. Vidare menar planerarna att ställningstaganden blir guidande när kommunens miljöavdelning svarar på remisser om ansökningar från länsstyrelsen, själva godkänner ansökningar (ligger på kommunen för vissa typer av mindre odlingar), och när verksamheter söker dispens för strandskyddet.

En av de kommunala planerarna som medverkade i framtagandet av Blå ÖP redogjorde för arbetet med att föra samman information för att hitta lämpliga platser för vattenbruk. Detta planarbete inkluderade till exempel: att inte bara se till officiella badplatser utan även kartera populära inofficiella badplatser; att översätta sjökortets hantering av farleder som ett streck till att se det som en yta; kartlägga var kajakturer går, inklusive övernattningar; vilka vikar som används som naturhamnar; analysera angöringsleder från havet där det krävs extra rum för båttrafik vid hårt väder med mera. Planeraren pekar på kommunens särskilda lokala kunskap som viktig i detta arbete. En annan

Foto: Karl Lundström

planerare påpekar att havet är ”*outrett*”, och att det därför finns incitament att förstå vilka olika användningar som finns av havet. Det har länge pågått mycket aktivitet på havet men att det är först nu man närmar sig att förstå hur kommunen behöver arbeta med att dela upp eller organisera användandet.

Intervjuade planerare menar att stor del av arbetet med planeringsdokumenten handlat om att sammanställa tillgängliga data från olika källor. Både framtagandet av Blå ÖP och FÖP för havet bygger på dialoger med olika näringar och boende. Dessa ligger dock en bit tillbaka i tiden. Blå ÖP antogs 2018 och de större dialogprocesserna gjordes ytterligare 4-5 år innan det. Senare i processen har utställning och samråd genomförts. Båda planerna bygger även på information från dialoger som hölls 2013-2014[23]. De utpekade områdena i FÖP för havet bygger i stort på de utpekanden som görs i *Vägledning för marint vattenbruk i Västra Götaland* där ytor pekas ut som kan antas vara lättare att få tillstånd för att odla på[17] men inkluderar också information från en vetenskaplig publikation[12] som redogör för möjliga ytor för algodling. Kommunen uppmärksammades på forskningen om lokaliseringen av algproduktion vid samrådet. Länsstyrelsens åsikter anges främst komma fram genom samrådsförfarandet.

Avslutningsvis pekar ett par planerare på att dessa plandokument är de första av sitt slag i Sverige och att man fortfarande lär sig hur detta ska göras. Till exempel ser en planerare av Blå ÖP att man i planen kunde varit tydligare i vissa ställningstaganden om vilket intresse som bör prioriteras.

Odlarna vill lyfta odlingarnas positiva effekter

Intervjuade odlare ser idag ett stort problem med att hitta lokaliseringar för nya odlingar där sannolikheten att få tillstånd är hög. Samtidigt hålls branschens utveckling idag främst tillbaka av efterfrågan. Man såg till exempel att efterfrågan på musslor gick ner när restaurangerna fick färre gäster under pandemin. Men de intervjuade menar att det är ett stort problem för framtida expansion att det är så svårt att hitta bra lokaler för odling. En odlare lyfter särskilt möjligheten att få tillstånd för tillräckligt stora områden.

Odlarna vi intervjuat uttryckte också en stor frustration över hur handläggningen av tillstånd går till. Den upplevs vara ideologiskt driven och godtycklig, med fokus på bevarande, och där exploatering ses som negativ oavsett vilka konsekvenser en exploatering kan förmodas få. Till detta hör att odlarna menar att exktraktivt vattenbruk tillför ekosystemtjänster som kan stärka naturvärden, samtidigt som de negativa effekterna är små, tillfälliga och lokala (direkt under odlingen). De intervjuade menar med detta att tillståndsgivningen är överdrivet restriktiv, till exempel menar de att det krävs orimligt stora säkerhetsavstånd till ålgräsängar.

Foto: Konstantin Novikov, Shutterstock

En intervjuad säger att: ”Jag ser inte konflikten mellan naturvärden och odlingar, odlingarna vi har påverkar mångfalden positivt. De ger klarare vatten vilket gynnar ålgräs och andra arter. Gränsvärden [säkerhetsavstånd] man har på länsstyrelsen mellan odlingar och ålgräsängar är väldigt stora.”

”Jag ser inte konflikten mellan naturvärden och odlingar, odlingarna vi har påverkar mångfalden positivt.”

Vidare ser en intervjuad att det borde gå att utveckla hur intressekonflikten med det rörliga friluftslivet hanteras. Respondenten ifrågasätter om stora motorbåtar är en del av det rörliga friluftslivet och anser att

stora motorbåtar kan orsaka mer störning för naturvärden i en grund vik än vad vattenbruket skulle göra. Precis som det finns fågelskyddsområden på land bör det kunna finnas skydd för yngelproduktion i grunda havsvikar. Om man då tillåter odling på en sådan plats får man också skyddet mot störande aktiviteter.

De intervjuade odlarna ger inte mycket för de kommunala planeringsdokumenten, som Blå ÖP eller FÖP för havet. De ser inte att dokumenten underlättar lokaliseringen. En av odlarna menar exempelvis att Blå ÖP ”har tagits fram utan kontakt med näringen och de flesta av de utpekade områdena är inte möjliga odlingsområden. Närhet till reningsverk, skyddade områden, för exponerade områden etcetera. Tyvärr är det en ren skrivbordsprodukt.” Inte heller FÖP för havet verkar vara väl förankrad bland odlare. Odlare aktiva inom Tjörn och Orust kommuner kände inte till att kommunerna hade tagit fram planeringsdokumentet. Alla intervjuade odlare ser det som ett problem att kommunen pekar ut områden som länsstyrelsens tillståndsgivning inte bedömt vara bra lokaliseringar. En av odlarna menar att de blev ”lurade av” Blå ÖP genom att de trodde att utpekade områden innebar större chans att få tillstånd, vilket visade sig vara fel. En intervjuad påpekar att länsstyrelsen var med i processen att ta fram Blå ÖP, och att det därför är ”bedrövligt” att dokumentet inte är styrande för tillståndsgivningen.

Även om odlarna lyfter problemen med utpekade områden ser de också styrkor i plandokumenten, som källa till information om havet när de letar efter nya odlingsplatser. En av odlarna använder Blå ÖPs digitala karta för att få information om exempelvis farleder och skyddade områden, medan andra odlare föredrar andra karttjänster som till exempel *informationskartan Västra Götaland* som tillhandahålls av Länsstyrelsen i Västra Götaland. Förutom information om havsströmmar uppger ingen odlare att information/data om havet saknas eller inte är tillräckligt tillgänglig.

Länsstyrelsens perspektiv utgår från lagstadgade direktiv

Länsstyrelsen har flera olika roller vad gäller planeringen av havet. Från en odlares perspektiv är tillståndsgivningen den tydligaste rollen, men länsstyrelsen har också en funktion i att stötta kommunerna i havmiljöförvaltningen, särskilt i överlappet med den statliga havsplaneringen. En utmaning i att stötta kommunerna är enligt Länsstyrelsen i Västra Götaland att det inte finns någon vana att arbeta med de avvägningar som behöver göras på havet, det är inte en del av den vanliga utbildningen inom samhällsbyggnad på samma sätt som att planera vägar, kulturmiljöer, riksintressen med mera. Det går därför att efterfråga en bättre planering som exempelvis är tydligare i sin prioritering mellan olika intressen.

Bilden som kommit fram vid genomgången av tillståndsansökningar är att de kommunala plandokumenten har en svag eller ingen påverkan på tillståndsgivningen, vilket också bekräftas i intervjuerna med länsstyrelsen. Samordnaren på Naturavdelningen anger istället att det som styr är de lagstadgade skydden, så som naturreservat, Natura 2000, artskyddet, biotopskyddsområden samt det som står i fiskerilagstiftningen. Samordnaren menar vidare att kommuner pekat ut områden inom exempelvis Natura 2000, och att länsstyrelsen misslyckats med sin kommunikation i hur man bedömer möjligheterna för odling. Samtidigt kan inte kommunen veta allt som behöver prövas, exempelvis artskydd känner man inte till förrän man gjort detaljerade undersökningar. Samordnaren menar därför att kommunerna inte har tillräcklig detaljkunskap och inte kan förväntas ha den kunskapen som länsstyrelsen har.

Odlarnas argument, att vattenbruk tillför positiva ekosystemtjänster till en plats och att det borde räknas in tydligare i tillståndsprocessen, menar länsstyrelsen visst vore möjligt. Samtidigt påpekas att den samlade bilden från forskningen inte är entydig. Vissa studier visar på positiva effekter och andra gör det inte, troligen för att det handlar om väldigt komplexa samband som är svåra att generalisera.

Både länsfiskekonsulenten och samordnaren på Naturavdelningen ifrågasätter delvis att avslag på tillstånd skulle vara ett större problem för sektorn. Länsfiskekonsulenten menar att hela den yta som fått tillstånd idag inte nyttjas och att det därför borde finnas möjligheter för sektorn att växa utifrån de tillstånds som redan givits. Samordnaren menar vidare att de flesta ansökningar får tillstånd och att man ser lättare på förnyelser av tillstånd för att verksamheter ska kunna fortsätta där de redan är etablerade.

Sammanfattande diskussion om problembilden och vägar framåt

Företag som bedriver extraktivt vattenbruk är inte en särskilt stor del av svenskt näringsliv eller livsmedelsproduktion. Ytorna som prognostiseras är inte heller några stora ytor i förhållande till totalytan för Bohusläns skärgård (totalt upp till 550 hektar kan efterfrågas 2030, bara Stigfjorden som idag har många odlingar är

totalt ca 3 000 hektar). Odlarna själva anger också att det idag är den begränsade efterfrågan på denna typ av sjömat som är den hämmande faktorn för sektorns tillväxt. Samtidigt pekas blå ekonomi ut som en viktig del av en hållbar livsmedelssektor av såväl nationella strategier som av EU. Frågan är därför om problemet med att små företag inte får de små ytor de efterfrågar idag för hållbar odling av mat är en försmak på större problematik i framtiden. Vattenbruket är en förhållandevis ny företeelse och stora delar av våra skärgårdar är till synes redan intecknade för friluftsliv, yrkestrafik, fiske, militär och naturvård. Den som vill starta vattenbruk får leta länge för att hitta de platser ingen annan redan använder, och hoppas att den duger för odling. Problematiken är känd och återfinns även i andra länder[24]. Om samhället inte förmår att få ordning på processerna för planering och tillståndsgivning när det gäller havet riskerar vi att antingen inte fullt ut nyttja havets förmåga att tillgodose våra behov, eller att få ett överutnyttjande som sätter ytterligare press på havets ekosystem.

I Sondal m fl. (2023), som denna text bygger på, dras tre slutsatser utifrån studien som presenterats ovan. För det första krävs ökad samsyn i flera grundläggande frågor, för det andra behöver det tydliggöras vem som ska vara den ”proaktiva planeraren”, och för det tredje behöver processerna vid kustzonplanering förbättras.

Intervjuerna med de olika berörda aktörerna uppvisar en brist på samsyn i en rad frågor. Det gäller både naturvetenskapliga frågeställningar som behovet av säkerhetsavstånd till naturvärden, om ålgräsängar ska ses som en hotad naturtyp, hur stora lokala ekosystemtjänster från odlingar är och även mer samhällsvetenskapliga frågeställningar som när och i vilken utsträckning det rörliga friluftslivet blir stört av odlingar. Utan en större samsyn i dessa frågor blir det svårt att skapa förutsättningar för en djupare samverkan mellan berörda aktörer. I vissa fall kan det handla om att sammanställa den senaste forskningen för att få en gemensam bild av vad forskningen vet och inte vet i vissa frågor. I andra fall handlar behovet om att få en samsyn kring vilka normer som finns i samhället exempelvis angående privatpersoners inställning till odlingar. Arbetet med ökad samsyn behöver därför inkludera flera aktörer inklusive nationella myndigheter, länsstyrelser, kommuner, odlare, privatpersoner och civilsamhälle. För detta krävs att frågorna även uppmärksammas av forskningsfinansiärer så väl som universitet, högskolor och forskningsinstitut, där fokus bör läggas på att skapa samverkan med involverade aktörer.

Foto: Fredrik Gröndahl

Att både kommuner och länsstyrelsen i Västra Götaland pekat ut områden de ser som lämpliga för vattenbruk kan ses som ett tecken på otydlighet om vem som har den proaktiva rollen att planera havet. Dessutom framgår det av både intervjuer och genomgång av tillståndsärenden att ansatserna till en proaktiv planering av havet, genom utpekanden av områden lämpliga för vattenbruk, inte har haft någon styrande effekt. Varken odlare som söker tillstånd eller länsstyrelsens handläggning av tillstånd verkar förhålla sig till utpekade områden, samtidigt som det varit det uttalade syftet med planerna. Det går därför att ifrågasätta värdet av att som kommun eller länsstyrelse peka ut ett område i havet som lämpligt för vattenbruk på det sätt som gjorts. Vissa intervjuade efterfrågar tydligare ställningstaganden från kommunen, men hindren verkar snarare ligga på en systemnivå. Arbetet med denna studie visar på att roller och mandat mellan olika myndigheter i arbetet med en proaktiv planering av havet behöver klargöras och kanske även förändras.

Kommunernas vana av att (på land) ta fram planer som prioriterar mellan intressen och gör ytor exklusiva för vissa typer av aktiviteter/verksamheter verkar inte inom dagens planeringssystem kunna överföras direkt till kustzonsplanering. Trots försök till proaktiv planering där vattenbruket får ytor tilldelade utifrån en kommunal bedömning av intressekonflikter, styrs användandet av havet ändå av tillståndsprocessernas reaktiva utgångspunkt som inte förhåller sig till kommunernas intresseavvägningar. För att hitta nya sätt att arbeta som ger en mer proaktiv planering av havet med tydligare ställningstaganden krävs troligen nya former av samverkan mellan flera myndigheter på olika nivåer. I en sådan samverkan behöver troligen myndigheter ta nya roller, inte minst som faciliterande mellan myndigheters ansvarsområden och mellan olika funktioner inom respektive myndighet. Detta ligger i linje med kommunernas planering på land som allt mer karaktäriseras av att styra genom samverkan. Därför bör Sveriges kust-kommuner kunna ta en facilitaterande roll och driva det fortsatta arbetet.

Behov av flexibel process som utgår från dialog och samverkan

De planeringsprocesser som ligger till grund för myndigheternas arbete med en proaktiv planering av havet lämnar hittills mer att önska. Utpekade områden verkar dåligt förankrade med militären (utpekade områden inom militärt område där ansökningar får nej av militären), länsstyrelsen (utpekade områden inom naturreservat som länsstyrelsen ser som olämpliga lokaliseringar), och odlare (utpekade områden anses vara skrivbordsprodukter utan verklighetsförankring). Vidare bygger utpekade områden på dialoger med branschen som skedde för 10 år sedan, samtidigt som det är en ung bransch i förändring, exempelvis gällande arter som odlas. I framtagandet av FÖP för havet förs dialog med både bransch och länsstyrelsen genom samrådet, vilket är för sent för att i grunden påverka planens innehåll. Genom mer aktivt dialogarbete hade information som framkom vid samrådet kunnat hanterats tidigare och inte riskerats att missas. Det går att förstå att fokus legat på inom-kommunal och mellan-kommunal samverkan, där planerna Blå ÖP och FÖP havet varit ett sätt att få en gemensam ståndpunkt om hur havet ska användas. Det är även rimligt att det finns utvecklingspotential i denna nya form av planering. För att kunna skapa en proaktiv planering ställs dock högre krav på planeringsprocessen.

För att få till stånd fungerande planeringsprocesser kan det ifrågasättas om målet bör vara statiska planeringsdokument. En mer framgångsrik metod kan istället vara att lägga fokus på processen för dialog och samverkan. Där kan kommunen ta en proaktiv faciliterande roll och involvera odlare, nationella myndigheter, region, länsstyrelse med flera. Detta ligger i linje med det länsstyrelsen i Västra Götaland konstaterar i sin vägledning – att det är svårt att planera exakt vad som ska ligga var eftersom det finns många parametrar och osäkerheter att ta hänsyn till. Istället kan en processfokuserad planeringsprocess skapa forum för ständig dialog där samsyn och bättre förståelse för roller och mandat kan skapas. I slutändan blir det tydligare för odlare, kommuner och tillståndsmyndigheter var i havet vattenbruk bör kunna prioriteras framför andra intressen utan att minska de värden som finns. Detta bör kunna vara en uppgift inom myndigheternas arbete med *Ramverk för nationell fysik planering*[25].

Referenser

1. Regeringens proposition (2016/17:104). *En livsmedelsstrategi för Sverige – fler jobb och hållbar tillväxt i hela landet.*
2. Europeiska kommissionen, (2021). *Meddelande från kommissionen till europaparlamentet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén - strategiska riktlinjer för ett mer hållbart och konkurrenskraftigt vattenbruk i eu för perioden 2021-2030.*

3. Barquet, K., Sjöberg, M., Vieira Passos, M., Gunnäs, A., Piseddu, T., & Leander, E. (2023) *Towards a Sustainable Blue Economy in Sweden.* SEI Report. Stockholm Environment Institute.

4. FAO. (2023, 14 mars). *Fisheries and Aquaculture.* https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/aquaculturehttps://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/aquaculture

5. HaV och Jordbruksverket. (2021). *Handlingsplan för utveckling av svenskt vattenbruk 2021–2026.*

6. Kyrönviita, J. (2022). *Odla fisk rätt - en systemanalytisk undersökning av den rättsliga styrningen av svenskt vattenbruk*. Doktorsavhandling. Göteborgs universitet. School of Business, Economics and Law.

7. Westerberg, A. I. (2019). *Politiken går till sjöss – förvaltnings politik möter havspolitik - Rapport till Miljömålsberedningen.*

8. Westholm, A., (2021). *Scaling Marine and Water Management*. Doktorsavhandling. School of Business, Economics and Law at University of Gothenburg

9. SOU, 2023:74, *Förenklade förutsättningar för ett hållbart vattenbruk.*

10. Jordbruksverket. (2023, 14 mars). *Vattenbruk 2021.* https://jordbruksverket.se/5.6ba10a0c182c7e64f1fcf3c2.html

11. Persson, M., (2022). Livsmedelsverket. Personlig kommunikation om odlingsstatistik.

12. Thomas, J. B. E., Ramos, F. S., & Gröndahl, F. (2019). Identifying suitable sites for macroalgae cultivation on the Swedish West Coast. *Coastal Management*, 47(1), 88-106.

13. Strand, Å. (2021) *Odlingssystem för lågtrofiskt marint vattenbruk - Delrapport inom projektet nedsänkningsbara odlingssystem.* IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport U6498.

14. Strand, Å., Bailey, J., Rydstedt, A., James, P. Legat, J., Sühnel, S. (2022*). Overview of culture systems for low trophic species*, AquaVitae, Tromsø,

15. Eriksson, S., Langeland, M., Wikberg, D., Ab, V. N., Nilsson, J., & Sundell, K. S. (2019). *Översikt av tekniker för odling av vattenlevande organismer i Sverige*. Havs- och vattenmyndigheten.

16. Sondal, J., Strand, Å., & Lindblom, E. (2023). *Samhällsplanering för en hållbart växande extraktiv vattenbrukssektor i Sverige*. IVL Svenska Miljöinstitutet. C759.

17. Bergström, P., Larson, F. (2020) *Vägledning för marint vattenbruk i Västra Götaland*. Länsstyrelsen Västra Götaland

18. Havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet - Statlig planering i territorialhav och ekonomisk zon. (2022)

19. Blå Översiktsplan för Norra Bohuslän – fördjupad översiktsplan för havsområdena i Strömstad, Tanum, Sotenäs och Lysekils kommuner. (2018).

20. Fördjupad översiktsplan för havet i Tjörn och Orust kommuner - utställningshandling. (2022).

21. Origo Group, (2023). Presentation av kartläggning av lokaliseringsplaner för vattenbruk.

22. SOU, 2022:33, *Om prövning och omprövning – en del av den gröna omställningen.*

*23. Vattenbruk på västkusten, (*2015). Vattenbruk på Västkusten - ett samarbetsprojekt.

24. Nielsen, K. N., Strand, Å., Nielsen, P., Chapela, M. F. R., Erbs, S., Solås., A-M., Marinho, I. S. P. I. B. G., Franco, S., Tett, P., Billing, S., Charalambides, G., Britz, P., Routledge, E. A. B., Torato, L. S., Vieira, F., Gunnlaugsson, V., James, P. (2020). *Report on industry perceptions on current policy frameworks.* Aqua Vitae.

25. Boverket (2022). *Ramverk för nationell planering - Förslag till utvecklad nationell planering i Sverige.*

Muntliga referenser

Intervju med näringslivsutvecklare Lysekils kommun, september 2022

Intervju med översiktsplanerare Strömstad kommun, oktober 2022

Intervju med översiktsplanerare Tanums kommun, oktober 2022

Intervju med projektledare för FÖP för havet, översiktsplanerare Orust kommun, november 2022

Intervju med tjänsteperson på Länsstyrelsen i Västra Götaland inom havsplanering, oktober 2022

Intervju med tjänsteperson på Länsstyrelsen i Västra Götaland inom tillståndsgivning, oktober 2022

Intervju med fiskekonsult på Länsstyrelsen i Västra Götaland, oktober 2022

Intervju med odlare av alger, november 2022

Intervju med odlare sjöpungar, december 2022

Intervju med odlare av musslor, januari 2023

Intervju med representant för svenskt vattenbruk och sjömat, februari 2023

UTMANINGAR OCH MANDAT I DEN SVENSKA HAVSPLANERINGEN

Aron Westholm, biträdande lektor i miljörätt vid Juridiska institutionen, Handelshögskolan, Göteborgs universitet, vars avhandling och forskning behandlar den svenska havsplaneringsprocessen och samspelet mellan kommunal och statlig planering.

De senaste 10–20 åren har vi sett en ökande efterfrågan på användningen av havet, både dess direkta resurser och dess geografiska yta. Fiske, friluftsliv, sjöfart, skydd av naturen och i allt större utsträckning havsbaserad vindkraft, är några av de användningar som gör anspråk på havet. För att kunna möta den efterfrågan som finns, utan att äventyra de marina ekosystemen, har såväl EU som Sverige insett att det krävs en övergripande fysisk planering av havet. För att planeringen ska få det önskade genomslaget krävs också att den är samordnad och tillräckligt tydlig för att vara användbar i efterkommande tillståndsprocesser och lokal planering.

Foto: Marie Svärd

Sommaren 2023 fattade regeringen beslut om att avslå en ansökan om tillstånd till att uppföra 50 vindkraftverk på Stora Middelgrund, som ligger i den svenska ekonomiska zonen utanför Halmstad[1]. Beslutet var avslutningen på en process som hade pågått sedan Vattenfall (tidigare Universal Wind Offshore) fick tillstånd att uppföra en vindkraftpark i området 2008. Det tidigare tillståndet togs aldrig i anspråk och därför var bolaget nu tvunget att söka ett nytt tillstånd. Sedan 2008 hade flera saker hänt som till viss del ändrat spelplanen för etablering av havsbaserad vindkraft. Bland annat hade regeringen 2022 antagit nya havsplaner, vars syfte är att ge vägledning kring vad som är den bästa användningen av olika havsområden. I havsplanen för Västerhavet är Stora Middelgrund utpekat som utredningsområde för vindkraft, men det framgår också att hänsyn ska tas till naturvårdsintressen och totalförsvaret[2]. Utöver havsplanen är området också i delar utpekat som riksintressant för såväl friluftsliv som naturvård, samt för totalförsvarets intressen. Slutligen är området utpekat som ett Natura 2000-område, därmed krävs ett separat Natura 2000-tillstånd[3]. Prövningen om Natura 2000-tillstånd sker i en separat process och var alltså inte del av regeringsprövningen, även om möjligheten att genomföra projektet var avhängigt att också ett sådant tillstånd kunde meddelas.

I ärendet var flera av remissinstanserna skeptiska till lokaliseringen av parken eftersom det fanns så många motstående intressen, och i slutändan beslutade alltså regeringen att avslå ansökan. Den rättsliga argumentationen i beslutet lämnar en del övrigt att önska och skälen till beslutet är inte utvecklade i någon större utsträckning. Trots detta väcker ärendet principiellt intressanta frågor om funktionen med en statlig planering och hur olika planeringssystem kommunicerar med varandra. När planeringen ser ut som den gjorde i det här ärendet blir det svårt att veta vad som gäller och hur det kommer att påverka en eventuell tillståndsansökan. Ett bristfälligt planeringsunderlag ger bristfälliga förutsättningar för förutsebara tillståndsärenden.

Ärendet med vindkraftsparken på Stora Middelgrund avsåg ett område som ligger utanför det svenska territorialhavet och därför aktualiseras främst olika typer av statlig planering. I den här texten kommer dessa planeringsinstrument behandlas till viss del, men fokus kommer att ligga på förhållandet mellan statlig havsplanering och kommunal översiktsplanering. I förhållandet mellan statlig och kommunal planering aktualiseras till viss del andra typer av konflikter, men det finns många beröringspunkter mellan de här två typer av planeringskonflikter: Stora Middelgrund illustrerar vikten av en sam-

ordnad planering för att ge ett tydligt underlag till efterkommande tillståndsprocesser, vilket också påverkar hur förutsebara de processerna blir. Planering av marina sociala ekologiska system är en komplex övning. Såväl fysiska förutsättningar som kunskapslägen förändras konstant och planeringen måste kunna ta hänsyn till det. För att hantera den här komplexiteten måste de olika planeringsinstrumenten och nivåerna kommunicera med varandra för att kunna beakta så mycket av de system som de är tänkta att planera som möjligt. Det gäller i såväl den ekonomiska zonen som i kustvattnen.

Den här texten kommer att beskriva förhållandet mellan kommunal och statlig planering av kust- och havsområden med utgångspunkt i komplexiteten i förvaltningen, i syfte att förstå både förutsättningar och potentiella utmaningar.

Förvaltning av sociala-ekologiska system

En viktig utgångspunkt för många samtida teorier om förvaltning av naturmiljön är att sociala, mänskliga system och ekologiska system är sammankopplade. Det går inte att separera människan från ekosystemen, lika lite som det går att separera ekosystemen från mänskligt liv. Den här synen på världen finns inom många områden, men har under de senaste decennierna kanske främst utvecklats inom ramen för teorier om resiliens och styrning av jordens system[4]. Den grundläggande idén är att bryta med den traditionella uppdelningen mellan det mänskliga och icke-mänskliga, eller sociala och ekologiska system. Sociala system är del av ekosystemen, och en separation mellan de två är godtycklig. En utmaning för förvaltningen blir här att skapa rättsliga system som kan hantera den komplexitet som en sådan förståelse av världen innebär. Där hela det sociala-ekologiska systemet beaktas i lagstiftningen. Eftersom det är en allt för omfattande uppgift att ens börja behandla hela den komplexiteten i en text av det här formatet, kommer fokus att ligga på en viss aspekt som ofta lyfts som central inom ramen för modern miljöförvaltning; så kallad adaptiv förvaltning.

En sådan förvaltning bygger på insikten om att alla förvaltningssystem måste kunna anpassa sig till förändrade förhållanden, oavsett om de förändras som en följd av medvetet mänskligt handlande, ny kunskap, förändrade normer och värderingar eller förändringar av naturmiljön[5]. Det är en typ av förvaltning som bygger på experiment och anpassning, snarare än ett system där alla fakta är kända från början[6]. En central diskussion i skärningspunkten mellan juridik och adaptiv förvaltning är hur juridiken kan främja sådan förvaltning och samtidigt garantera och upprätthålla grundläggande rättsliga principer, som förutsägbarhet och rättssäkerhet[7]. I den här texten kommer jag att diskutera hur en väl koordinerad planering kan medverka till att säkerställa adaptiv förvaltning, utan att dessa rättsliga principer åsidosätts.

Ekosystem är komplexa. Social-ekologiska system är ännu mer komplexa. Att i förvaltningen lyckas hantera hela den komplexiteten är en i princip omöjlig uppgift. Lagstiftning och förvaltning innebär därför alltid en typ av förenkling, de svåröverskådliga systemen förenklas så att de på sätt och vis blir läsbara för mänskliga administrativa system[8]. Den här förenklingsprocessen är komplex och det är viktigt att de som utformar förvaltningssystemen är uppmärksamma på detta samt på samspelet mellan olika delar av systemen. Om inte tillräckligt mycket av komplexiteten återspeglas i förvaltningen eller planeringen kommer detta att leda till en felaktig representation av systemen, vilket i slutändan kommer att påverka förvaltningsresultaten. Den här texten behandlar planeringssystemet för de svenska kustvattnen och territorialhaven och fokuserar på hur en alltför stor förenkling påverkar möjligheterna till en funktionell adaptiv förvaltning av social-ekologiska kustsystem. Mer specifikt handlar det om hur fördelningen av planeringskompetens påverkar prioriteringarna i planeringen av havs- och kustvatten. För att besvara denna fråga har jag studerat systemet för havsplanering och kommunal planering i Sverige.

Undersökningen som presenteras i den här texten har tidigare lagts fram i en avhandling: *Scaling Marine and Water Management*[9], där fokuset låg på planeringen av de svenska kustområdena och på vattenförvaltningen i Sverige. Av betydelse för den här texten är framför allt de delar som handlar om samordningen mellan olika planeringsnivåer. Eftersom det i enskilda miljötillståndsprocesser, eller detaljplaneprocesser, är svårt att ta in all den komplexitet som det sociala-ekologiska systemet innebär, samtidigt som det inte finns alltför stort utrymme för adaptiv förvaltning i själva beslutssteget, ligger det ett stort ansvar på planeringen att tillgodose dessa intressen. Om planerna bygger på en sammanställning av så mycket information och avvägningar som möjligt och om de uppdateras kontinuerligt för att väga in ny kunskap och nya omständigheter, kan planeringen samspela med tillståndsprocesserna på ett sätt som gör att såväl den adaptiva förvaltningen, som kraven på förutsebarhet och rättssäkerhet, tillgodoses. Jag kommer först att beskriva planeringsmandaten i den svenska kust- och

havsplaneringen, för att sedan beskriva de två planeringsnivåerna och deras karaktärsdrag. Avslutningsvis ger jag en analys av vilka utmaningar och brister som finns i den svenska kust- och havsplaneringen.

Planeringsmandat

I svenska kustvatten och territorialhav finns det två olika planeringssystem; det kommunala och det statliga. Kommuner ansvarar, inom ramen för det så kallade planmonopolet, för planeringen av land och vatten inom deras område[10]. Det innebär för de flesta kustkommuner att deras planeringsmandat sträcker sig ut till gränsen av territorialhavet. Den centrala lagen för att styra kommunal planering är plan- och bygglagen (2010:900). Utöver planlagstiftningen styrs också kommunalt handlade av kommunallagen (2017:725). Där stadgas lokaliseringsprincipen, som innebär att kommuner endast ska ägna sig åt sådant som är av allmänt intresse och har anknytning till kommunens område eller deras medlemmar[11]. Även om plan- och bygglagen i delar utvidgar denna princip, är den vägledande i det kommunala beslutsfattandet. Den kommunala planeringen omfattar således endast kommunens område och det finns få möjligheter för kommunerna att inkludera intressen i sitt beslutsfattande som inte är av direkt betydelse för kommunen.

”Utifrån idéerna om sociala-ekologiska system, handlar det inte bara om ekosystem, utan om hela de komplexa sociala-ekologiska system som utgör Sveriges kust- och havsområden.”

Den statliga havsplaneringen täcker Sveriges havsområden, från en sjömil utanför baslinjen till och med den yttre gränsen av den ekonomiska zonen[12]. Havsplaneringen, som även styrs av EU:s havsplaneringsdirektiv, regleras i miljöbalken och havsplaneringsförordningen. Tanken är att den ska utgå från en ekosystemansats[13], vilken definieras i den svenska havsplaneringen som ”en strategi för bevarande av naturvärden, hållbart nyttjande och rättvis fördelning av naturresurser, med målet att säkerställa att användningen av ekosystemen sker inom deras gränser”[14]. Ekosystemet och dess gränser är således en central parameter i havsplaneringen. Samtidigt exkluderas viktiga delar av de marina ekosystemen från planeringsmandatet när kustvattnen undantas. För att säkerställa att ekosystemen faktiskt används inom sina gränser krävs därför en samordning mellan de olika planeringsnivåerna. Till detta bör också läggas att det, utifrån idéerna om sociala-ekologiska system, inte handlar endast om ekosystem, utan om hela de komplexa sociala-ekologiska system som utgör Sveriges kust- och havsområden.

Sammanfattningsvis finns det två olika planeringsnivåer (en statlig och en kommunal nivå) som överlappar i större delen av territorialhavet, medan kommunerna har det exklusiva planeringsmandatet för kustvattnen. Utöver detta finns givetvis annan lagstiftning, såväl nationell som EU-lagstiftning, som också påverkar användningen havsmiljön, så som ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, strandskyddet och riksintressesystemet.

Planeringens särdrag

I det här avsnittet kommer jag att redogöra för särdragen hos de två planeringsnivåerna. För att kunna förstå potentialen, men också utmaningarna, med nuvarande system krävs en förståelse för hur de här nivåerna skiljer sig åt och hur de samverkar med varandra. Resultaten som presenteras i det här avsnittet bygger på studier av kommunala översiktsplaner och de nationella havsplanerna, men också på en intervjustudie, där aktörer på olika nivåer i systemet har intervjuats om hur de ser på sin egen och på andras roll i planeringen. Först kommer den kommunala planeringen att behandlas och därefter den nationella havsplaneringen.

Kommunal planering

Studien av den kommunala planeringen gjordes i etapper. Den första etappen innebar en översiktlig analys av alla kustkommuners översiktsplaner för att få en bild av vilka intressen och inriktningar som kunde urskiljas. Därefter valdes 15 kommuner ut för djupare studier. För var och en av dessa kommuner gjordes en djupare analys av översiktsplanen och en tjänsteperson från varje kommun som arbetade med översiktsplaneringen intervjuades. Utöver detta intervjuades också ett mindre antal politiker och en representant från respektive koordinerande länsstyrelse samt Havs- och vattenmyndigheten.

Ett första viktigt karaktärsdrag hos den kommunala planeringen är skalan, som kan beskrivas som tydligt lokal och detaljerad. Planerna kännetecknas

av stor kunskap om lokala områden och hur de kan användas. Större perspektiv, som exempelvis marina ekosystem, diskuteras dock inte mer än översiktligt. Fokus ligger ofta i kustbandet och i mindre utsträckning i territorialhavet. Eftersom planerna också täcker hela kommunens landområde är detta ett naturligt fokus, någonting som till viss del förutsågs när den nationella havsplaneringen togs fram. Ett viktigt skäl till att kustområdena uteslöts från det nationella havsplaneringssystemet var att det är i dessa områden som kommunerna har sina största intressen[15]. De flesta kommuner är inte så intresserade av territorialhavet.

Utöver skalan är perspektivet i den kommunala planeringen också till stor del lokalt. Det lokala, kommunen, är alltid i centrum av planeringen och ju längre bort geografiskt från detta centrum en fråga är placerad, desto mer perifer blir den i beslutsfattandet. Det här tar sig uttryck på många sätt i planeringen, men gemensamt är att genom att fokusera på och betona kommunen och dess intressen, motiveras också en fortsatt utveckling och ofta även exploatering av mark inom kommunen. Det kanske tydligaste exemplet på det lokala perspektivet var kommunernas fokus på sina hamnar. Många av kustkommunerna hade en hamn som av olika skäl var viktig för dem. För att tydliggöra vikten, och därmed motivera fortsatt utveckling av hamnen, beskrevs dess vikt ofta i termer av vikt för landet som helhet. Det kunde vara ”Skandinaviens största hamn” i Göteborg[16], eller ”Sveriges största hamn för sågade trävaror” i Varberg[17]. Genom att lyfta fram den egna hamnens betydelse för Sverige motiveras också utvecklingen av den.

Som en del av det kommunala perspektivet finns också en aspekt av konkurrens mellan kommunerna, om både tillväxt och invånare. Konkurrensen kan röra sig från att vara i förhållande till grannkommuner, till situationer där grannkommuner formar en region, som då verkar i konkurrens med andra regioner. Lysekils översiktsplan från 2006 illustrerar de här två perspektiven tydligt genom att i ett avsnitt identifiera att en utmaning är att bevara köpkraften inom kommunen, så att invånarna inte åker till shoppingcentrum i grannkommunerna. I ett senare avsnitt av planen diskuteras i stället den region man tillsammans med grannkommunerna utgör och hur den ska stärkas i förhållande till andra regioner[18]. I termer av hur konkurrensen och regionperspektiven formuleras gick det även att urskilja skillnader mellan kommuner av olika storlek, där de mindre hade ett större behov av att betona det regionala samarbetet, medan de större kommunerna gjorde så i mindre utsträckning[19].

Den sista aspekten av den kommunala planeringen som studerades var hur kusten diskuterades och synliggjordes i planerna, varför kusten var viktig och hur det tog sig uttryck. Här framkom det tydligt att kusten som attraktionskraft för kommunen var centralt. Den lockade turister, företag och invånare[20]. Utöver den rena attraktionskraften lyftes ofta kusten fram i planerna i termer av identitet. För små kustkommuner är havet tätt kopplat till identiteten och det framhävdes att deras kust var unik i sitt slag. Båda dessa aspekter påverkar planeringen för kusten, havet och dess användning, men också hur de näringar som traditionellt har verkat där behandlas.

Sammanfattningsvis kan konstateras att alla de aspekter av kommunal planering som behandlats här pekar på en särpräglad lokal typ av planering, med lite fokus på vad som händer i den nationella planeringen och inte heller förmår förhålla sig till de övergripande mål som styr den nationella havsplaneringen. Den kommunala planeringen tenderar också att fokusera mer på utveckling, än på bevarande och miljöfrågor. I följande avsnitt behandlar jag den nationella planeringen utifrån samma aspekter som jag redogjort för den kommunala planeringen. Jag avslutar sedan med en analys av vad de här olika planeringsnivåerna innebär för den funktionella planeringen av socialaekologiska kustsystem.

Nationell havsplanering

Skalan i den nationella planeringen är mer övergripande än den kommunala. De tre planområdena är indelade i sektioner, men planeringen präglas ändå av lägre detaljeringsgrad än den kommunala. I de förslag till nya havsplaner som Havs- och vattenmyndigheten presenterade under hösten 2023 blir detta tydligt framför allt genom att en återkommande skrivning är att ”möjlighet till samexistens med andra användningar och hänsynsavstånd behöver bedömas i ett lokalt perspektiv”[21]. I flera delar framgår även att riksintressen tillgodoses i planen, även om det inte går att synliggöra dem på grund av planens övergripande skala[22].

I de nu gällande planerna talar man om attraktiva kustlinjer och småskaligt fiske, men det tillämpas också en bredare skala, där man diskuterar problemet med överfiske och problematiska aspekter av högt exploaterade kustlinjer[23]. På det viset kan de nationella planerna röra sig mellan olika skalor mer än vad de kommunala planerna kan. De kan dock aldrig ha samma detaljerade kunskap som de kommunala planerna. I sammanhanget är det också viktigt att poängtera att havsplaneringen inte omfattar kustområden, trots att det är i dessa områden som många viktiga marina ekosystem finns, och det är också här som

många av verksamheterna i den marina miljön finns.

I termer av vad som är centralt och vad som blir perifert i den nationella havsplaneringen utgår den från en holistisk användning av havsområdena. Alla sektorer måste beaktas och utnyttjandet av det marina utrymmet får inte överskrida gränserna för de marina ekosystemen. Planeringen styrs av en ekosystemansats och målet är att främja ekosystemtjänster och tillväxt av maritima näringar[24]. Perspektivet är av nödvändighet bredare än de enskilda kommunernas. För kommunerna gäller att angränsande kommuner eller regioner ofta behandlas i termer av konkurrens. För havsplanerna ser det lite annorlunda ut och konkurrens är ett mycket mindre framträdande tema. De kommunala planerna används främst som informationskällor, om de har särskilda områden som utsetts för en viss verksamhet. Däremot är inte intrycket att havsplanerna har utformats för att tillgodose kommunala planer och målsättningar. Havsplanerna är tänkta att vara vägledande för kommunal planering, även om någon inbördes hierarki mellan planerna inte finns lagstiftad[25]. Trots detta verkar det ske relativt lite lärande mellan de två typerna av planer. I stället verkar Havs- och vattenmyndigheten i planeringsprocessen ha sneglat på grannländer för att lära sig om hur till exempel ekosystemansatsen har tillämpats där[26]. Den typen av gränsöverskridande perspektiv i planering är viktig för att inte skapa planer som inte kommunicerar med varandra. Men det är också viktigt att planering tar hänsyn till vad som sker inom det egna landet, mellan planeringsnivåer, även om det är en typ av gränsöverskridande planering som mer sällan nämns än internationella gränsöverskridande perspektiv.

Två typer av planering

Den bild som framträder här ovan är den av två relativt distinkta typer av planering som, även om de överlappar varandra i delar, inte har allt för mycket internt utbyte. I en intervju med en representant från länsstyrelserna uttrycktes att från ett kommunperspektiv är kommunen en myra som tittar upp från myrstacken när en häst (staten) trampar ned i den, det rör sig om två helt olika skalor och perspektiv[27]. Från det nationella perspektivet framstår i stället den kommunala planeringen som inte särskilt koordinerad över gränserna, som en följd av att varje kommun har sina egna intressen att tillgodose. Det har naturligtvis funnits initiativ till kommunalt och regionalt samarbete, men dessa har ofta varit begränsade i geografisk omfattning. För att motverka detta i samband med processen att ta fram den första generationen av havsplaner, beslutade regeringen om ett anslag för att finansiera kommunala samarbetsprojekt för att främja interkommunal planering. Resultaten från den insatsen har varit blandade, där de mest framgångsrika initiativen redan fanns när finansieringen kom och att finansieringen oftast användes för inventering, inte för egentlig planering[28]. Det här bidraget har varit viktigt och inventering av områden, med till exempel höga naturvärden, är bra eftersom det är något som många kommuner kan ha svårt att finansiera själva, men det gav inte riktigt den planeringseffekt som var syftet med finansieringen.

Analys

Den här texten började med att beskriva behovet av att skapa en förvaltning som kan tillgodose såväl förändringar i kunskap som fysiska förutsättningar i de sociala-ekologiska systemen. På ett annat sätt kan det uttryckas som att lagstiftningen behöver kunna göra komplexa system läsbara för en administration som ska sköta förvaltningen och säkerställa adaptivitet, samtidigt som de centrala rättsstatsprinciperna tillgodoses. För att exemplifiera problemen med en dåligt koordinerad planering använde jag exemplet med vindkraftparken på Stora Middelgrund, som också visar betydelsen av planering i tillståndsprocesser.

Ett av de stora problemen idag i den statliga svenska havsplaneringen är att den inte täcker hela det marina området. Ekosystemansatsen blir svårtillämpad

Foto: Marie Svärd

när viktiga delar av ekosystemet exkluderas från planeringen. För att skapa en fungerande adaptiv förvaltning måste lagstiftningen ta större hänsyn till de social-ekologiska systemens komplexitet än vad den gör idag. För närvarande bygger planeringen på en allt för stor förenkling av systemen som den försöker att hantera. I en sådan situation spelar det egentligen ingen roll om de kommunala och nationella planerna är adaptiva, om de inte informerar varandra och bygger på varandras kunskaper, eftersom bilden blir alltför förenklad. Ambitionen med havsplaneringen var att förvaltningen av havsmiljön skulle bli mer holistisk, se till helheten. Något som också uttryckts som syftet med EU:s havsplaneringsdirektiv. För att uppnå detta skulle de två planeringsnivåerna behöva integreras bättre med varandra, men också med andra typer av förvaltning, exempelvis vattenförvaltningssystemet. Görs inte det kommer förvaltningen fortsätta att vara fragmenterad, och havsplaneringens syften förbli svåra att nå. Ett konkret sätt att förena planeringsnivåerna är att låta den nationella havsplaneringen omfatta kustvattnen. Det hade gjort att kommunerna automatiskt hade haft ett större behov av att sätta sig in i och vara delaktiga i havsplaneringen. Det hade på ett tydligare sätt samtidigt kopplat ihop vattenförvaltningen med havsplaneringen, eftersom vattenförvaltningen också täcker kustvattnen. Problemet med en sådan lösning är att det finns en överhängande risk att det hade betraktats som ett inskränkande av det kommunala planmonopolet, vilket hade varit svårt att acceptera för många kommuner. För den som har studerat den svenska processen att ta fram en nationell havsplanering är det också tydligt att detta var skälet till att kustvattnen undantogs planeringen. I de första utkasten till havsplanering i både Sverige och EU, inkluderades kustvattnen. I EU:s fall sågs de till och med som centrala i planeringen[29] När väl lagstiftningen antogs var dock kustvattnen undantagna i båda fallen och här spelade det svenska kommunala planmonopolet en stor roll.

Avslutningsvis bör poängteras att problemen med en allt för förenklad och uppdelad planering inte är något som är unikt för den svenska havsplaneringen. Eftersom EU:s havsplaneringsdirektiv undantar kustvatten som omfattas av lokal planering från direktivets omfång liknar implementeringen i många av medlemsländerna den svenska. En utblick runt Östersjön visar att det finns en mängd olika planeringsnivåer inblandade i de olika ländernas kust- och havsplanering[30].

En sådan fragmenterad planering riskerar att motverka direktivets ambitioner. Som den här texten har visat krävs det att internationella överenskommelser förankras hela vägen ned till de lokala planeringsnivåerna. Görs inte det kommer de övergripande målsättningarna vara svåra att uppnå i praktiken.

Referenser

1. Regeringsbeslut KN2023/01037.
2. Havs- och vattenmyndigheten (2022), *Havsplaner för Sverige - Bottniska viken, Östersjön, Västerhavet.* Statlig planering i territorialhav och ekonomisk zon, s 126–127
3. Miljöbalk (1998:808) 7 kap. 28–29 b §§.
4. Se bl a. Folke, C., m fl. (2010), *Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability* 15 Ecology and Society Art. 20; Holling, C., m fl. (2004), "Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems", 9 Ecology and Society n/a; Biermann, F., m fl. (2010), "Navigating the anthropocene: the Earth System Governance Project strategy paper" 2 Current Opinion in Environmental Sustainability 202.
5. Se t ex.; Chaffin, B. C., Gosnell, H., och Cosens, B. A. (2014), *A decade of adaptive governance scholarship: synthesis and future directions*, 19 Ecology and Society.
6. Ruhl, J. B. (2005), *Regulation by adaptive management — is it possible?*, 7 Minnesota Journal of Law, Science & Technology 57.
7. Cosens, B. A. och Gunderson, L. (2018), *An introduction to practical panarchy: linking law, resilience, and adaptive water governance of regional scale social-ecological systems,* i Cosens, B. A. och Gunderson, L. (red.), "Practical panarchy for adaptive water governance: linking law to social-ecological resilience" (Springer International Publishing); Ebbesson, J. och Hey, E. (2013), "Introduction: where in law is social-ecological resilience?" 18 Ecology and Society.
8. Scott, J. C. (1998), *Seeing like a state: how certain schemes to improve the human condition have failed*, (New Haven, New Haven: Yale University Press).
9. Westholm, A. (2021), *Scaling marine and water management* (Avhandling, Göteborgs universitet)
10. Plan- och bygglag (2010:900) 1 kap. 2 §.
11. Kommunallag (2017:725) 2 kap. 1 §.
12. Miljöbalk (1998:808) 4 kap. 10 §.
13. Havsplaneringsförordning (2015:400) 10 §.
14. Havs- och vattenmyndigheten (2022), s 18.

15. prop. 2008/09:170, EN sammanhållen svensk havspolitik, (2009), s 41.
16. Göteborgs kommun (2009) Översiktsplan för Göteborg, del 1, s 36.
17. Varbergs kommun (2010), Översiktsplan för Varbergs kommun, s 21.
18. Lysekils kommun (2006), Översiktsplan 06 Lysekils kommun, s 6, 10.
19. Westholm (2021), s 163.
20. Ibid., 177 ff.
21. Havs- och vattenmyndigheten (2023) *Förslag till ändrade havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet*, Samrådsversion (dnr 2168–23) s 54, 60 och 67.
22. Ibid., s 76.
23. Westholm (2021), s 202.
24. Havs- och vattenmyndigheten (2022), s 18.
25. Miljöbalk (1998:808) 4 kap. 10 §; Miljödepartementet (2013), Promemoria hushållning med vattenområden, s 50.
26. Westholm (2021), s 197.
27. Ibid., s 190.
28. Västernorrlands Länsstyrelserna Kalmar, och Västra Götalands län (2019), *Slutrapport över KOMPIS-bidraget — Kommunal kust- och havsplanering i statlig samverkan under 2016–2018*, s 63–64.
29. European Commission COM (2013) 133 final, *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for maritime spatial planning and integrated coastal management* {SWD (2013) 64 final} (2013).
30. Westholm, A. (2018), *Appropriate scale and level in marine spatial planning – management perspectives in the Baltic Sea,* 98 Marine Policy (2018) 264.

SJÖFARTSFRÅGORNA VISAR PÅ GLAPP INOM SVENSK HAVSFÖRVALTNING

Eva-Lotta Sundblad, doktor i miljöpsykologi, vetenskaplig samordnare vid Havsmiljöinstitutet och ordförande i Havsmiljöinstitutets sjöfartsgrupp, vars syfte är att stärka och sprida kunskap om hur sjöfarten påverkar havsmiljön.

Sjöfarten kring Sverige är omfattande, föränderlig och påverkar havsmiljön på flera olika sätt. Till exempel leder transporter av olika nya bränsletyper till att kemikaliefartyg behöver rengöra sina tankar ofta. Detta innebär att de släpper ut ökande mängder kemikalier till havet, även i skyddade områden. Det behövs kraftfulla och samordnade styrmedel och åtgärder för att minska miljöpåverkan från sjöfarten, vilket i sin tur innebär att de myndigheter och departement som utgör Sveriges havsförvaltning behöver vara mer adaptiva och i högre grad eftersträva helhetssyn.

Foto: Phillip Minnis Shutterstock

Sverige når inte det nationella miljömålet *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, och dessvärre inte heller övriga havsrelaterade miljömål[1]. För att styra mot ett bättre resultat behöver politiker och beslutsfattare på myndigheter i högre grad väga in havsmiljöaspekter i sina beslut så att belastningen på den marina miljön minskar.

Sjöfarten i haven runt Sverige är en del av bland annat transportsystem, livsmedelssystem och statsförvaltningssystem, vilka är komplexa var och en för sig och ännu mer komplext blir det när man tittar på dem sammantaget. Inom dessa och andra system finns politiker, tjänstemän och beslutfattare och andra som behöver genomföra medvetna anpassningar för att reducera belastningen på havsmiljön. Det här gäller på såväl nationell nivå, som lokalt, regionalt och även internationellt.

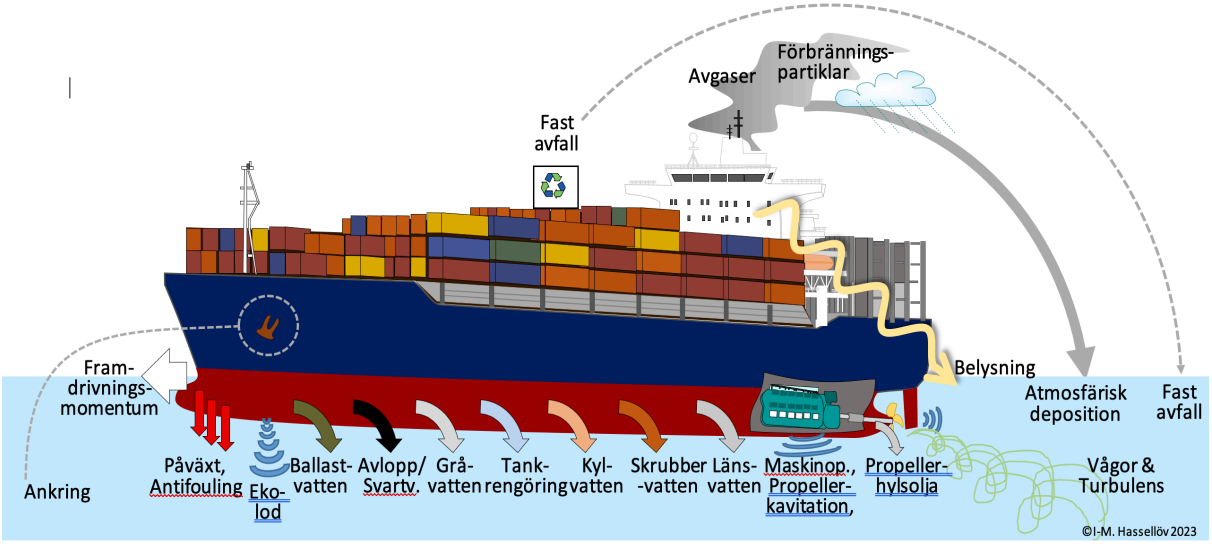
Denna text belyser några aktuella svenska sjöfartsrelaterade havsförvaltningsfrågor som vi på Havsmiljöinstitutet stött på när vår sjöfartsgrupp analyserat miljötillståndet i Östersjön och Västerhavet utifrån sjöfartens perspektiv och påverkan. Först presenteras några fakta om sjöfarten kring Sverige följt av en kort text om inriktningen på Sveriges marina förvaltning. Baserat på exempel kring fartygs utsläpp av kemikalier vid tankrengöring följer slutligen kommentarer och rekommendationer för den nationella förvaltningen.

Sjöfart kring Sverige är både svensk och internationell

Sjöfarten är en av de sektorer som tillför viktiga samhällstjänster, nyttjar havet och även bidrar till miljöbelastningar. Haven kring Sverige, här definierat som hela Östersjöområdet inklusive Kattegatt och Skagerrak, trafikeras årligen av ca 8000 unika fartyg, där endast en mindre del av dem besöker svenska hamnar. Trafiken är till stor del internationell. Under 2018 var fartygen registrerade i 74 olika länder/flaggstater[2] varav endast 2,7 procent (211 st) var flaggade i Sverige. Även om det totala antalet svenskregistrerade handels- och specialfartyg är fler (antalet fartyg över 100 GT uppgick till 578 st) så opererar de inte nödvändigtvis i haven kring Sverige utan globalt. Trots att antalet fartyg som trafikerar Sveriges närområden har varit relativt konstant under senare år är det en betydande omsättning av enskilda fartyg, som kan variera mellan åren.

Miljöpåverkan från sjöfarten sker huvudsakligen då fartygen är i drift. Olika fartygstyper och fartyg av olika ålder påverkar havsmiljön i olika grad. Val av bränsle, och med vilken hastighet som fartyget vanligen färdas, påverkar särskilt mängden utsläpp av växthusgaser och andra föroreningar till luft, se modellen över belastningar i Figur 1. Mängden utsläpp av oljor, kemikalier och förorenat processvatten till havet varierar också i hög grad mellan fartyg. Utsläppen till luft av försurande ämnen deponeras i stor utsträckning i haven. Fartyg producerar även betydande undervattensbuller och kan på den lokala nivån påverka stränder på grund av svallvågor. Sjöfartens påverkan på miljön är såväl lokal, regional som global.

På global nivå är det FN-organet International Maritime Organization (IMO) som har det huvudsakliga ansvaret för reglering av sjöfarten och beslut tas vanligen i konsensus av alla medlemsstater. Kontroll av fartygens funktion och regelefterlevnad vilar på flaggstaten, det vill säga på den stat där fartyget är registrerat. Men det finns även ett kontrollansvar hos hamnstaten, den stat vars hamnar som fartygen besöker. I Sverige



Figur 1. Belastningar från ett enskilt fartyg till luft och vatten (I-M Hassellöv 2023)

är det Transportstyrelsen (TS) som för Sveriges talan i IMO och utövar kontroller av fartyg som anländer till svenska hamnar.

Reglerna som utarbetats av IMO utgör en miniminivå avseende vad som är tillåtet, men många fartyg och redare har dessutom en egen miljöpolicy. Besättningar och fartyg påverkas av en mängd olika förutsättningar i omvärlden, såsom marknader, politik, ekonomi, förutsättningar i hamnar, väder, klimatförändring, säkerhetsfrågor och krig.

Även på nationell nivå har Sverige möjlighet att anta regler för sjöfarten givet olika förutsättningar. Bland annat kan Sverige som kuststat besluta om hastighetsbegränsningar för områden i territorialhavet för att skydda den marina miljön. En annan utgångspunkt är att Sverige som flaggstat kan utfärda regler som gäller enbart för de fartyg som är registrerade i landet.

Sveriges marina förvaltning ska vara ekosystembaserad

Inom miljöpolitiken framhålls den så kallade ”ekosystemansatsen” som nödvändig för att säkerställa att ekosystem används inom sina gränser. Den utgör grunden för tillämpningen av ett flertal internationella miljökonventioner som Sverige anslutit sig till – till exempel konventionen om biologisk mångfald (CBD), Ospar och Helcom och är vägledande för EU-direktiv som berör havet: havsplaneringsdirektivet (2014/89/EU) och havsmiljödirektivet (2008/56/EG).

Det praktiska genomförandet av ekosystemansatsen sker genom ekosystembaserad förvaltning (EBF). Några kärnelement i EBF är att ta hänsyn till kopplingar mellan olika ekosystem liksom mellan samhället och ekosystemen, vilket inbegriper att ta hänsyn till aktiviteter på land, beakta den samlade påverkan på ekosystemen från olika mänskliga belastningar, ta hänsyn till olika mål och samhällsintressen, samt att stödja lärandeprocesser och adaptiv förvaltning[3]. Det är en strategi som kan vara lätt att stödja i tanken, men som innebär stora utmaningar vid implementeringen.

I Sveriges marina förvaltning har arbetet enligt ekosystemansatsen utvecklats i flera decennier, genom tolkningar, pilotprojekt, och inom enskilda förvaltningsområden[4,5]. Det finns fortsatta hinder för att kunna dra nytta av strategins möjligheter. Det gäller inte minst förutsättningar för att nå den helhetssyn som är önskvärd, hantera aktörers behov av kunskap, hantera komplex kunskap och flera frågor samtidigt, samt att ha en organisation med mandat och legitimitet. Den parlamentariskt sammansatta Miljömålsberedningen föreslog 2019 att regeringens havsmiljöarbete och hela havspolitiken ska genomsyras av ekosystembaserad förvaltning, alltså att arbeta i enlighet med ekosystemansatsen[6]. Miljömålsberedningens betänkande *Havet och människan*, SOU 2020:83, har remissbehandlats men är inte beslutad.

Många bidrar dock aktivt till arbetet och det finns en samsyn i att havsmiljön behöver skyddas såväl inom Sverige som internationellt. Det finns även en god grund i en del processer som har etablerats för att säkerställa att problemen med havsmiljön uppmärksammas och åtgärdas. Det gäller framför allt EU-samarbetet med havsmiljödirektivet (2008/56/EG) som ska ge en gemensam och flexibel struktur för medlemsstaternas arbeten. Ett annat exempel är Helcom-samarbetet mellan de nio Östersjöländerna.

Havsmiljöförvaltningen har flera officiella aktörer inom Sverige. I första hand är det Havs- och vattenmyndigheten (HaV) vars instruktion omfattar bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav samt fiskeresurser. Men också Vattenmyndigheterna, Naturvårdsverket och andra organisationer har delansvar för de miljömål som innefattar de marina resurserna. Många fler av de svenska myndigheterna som har andra huvudsakliga uppdrag i sin instruktion påverkar också havsmiljöns utveckling. Det gäller Transportstyrelsen, Sjöfartsverket, Trafikverket, Skogsstyrelsen, Konsumentverket, Livsmedelsverket, Boverket med flera

Att ha kunskap om ekosystemens status och utveckling på olika geografiska skalor är en utmaning, på samma sätt som det är en utmaning att ha kunskap om vad myndigheter, organisationer och andra aktörer inom olika sektorer gör, eller har ambition att göra, som påverkar havsmiljöns status. Kravet på samordning och helhetsperspektiv är högt för att få förbättrad effektivitet i arbetet med att nå miljömålen.

Havsförvaltningens verktyg varierar utifrån de roller och mandat var och en har samt vilka resurser som finns. Havsmiljödirektivet (2008/56/EG) är en grundpelare i havsförvaltningen. Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för genomförandet av direktivet, och genom det sker samverkan med regeringens andra myndigheter för att planera och genomföra åtgärder för att i slutändan uppnå god miljöstatus. Men, det är inte möjligt för myndigheten att rikta krav på åtgärder till regeringen inom ramen för genomförandet av direktivet. Det här för med sig att HaV endast kan besluta om åtgärder som kan genomföras av myndigheter inom deras existerande uppdrag och mandat. Detta innebär en stor begränsning för nationens samlade förvaltning och minskar möjligheten att vara adaptiv.

Många inblandade i hanteringen av kemikalieutsläpp

Den ökande användningen av nya bränsletyper har gjort att tankfartyg nu i hög grad fraktar andra ämnen än tidigare. Frakt av vegetabiliska oljor som tallolja, palmolja och rapsolja har ökat. Detsamma gäller frakter av andra biobränslen som bland annat FAME (fettsyrametylestrar) och animaliska fetter. Varje år transporterar mellan 300 och 500 olika tankfartyg kemikalier som inte är mineraloljeprodukter i Östersjön, Kattegatt och Skagerrak[7].

När ett kemikalietankfartyg har lossat sin last måste tankarna rengöras noggrant så att den nya lasten inte förorenas. Enligt nuvarande regelverk kan ett fartyg som transporterar sådana kemikalier rengöra sina tankar till havs och flera hundra liter tankrengöringsrester med miljöskadliga kemikalier kan släppas rakt ut havet, när fartyget är en route (på väg) och mer än 12 nm från land. Att släppa ut såväl råolja som oljeprodukter är däremot totalförbjudet i alla havsområden som omger Sverige. Regelverket för detta är *International Convention for the Prevention of Pollution from Ships* (Marpol) som Sverige är del av[8].

I Sverige delar flera olika myndigheter ansvaret som är relaterat till kemikalieutsläppen:

Kustbevakningen (KBV) är ansvarig för marin övervakning, miljöräddningstjänst till sjöss och ska vid ett eventuellt utsläpp av olja eller andra skadliga ämnen ta hand om utsläppet, om möjligt. KBV har under den senaste 10-årsperioden uppmärksammat att utsläpp i havet av kemikalier som inte är mineralolja har ökat. Antalet detekterade utsläpp av icke-mineraloljeämnen steg till 73 st år 2023 (54 st år 2022). Detekterade utsläpp av mineralolja var 85 st år 2023 (102 st år 2022). KBV ansvarar även för åtgärder i form av provtagning och underlag till åklagare, för att möjliggöra att ansvariga lagförs. KBV noterar att utsläppen av vegetabiliska oljor, biobränslen och andra kemikalier kan täcka stora havsytor och är svåra eller omöjliga att sanera. Det finns också ett stort mörkertal. Långt ifrån alla utsläpp flyter på ytan och är möjliga att upptäcka.

Kustbevakningen anpassar sig inom sitt uppdrag genom att se över sina metoder att övervaka, ta prover, analysera och ta fram underlag för att åklagare ska kunna styrka brott och väcka åtal. Övervakningen drar stora resurser. Men med strängare och tydligare regler kring kemikalieutsläpp och tankrengöring skulle många utsläpp säkerligen kunnat undvikas.

Transportstyrelsen (TS) har det huvudsakliga ansvaret i Sverige för regler och tillsyn gällande sjöfarten, oavsett om det gäller internationella regler, eller reglering beslutad inom Sverige. TS förhandlar för Sveriges räkning i IMO, deltar i Helcom Maritime, som är det regionala organ som håller ihop samarbetet kring Östersjöns miljö, samt hanterar Sveriges del i det europeiska arbetet. TS auktoriserar också de inspektörer inom privat verksamhet som granskar lastutrymmena på de fartyg som behövt genomföra en förtvätt i hamn innan tanken får spolas ytterligare med havsvatten till havs. En första tankrengöring i hamn (förtvätt, eng:prewash) direkt efter lossning av lasten, och att rengöringsvattnet ska lämnas iland före avresa, är ett krav för vissa särskilt skadliga ämnen enligt de internationella reglerna.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har beslutat om åtgärdsprogrammet för havsmiljön, som gäller under åren 2022-2027 inom EU:s havsmiljödirektiv. Åtgärd #38 avseende farliga ämnen[9] har som avsikt att minimera miljöpåverkan från sjöfarten. Ett delmoment är att begränsa utsläppen av lastrester, vilket planeras ske genom ändring i regler och styrmedel, höja kunskapsnivån, och eventuellt införa avgifter. Transportstyrelsen ska genomföra detta i samverkan med HaV och Sjöfartsverket. HaV initierade 2019 en första kartläggning av problematiken med utsläpp av kemikalier i en rapport som forskare på Chalmers[10],tagit fram, där rekommendationer finns om åtgärder för mer kunskap, data och hantering.

Havsmiljöinstitutet har tagit initiativ för att säkerställa att de fakta och vetenskapliga råd som finns i rapporten når myndigheterna. Tillsammans med HaV, TS och KBV organiserades ett seminarium för myndigheternas personal och åklagare våren 2022, med avsikten att lyfta fram kunskap, diskutera möjligheter och utmaningar samt bygga grund för helhetssyn och samverkan. Vidare hölls ett seminarium för allmänheten under Almedalsveckan 2022 där samma myndigheter gav en bred information om problematiken och klargjorde sin gemensamma avsikt att hantera problemet. Även 2023 hölls ett seminarium under Almedalsveckan, denna gång för att belysa vad som händer på en ort när utsläppen når kustområden och stränder.

Ytterligare kunskapsinhämtning och dialog skedde tillsammans med näringslivet vilket ledde till en stor öppen konferens som arrangerades av Havsmiljöinstitutet, HaV, KBV och TS hösten 2022. Där presenterade såväl myndigheter som redare, skeppsagenter, hamnar, oljebolag och andra sin bild och diskuterade vägar framåt. Det fanns en gemensam slutsats och den var att det bästa är att inte spola ut kemikalier i havet. En enkät bland deltagarna visade stöd för att förändringar behövs. På frågan vad som behövs mer för att undvika lastrester i havet var det inte kunskap som lyftes fram som vikti-

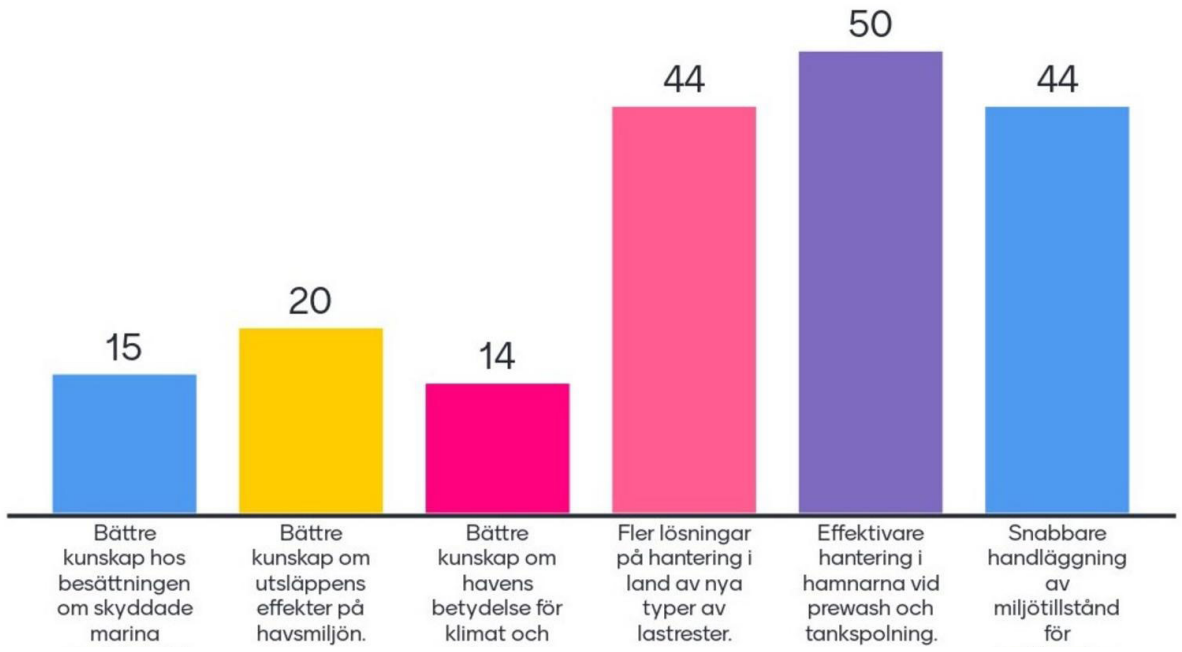
gast utan lösningar för bättre hantering i land, se Figur 2. Mottagningssystem för stora mängder spolvatten saknas i princip i hamnarna på östkusten, och även på västkusten är kapaciteten begränsad. Hantering av spolvatten i land är kostbar. Samtidigt ansågs regelverket för hantering i land vara otydligt avseende vissa fetter och oljor, till exempel för animaliska fetter som utgör en råvara till olika bränslen.

TS har vidare lyft ärendet om tankrengöring inom Helcom Maritime, för att söka stöd från övriga Östersjöländer för förändrade internationella regler. Kunskapsspridningen i Sverige fortsatte våren 2023 genom ett frukostseminarium i Stockholm där tydliga krav på nationella åtgärder lyftes fram i en Policy Brief från Havsmiljöinstitutet[11].

Kommentarer ur perspektivet ekosystembaserad förvaltning: Hanteringen kan hittills ses som ett lyckat exempel på samverkan mellan myndigheterna, i och med att HaV har bedömt, efter bland annat information från KBV, att utsläpp av lastrester är ett havsmiljöproblem. Det har också varit möjligt att få med frågan i åtgärdsprogrammet, och det har funnits samordning genom kunskapsspridning vilket fört med sig att tjänstemän inom olika myndigheter fått kontakt, kunnat diskutera och samverka.

Men exemplet visar också att den samverkan som sker har begränsningar. Tjänstemän har vidtagit åtgärder som varit möjliga inom de mandat och prioriteringar som finns inom respektive myndighet, men var och en har ett begränsat utrymme att påverka vad som sker i en annan myndighet. Det har varit svårt att vidga möjligheterna genom att utmana befogenheterna som respektive myndighet har. Det har också varit svårt att få någon av myndigheterna att ta ansvar för att samordna den samverkan som krävs. TS har ett uttalat huvudansvar för åtgärden, men det är inte uttalat vem som ska samordna myndigheternas insatser och vilken befogenhet en sådan samordning ger i förhållande till övriga samverkande myndigheter. Det finns utrymme för olika tolkningar. Det skulle kunna vara TS som är samordningsansvarig, eller HaV som ju samordnar åtgärdsprogrammet som helhet. Den samordning av kunskapsdialog och kunskapsspridning som Havsmiljöinstitutet bedrivit har skett med uppmuntran från myndigheternas tjänstemän, men utan något specifikt uppdrag.

En annan begränsning som kommit fram är svårigheten för myndigheterna att ha rätt förutsättningar och mandat. För att kunna agera vidare i olika sammanhang behövs nya mandat eller instruktioner. Det är möjligt för en myndighet att be om ett regeringsuppdrag för att förklara vilket utökat mandat den behöver eller vilka regeländringar som behöver genomföras. Men detta sker inte på handläggar-nivå



Figur 2. Svar på enkät bland konferensdeltagare (ca 80 personer) där frågan gällde vad som behövs för att undvika lastrester i havet. Man kunde välja flera av de färdiga svarsalternativen.

utan kräver att det är en person på chefsposition. En myndighet kan också få en ändrad instruktion, där ett mandat utökas. Det är en process som tar lång tid och initieras på chefsnivå, varefter departementet behöver lägga tid på frågan, om de gör samma bedömning som myndigheten i fråga.

Exempel på önskvärda åtgärder där myndigheterna inte kommer framåt själva är att kunna ändra i en författning så att den svenska tolkningen av begreppet en route stämmer med hur andra länder tolkar det. Vidare att klargöra vilka mandat TS ska ha att driva ändrade regelverk internationellt, samt att ställa prewash-krav för fartyg i svensk hamn som lossar ämnen som klassas som Y (skadliga enligt IBC-koden från IMO) och att klargöra otydligheter avseende vem som är ansvarig mottagare av spolvätska i hamnen. KBV skulle även ha nytta av att kunna utfärda en vattenföroreningsavgift vid konstaterade olagliga utsläpp av kemikalier från identifierade fartyg, så som KBV har vid utsläpp av mineraloljor.

Det finns också en brist på reaktion och respons hos politiker och departement vilket gör att helhetsperspektivet inte tas tillvara. Uppenbarligen har information från KBV:s statistik, medias rubriker[12] och bilder över stora utsläpp i havet samt forskningens rapporter inte varit nog starka signaler. HaV, KBV och TS får idag sina uppdrag från tre olika departement: Klimat och näringslivsdepartementet, Försvarsdepartementet samt Landsbygds- och infrastrukturdepartementet. För att kunna samordna nationella aktiviteter och resurser ytterligare behövs en helhetsöversikt över resurser och ett bredare mandat. Det saknas en stark sammanhållande aktör, eller process, som tar initiativ, och ger möjlighet att belysa eller lösa problemen i ärenden på handläggarnivå.

Långsiktigt är en reglering globalt av IMO en möjlighet för TS att arbeta för ambitionen att reducera utsläppen av kemikalier vid tankrengöring. Men det finns flera åtgärder som går att genomföra inom Sverige för att skapa bättre förutsättningar såväl på kort som lång sikt. På motsvarande sätt har andra länder såsom Tyskland och Finland agerat och har nu delvis andra nationella rutiner. Det är även möjligt att agera gemensamt inom ett slutet havsområde som Östersjön, utan att helt behöva skjuta frågorna till IMO[13].

Det saknas ekonomiska incitament (marknadskrafter) som kommer lösa frågan med tankrengöring till havs, snarare finns det ekonomiska vinster för branschen att göra om reglerna inte blir mer strikta. Det krävs därmed en aktör/mekanism som underlättar för ärenden att hanteras över departement- och myndighetsgränser.

Sjöfarten saknar kännedom om skyddade områden

Ett närliggande exempel gäller sjöfartens kemikalieutsläpp i de marina skyddade områdena. Sverige och EU står bakom FN:s målsättning att 30 procent av världshaven ska skyddas. Enligt EU:s biodiversitetstrategi ska dessutom minst 10 procent av vattenområdena vara *strikt* skyddade. I Sverige inrättas olika typer av marint skydd i form av naturreservat och nationalparker längs kusten och i svenskt territorialvatten. I svensk ekonomisk zon utanför territorialgränsen inrättas Natura 2000-områden. Kriterierna för att inrätta marina skyddade områden varierar. Ibland gäller skyddet mot fiskesektorn och olika fiskemetoder. Men de skyddsvärda ekosystemen och områdena kan behöva skyddas mot påverkan från flera slags verksamheter, däribland sjöfart. I Östersjön är det tydligt att den omfattande sjöfarten påverkar känsliga ekosystem och skyddsvärda och hotade arter, så det finns mer arbete att göra för att skydda dessa känsliga marina miljöer. Exempelvis finns det idag inget som förbjuder fartyg att spola ut kemikalierester i skyddade områden.

Enligt FN:s havsrättskonvention (Unclos) har fartyg rätt till oskadlig genomfart i territorialvattnet, där kuststater i övrigt har långtgående befogenheter att reglera miljöstörande verksamhet. Genomfart anses oskadlig om den inte stör kuststatens lugn, ordning eller säkerhet. När det gäller utsläpp är det bara avsiktlig och allvarlig förorening som anses oförenlig med sådan genomfart[14]. Så även om nationella författningar får antas för att förhindra och minska havsförorening får de inte hindra oskadlig genomfart. Den här begränsningen kan utgöra ett hinder för att skapa verkningsfulla regler mot förorening, men kanske finns det olika vägar att hantera problemet. Här behövs fler insatser!

”Havsmiljöinstitutets kontakt med svenska redare och kaptener visar att de inte har information om var de marina skyddade områdena finns, varken genom sjökorten eller annan kanal.”

Dialogen vid branschkonferensen hösten 2022 visade dock en bred acceptans bland svenska redare för att anpassa sig, och till exempel inte släppa ut tankrengöringsrester i eller nära skyddade områden. Men en förutsättning är att områdena är kända.

Att sprida information och kunskap om marint skyddade områden till fartygsbesättningar i hamnar är en sådan möjlig väg. De fartyg och rederier som kan tänkas släppa ut kemikalielastrester i marina skyddade områden inom Östersjön omfattar ca 500 fartyg årligen och de besöker vanligen ett begränsat antal hamnar.

De digitala sjökort som används av handelssjöfarten innehåller främst information för att kunna framföra fartygen säkert ur navigationssynpunkt. Det är International Hydrographic Organisation, IHO, inom FN som ansvarar för sjökortens utformning och Sjöfartsverket representerar Sverige i IHO. Arbete pågår med standarder för att på längre sikt införliva kompletterande information i de digitala sjökorten, som till exempel marina skyddade områden.

Kopplingen mellan skyddade områden och sjöfartens belastning allmänt, och mer specifikt utsläppen av bland annat kemikalier, förefaller ha ”fallit mellan stolarna” sett ur ett nationellt förvaltningsperspektiv.

Mer helhetssyn och integrering krävs i havsmiljöförvaltningen

Rapporter från bland andra Naturvårdsverket har tidigare identifierat ett behov av att etablera nationella strukturer för en ekosystembaserad förvaltning (EBF) för att skapa delaktighet hos relevanta sektorer och övriga intressenter och förbättra möjligheterna att ta sig an miljöproblem på nationell skala[4]. Exemplen ovan bekräftar att det finns behov av en förbättrad struktur för att öka samverkan och adaptivitet. Havsmiljödirektivet utgör exempel på en sådan struktur (verktyg), och pågående åtgärd #38 mot utsläpp av kemikalier visar att arbete med kunskap och information är viktiga steg på vägen mot delaktighet och samverkan. Men även om sådant arbete ger möjlighet till samverkan leder det inte givet till att det tas helhetsgrepp, då det finns stora utmaningar med att hantera förändringar mer holistiskt. Frågor hamnar lätt mellan stolarna. Då det är många organisationer som har mandat att vidta olika åtgärder för olika syften behövs procedurer för att inkludera alla relevanta organ i förvaltningsarbetet. Det är tydligt att havsmiljödirektivet inte på egen hand löser den uppgiften. Ett skäl är att åtgärder och samverkan explicit begränsas till att förbättra havsmiljön. Ett annat skäl är att åtgärder inom ramen

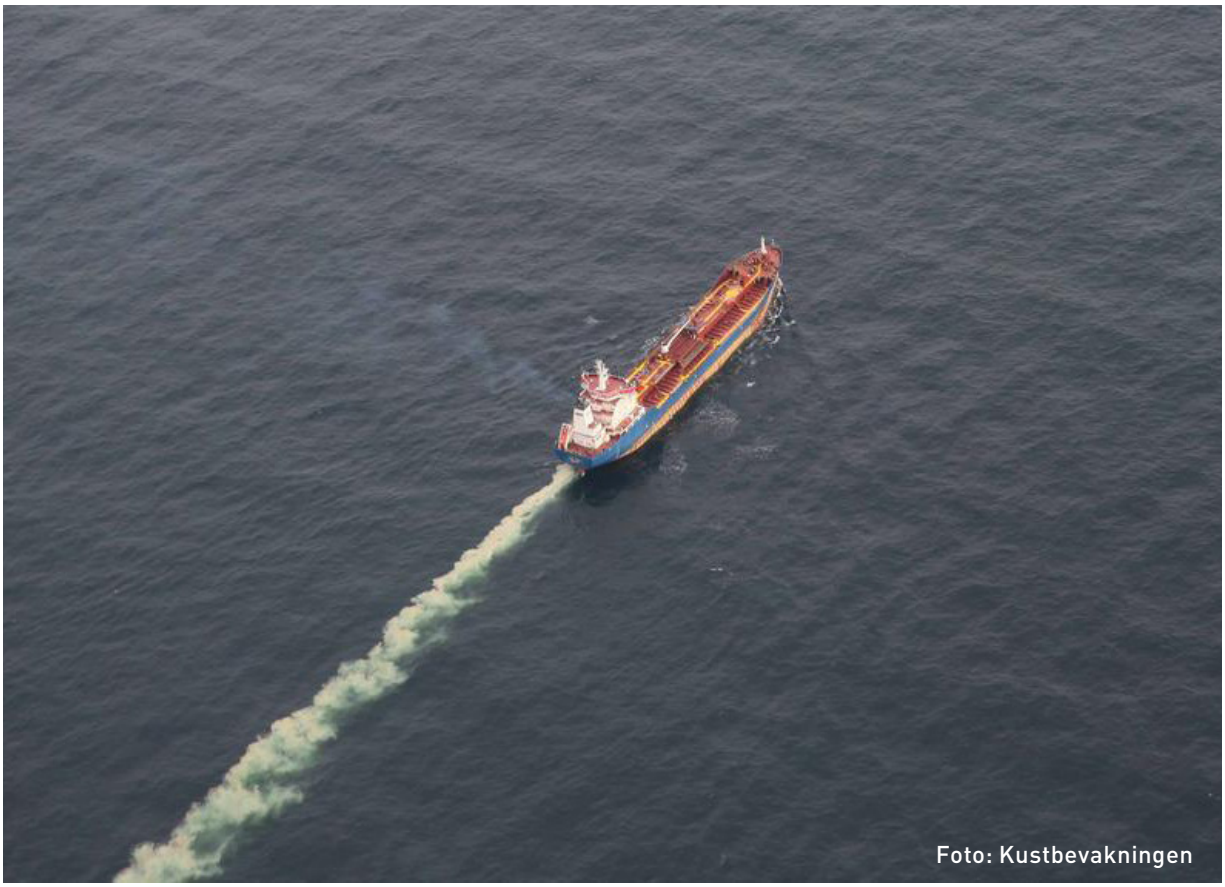


Foto: Kustbevakningen

för genomförandet av det marina direktivet inte kan riktas till regeringen, vilket hindrar anpassningsförmågan på nationell nivå. Arbetet för adaptivitet och helhetssyn på den nationella nivån skulle därmed behöva stödjas på annat sätt.

Mina rekommendationer för att öka helhetsperspektivet baserat på exemplen ovan är främst:

- Förbättra möjligheterna för tjänstemän att lyfta ärenden så att olika myndigheter får mandat som kan anpassas till varandra och därmed hantera förändrade förutsättningar.
- Klargör tydligare genom beslut vem som har ansvar för samordning och hur långt ansvaret sträcker sig.

Givetvis går det inte att generalisera men helt klart är att det finns utrymme för diskussion om hur den statliga förvaltningspolitiken med koppling till havsmiljöfrågor bör utvecklas. Detta framgår också i Statskontorets rapport från 2020[15]. Ytterligare argument för en översyn av förvaltningen är att Miljömålsberedningen under ett par år arbetade med en genomlysning av Sveriges havsförvaltning och gav ca 100 förslag för förbättring inom det nuvarande förvaltningssystemet. Trots stor enighet bland politikerna i beredningsgruppen har förslagen inte tagits vidare till beslut, vilket visar på en tröghet som är svårhanterlig. Det finns därför skäl att lyfta även en tredje rekommendation:

- Stöd en utveckling av den statliga gemensamma havsförvaltningen bland annat genom plattformar och initiativ som ger möjlighet för fler att tillföra kunskap och erfarenheter.

Referenser

1. Naturvårdsverket (2024). Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2024. Se https://www.naturvardsverket.se/4960d4/globalassets/om-miljoarbetet/sveriges-miljomal/miljomalen-arlig-uppfoljning-2024.pdf [2024-05-13]
2. Hassellöv, I.-M., Lasson, K., & Sundblad, E.-L. (2019). *Effekter på havsmiljön av att flytta över transport från vägtrafik från sjöfart.* Rapport nr 2019:5 Havsmiljöinstitutet.
3. Svedäng, H., Sundblad, E-L., & Grimvall, A. (2018). *Hanöbukten – en varningsklocka.* Rapport nr 2018:2, Havsmiljöinstitutet.
4. Naturvårdsverket, 2020. *Ekosystemansatsen – praktiska erfarenheter från svensk havs- och vattenförvaltning* av Wikström S., Bryhn A., Valman M., Almqvist G., Blenckner T., Bodin Ö., Nilsson A. och Österblom H. Rapport 69345.
5. Grimvall, A., Svedäng, H., Farnelid, H., Moksnes, P-O., & Albertsson, J. (2019). *Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband*. Rapport nr 2019:6, Havsmiljöinstitutet.
6. SOU 2020:83. *Havet och människan. En strategi för förstärkt åtgärdsarbete för bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser.* Statens offentliga utredningar.
7. Larsson. K. (2022) Hur många fartyg fraktar farliga kemikalier i bulk i östersjön och Västerhavet? Se https://www.havsmiljoinstitutet.se/sites/default/files/2022-11/1809526_2022-09-21-hur-manga-fartyg-fraktar-farliga-kemikalier.pdf [2024-05-13]
8. IMO, MARPOL 73/78, se https://www.imo.org/en/about/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx [2024-05-13]
9. Havs och vattenmyndigheten (2021) *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022-2027 enligt havsmiljöförordningen.* Rapport 2021:20
10. Lunde Hermansson, A och Hassellöv I.-M. (2020). *Tankrengöring och des påverkan på havsmiljön.* Rapport 2020:6. Havsmiljöinstitutet.
11. Havsmiljöinstitutet (2023). Policy Brief. *Minska kemikalieutsläpp till havs från tankrengöring.* Havsmiljöinstitutet. https://www.havsmiljoinstitutet.se/sites/default/files/2023-04/HMI_PB2_Tankrengoring_sv.pdf [2024-05-13]
12. SVT nyheter Västernorrland 9 juni 2022. https://www.svt.se/nyheter/lokalt/vasternorrland/stort-utslapp-i-bottenhavet-fran-gavle-upp-till-harnosand [2024-05-13]
13. Ringbom H. (2021). *Why are we so timid on ship-source pollution?* Baltic Rim Economies 1/2021 A special issue on the Baltic Sea protection
14. UNCLOS artikel 18 och 19 i havsrättskonventionen.
15. Statskontoret. Om offentlig sektor (2020). *Statlig förvaltningspolitik för 2020-talet. En forskningsantologi.* Se https://www.statskontoret.se/publicerat/publikationer/publikationer-2020/statlig-forvaltningspolitik-for-2020-talet--en-forskningsantologi/ [2024-05-13]

EKOSYSTEMBASERAD HAVS-FÖRVALTNING KRÄVER LÅNGT MER SAMORDNING OCH LÅNGSIKTIGHET

Mathilda Karlsson, sakkunnig Östersjön för WWF Sverige med fokus på integrerad ekosystembaserad havsförvaltning kopplat till havsplanering, områdesskydd och havsbaserad vindkraft.
Inger Näslund, senior rådgivare hav och fiske för WWF Sverige med fokus på havsfrågor regionalt, i EU och internationellt för integrerad ekosystembaserad förvaltning av områdesskydd och fiske.

Förvaltningen av våra hav måste vara tydligt ekosystembaserad och långsiktig. WWF anser att det behövs betydligt högre grad av samverkan mellan olika aktörer för att nå en helhetssyn i besluten om havens nyttjande. Som obunden miljö- och naturvårdsorganisation kan WWF både syna och stötta förvaltningen, vilket behövs för att uppfylla målet att skydda 30 procent av havet till 2030. Enligt organisationen är havsbaserad vindkraft ett färskt exempel på hur förvaltningen haltar i sin strävan att jobba ekosystembaserat.

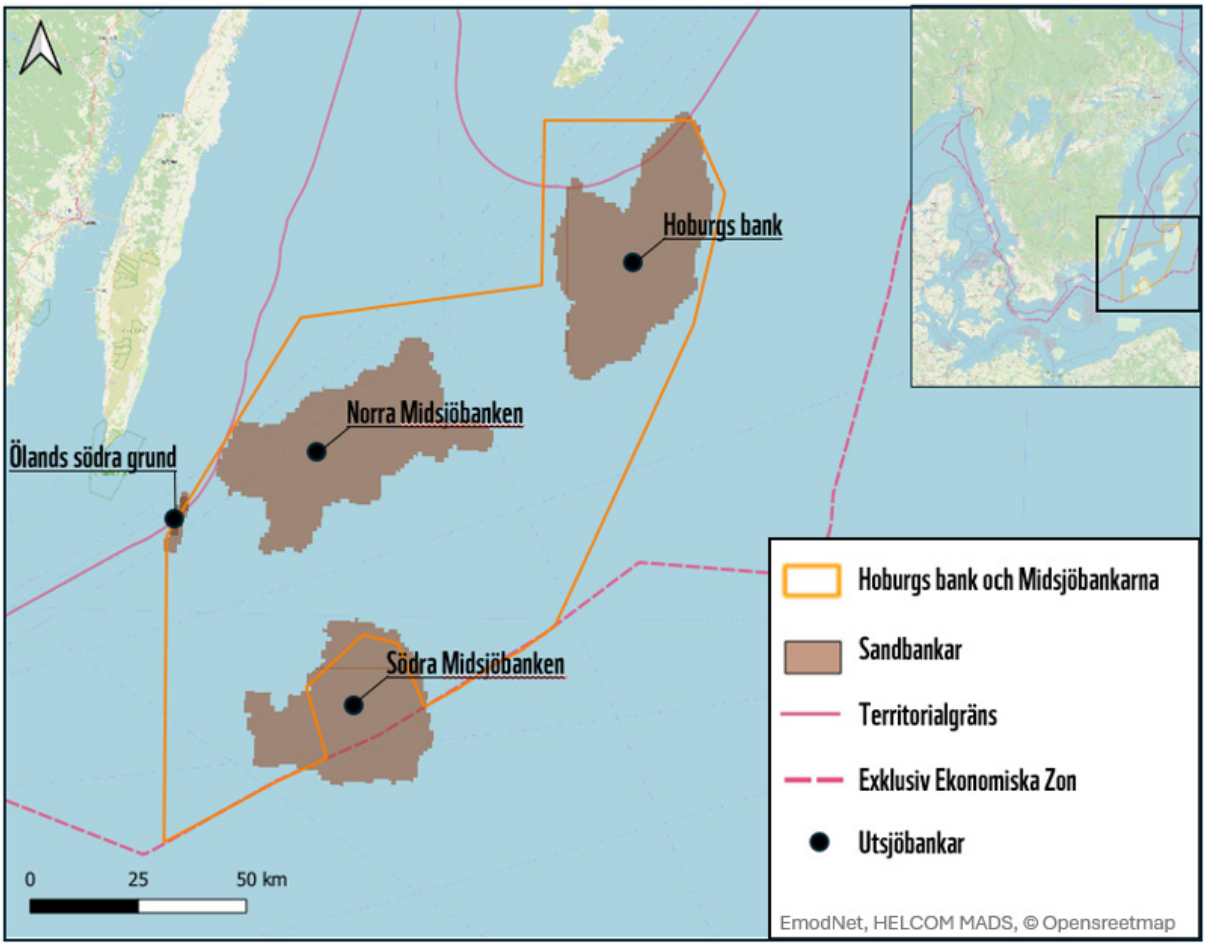
Foto: Arthur Goldstein, Unsplash

Östersjön beskrivs ofta som ett av världens mest förorenade hav. Trots både insikt och kunskap faller havsmiljöfrågorna ofta mellan stolarna, bland annat för att förvaltningsansvaret är uppdelat på olika myndigheter och sektorer och att de politiska mandatperioderna på fyra år lätt leder till kortsiktiga beslut.

I arbetet med havsrelaterade frågor är det av avgörande betydelse att förvaltande myndigheter, civilsamhällesorganisationer, politiker, forskare, privat sektor, lokalsamhällen och andra får möjlighet att förstå vilka positiva möjligheter som långsiktiga mål genom ekosystembaserad förvaltning kan innebära. WWF kan som partipolitiskt och religiöst obunden naturvårds- och miljöorganisation arbeta i dialog med alla dessa aktörer, där WWF:s roll är att samla, mobilisera och kommunicera med olika intressegrupper för att öka förståelsen och möjligheten att nå Agenda 2030-målen, samt de svenska miljömålen för bevarande av biologisk mångfald och minskad klimatpåverkan.

Skyddet av havsmiljön behöver stärkas på flera sätt, och under en längre period drev WWF förslaget att Östersjön skulle få status som "ett särskilt känsligt havsområde". Att IMO (International Maritime Organization) beslutade om detta 2010 är av största vikt. Skyddsstatusen som är baserad på ekologiska, socioekonomiska och vetenskapliga grunder visar på ekosystemens sårbarhet genom den stora nationella och internationella sjöfartsverksamheten i detta område. Implementeringen har tagit tid och är fortfarande inte tillräckligt bra, men skyddet har idag starkare status. WWF bidrog i processen genom att jobba med information om havsmiljösituationen och förde en aktiv dialog både med myndigheter, rederier och politiker i Sverige, omkring Östersjön och med IMO i England.

Det verkar i dagsläget finnas en enighet kring de största havsmiljöproblemen och även förslag till åtgärder. Ändå händer inte mycket, och åtgärderna genomförs inte i den takt de borde. De svenska initiativen är heller inte starka nog för att effektivt skydda och förvalta arterna och miljöerna under ytan trots att vi antagit miljömål både på svensk och internationell nivå. Därför ser WWF att en havslag liknande klimatlagen



Figur 1. Karta över Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna.

bör inrättas för att stärka havens skydd.

Vi vill med några exempel syna både utmaningarna och möjligheterna som är kopplade till ekosystembaserad havsförvaltning.

Skyddade områden och bristen på förvaltning

Enligt EU:s strategi för biologisk mångfald behöver alla medlemsstater uppnå ett skydd om 30 procent fram till 2030. Det är även ett globalt mål i det internationella beslutet i FN om Agenda 2030, som Sverige skrivit under. I dagsläget är endast cirka 15 procent av svenska havsområden skyddade. Enligt Havs- och vattenmyndighetens utfästelser så beräknas Sverige uppnå 17 procent områdesskydd i Egentliga Östersjön och endast 5 procent i Bottenhavet, fram till år 2030[1]. Detta är långt ifrån målet om 30 procent skydd och tyder på en politisk ovilja eller lågt intresse för Östersjöns miljö. I Västerhavet har målet för skydd uppnåtts. Det krävs en tydlig politisk vilja att fördela tillräckliga ekonomiska resurser till förvaltande myndigheter för att uppnå 30 procent skydd i svenska havsområden.

Det kan ta lång tid från det att ett skyddat område upprättas till att en bevarandeplan är på plats. Ett sådant exempel är Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna (Figur 1). Områdesskyddet upprättades bland annat för att ge den akut hotade Östersjötumlaren, som endast består av några hundratals individer, bättre chanser till överlevnad. Natur- och miljöorganisationer samt forskare drev på, men trots att områdesskyddet pekades ut för att skydda en akut hotad art så tog det runt fem år innan en bevarandeplan hade tagits fram[2]. Dessutom saknas fortfarande ett helhetsgrepp kring skyddet då endast några få arter och naturtyper omfattas av det, medan aktiviteter så som fiske och sjöfart fortsatt får pågå i delar av det skyddade området. Den otillräckliga förvaltningen av Östersjötumlare har bland annat lett till att EU-kommissionen har inlett ett överträdelseärende mot Sverige, vilket kan resultera i höga böter för Sverige.

WWF anser att i konkurrensen om plats mellan mänsklig aktivitet och Östersjöns miljö spelar områdesskyddet en viktig roll. Inte minst då dessa områden blir tillflyktsorter för många arter, där bland annat fiskpopulationer får en chans att återhämta sig[3]. Trots denna viktiga funktion för Östersjöns miljö och biologiska mångfald har förvaltningen inte lyckats uppnå god bevarandestatus för flera av Sveriges marina skyddade områden. Under lång tid har WWF arbetat för att öka områdesskyddet i svenska hav, bland annat genom att ta fram underlag om miljötillstånd och industriell påverkan på ekosystem och biologisk mångfald. Tyvärr har dessa försök att sprida kunskap och ge förslag på lösningar inte alltid hörsammats, men för Nämdöfjärdens Biosfärområde har man efter ett antal års dialog med flera aktörer, nu lämnat in en ansökan till svenska Unesco-sekretariatet. Enligt WWF är det centrala för detta område att de fastboende på öarna i skärgården är eniga om att skydda sitt område.

Utmaningar för skydd och biologisk mångfald i Östersjön

Östersjön är ett av de mest studerade havsområdena i många sammanhang, inte minst gällande fiske. Kunskap om vilka åtgärder som behövs för att återställa fiskpopulationerna i Östersjön finns redan och råden är tydliga från ICES, Internationella Havsforskningsrådet[4]. Trots detta fortsätter en minskning av bestånden för kommersiellt fiskade arter då fisket har fått fortsätta och kontrollen till havs är otillräcklig. Bottentrålning är en av de fiskemetoder som är mest skadlig för havsbottens flora och fauna och som direkt påverkar den biologiska mångfalden i våra hav. De fysiska skadorna på havsbotten tillsammans med utfiskningen av olika bestånd till följd av för höga kvoter, otillräcklig efterlevnad och kontroll i fisket medför att ekosystemen kommer ur balans liksom näringskedjan i stort[5]. Beslutsfattare i regering och på myndighetsnivå behöver se över möjligheten för havsekosystemen att återhämta sig. Detta kan bland annat ske genom att förbjuda bottentrålning i marina skyddade områden och nyckelhabitat för fisk där den biologiska mångfaldens bevarande är av stor vikt. Ett regionalt beslut inom den gemensamma fiskeripolitiken för att minska eller stoppa bottentrålningen behöver säkras för att ekosystemen och fisken ska kunna återhämta sig, men även för att fisket ska kunna vara en positiv och inkomstbringande del för samhället i framtiden

En annan stor utmaning för Östersjön är sjöfarten. Detta känsliga havsområde är klassat som ett särskilt känsligt havsområde av IMO, Internationella Maritima Organisationen, sedan 2010. All sjöfart ska följa denna klassning, men processen till omställning har varit långsam och problem med buller och vissa fartygsrutter genom skyddade områden kvarstår. Kraven på fartygen har visserligen skärpts, men det är fortfarande så att tankar töms ute på öppet vatten. Inte heller oljeolyckornas tid är förbi, något som visade sig sommaren 2023 i Blekinge, när TT Line gick på grund med svåra oljeskador som följd, inte minst vid kustzonen.

Havsbaserad vindkraft – den nya stora utmaningen

Utvecklingen av havsbaserad vindkraft har skalats upp kraftigt de senaste åren. Den hastiga utvecklingen beror bland annat på snabbt sjunkande kostnader för byggnation till havs, men en annan förklaring är EU-kommissionens plan för REPowerEU[6]. Den togs fram för att minska EU:s beroende av fossila bränslen och snabba på övergången till ökad användning av förnybar energi. Etableringen av havsbaserad vindkraft i Östersjön har än så länge inte nått den nivå av omfattande exploatering som har skett i Nordsjön av andra länder. Men medlemsstater runt Östersjön reviderar nu sina havsplaner för att möjliggöra en skyndsam och massiv utveckling av förnybar energi till havs. Målet med de svenska havsplanerna är att fyrdubbla utvecklingen i Sveriges ekonomiska zon från cirka 30 TWh/år till totalt 120 TWh/år[7]. En snabb utveckling som kommer ske i alla svenska havsområden.

Eftersom havsbaserad vindkraft i förväntad skala, cirka 120 TWh/år, är något nytt finns ingen direkt styrning av hur detta bör gå till. Det finns idag några få havsbaserade vindkraftsparker i svenska vatten, vilka är mycket små. Den största är Lillgrund vindkraftspark belägen i Öresund, bestående av 48 vindkraftverk på en yta av cirka 7 kvadratkilometer. Detta står i kontrast till den hittills största planerade parken, som beräknas bestå av 220–370 verk på en yta av 1 051 kvadratkilometer[8]. Storskaliga parker planeras i alla svenska vatten och kommer otvivelaktigt ha en påverkan på Östersjöns miljö. Störst är påverkan under anläggning av parkerna i samband med pålning av fundament som genererar undervattensbuller högt nog att skada eller döda både tumlare och fiskar[9,10]. Därför är det viktigt att ljuddämpande skyddsåtgärder används vid byggnation av vindkraftsparker. Under drift kan dock havsbaserade vindkraftsparker medföra en positiv, så kallad reveffekt, vilket betyder att fundamenten skapar revliknande strukturer som kan attrahera marina organismer, såsom fisk och musslor. Ur ett ekosystemperspektiv ter sig därför själva lokaliseringen av vindkraftsparker i Östersjön vara ett användbart verktyg för att kunna minimera negativa effekter under ytan och främja potentiella positiva sådana.

Det svenska systemet för tillståndsansökan av vindkraft till havs medför i dagsläget en stor utmaning i relation till principerna för ekosystembaserad utveckling. Tillståndsprocessen utgår ifrån ett så kallat öppet system, eller ”öppen-dörr”[11]. Detta innebär att aktörer som söker tillstånd för byggnation av en vindkraftspark själva måste identifiera och planera områden de vill etablera sig i[12]. Alltså sker ingen styrning från regering eller myndigheter, förutom de havsplaner som Havs- och vattenmyndigheten tagit fram, vilka fungerar som vägledning i processen[7].

Den svenska tillståndsprocessen har bland annat lett till att exploatering planeras i två av våra kanske känsligaste områden, Natura 2000-områdena Hoburgs bank och Midsjöbankarna samt Bratten. Havs- och vattenmyndigheten har även pekat ut ett utredningsområde för energianvändning inom Bratten i de nya havsplanerna[7]. Dessutom kan flera aktörer konkurrera om samma område, vilket ofta medför intensiva undersökningar som utförs av varje företag som söker tillstånd i området. En onödigt stor påverkan på områdets biologiska mångfald redan i innan tillstånden för byggnation, är utgivna, som WWF ser det. Därtill planeras inte utvecklingen av havsbaserad vindkraft ur ett helhetsperspektiv och de kumulativa effekterna är svåra att utreda.

Den ineffektiva havsförvaltningen, där den snabba utbyggnaden av vindkraft blir ytterligare en massiv påfrestning, beror troligen på flera faktorer. Bland annat att havet är mer av en allmännytta och det finns inget tydligt ägande av resurser. Fiskekvoter beslutas på EU-nivå och, även om det ska följa vetenskapliga råd, så är det allt som oftast politisk lobbying som styr kvotbesluten. Dessutom är det den svenska regeringen som beslutar om finansiering till svenska förvaltande myndigheter, varför förvaltningen i hög grad påverkas av politisk vilja.

Som den svenska förvaltningen fungerar nu är den inte förberedd, eller har rätt förutsättningar, att förvalta den havsbaserade vindkraften, enligt WWF. Dessutom har anslaget till förvaltande myndigheter minskat kraftigt sedan regeringsskiftet 2022. Den stora utmaningen i närtid är att förändra den svenska tillståndsprocessen så att den medför en ekosystembaserad utveckling av havsbaserad vindkraft. WWF och Coalition Clean Baltic har tillsammans tagit fram en vägledning för hur man bör gå till väga för att peka ut passande områden för energiutvinning till havs. Vägledningen innehåller en stegvis process för att identifiera områden där energiutvinning har minst påverkan på miljö och biologisk mångfald[13].

På lång sikt behövs även en tydlig förvaltning när dessa parker är i drift. De flesta tillståndsansökningar saknar eller har en ofullständig plan för förvaltning och uppföljning av effekten på biologisk mångfald när vindkraftsparken är i drift. Dessutom finns det ingen eller otillräcklig vägledning i den svenska förvaltningen av hur parkerna bör skötas långsiktigt.

Bild 1. Vitkindade gäss (Branta leucopsis) flyger framför vindkraftverk utanför Falsterbo, Sverige. Foto: Erlend Haarberg, naturepl.com/WWF

Vägen framåt i den nationella havsförvaltningen

För att klara av Östersjöns utmaningar måste hälsosamma ekosystem och biologisk mångfald ha högsta prioritet i den nationella förvaltningen. I havsplanerna måste naturens behov säkras, och så även vår mänskliga välfärd. Det talas mycket om vikten av att arbeta med ekosystembaserad havsförvaltning där målet är att bevara biologisk mångfald och långsiktigt hållbart nyttjande av naturresurserna. För att nå detta så är det högst angeläget att etablera förbättrat skydd av de biologiska värdena och dess mångfald, liksom inrättandet av effektiva åtgärder för att rädda akut hotade arter och kommersiellt fiskade bestånd.

Som första åtgärd vill WWF se 30 procent marint skydd till 2030 enligt den globala överenskommelse som Sverige antagit i Agenda 2030-målen, samt EU:s mål för biologisk mångfald. Det krävs en tydlig plan för etablering och kontinuerlig implementering av långsiktig förvaltning gällande marina skyddade områden. En bevarandeplan behöver finnas på plats redan när områdesskyddet upprättas. Detta gäller både mer stationära arter och arter som migrerar för sin förökning eller följer sin föda under olika perioder av året. Olika miljöer har betydelse för olika arters livsstadier och därför är det viktigt att olika skyddade områden är ekologiskt representativa och sammankopplade på ett lämpligt sätt. Det måste tydligt framgå vilka regelverk som gäller för skyddet och hur man inom förvaltande myndigheter utvärderar hur regelverket följs. Skyddade områden ska bidra till att säkra mångfalden under ytan, bidra till ostörda reproduktions - och födosöksområden samt öka andelen fiskefria områden och områden med begränsningar av annan mänsklig aktivitet.

För att nå en effektiv förvaltning av skyddade områden, och förståelse för eventuella restriktioner som områdesskyddet medför, behöver kunskapsspridningen till berörda verksamheter ske i tidiga dialoger och samverkansmöten.

Ur ett ekosystemperspektiv borde en periodisk begränsning av fisket i hela regionen tillämpas som åtgärd för att återställa ekosystemfunktionerna i Östersjöområdet. Fisken, som är en del av ekosystemet, behöver vila och återhämta sig. Då ett totalt fiskestopp troligen är politiskt omöjligt behöver Sverige och andra Östersjöländer snarast skapa marina skyddsområden med fiskeförbud för att ge fisk och andra arter i havet en verklig chans till återhämtning. För att stänga fisket i ett skyddat område, som oftast utses av länsstyrelserna, så måste det beslutas genom Havs- och vattenmyndigheten. Om fiske bedrivs av flera länder i området måste stoppet godkännas av andra medlemsstater enligt den gemensamma fiskeripolitiken i EU. Proceduren kan ta tid, men ska skyddet ha en bra effekt så måste detta göras tydligt.

Sammanfattningsvis bör den nationella förvaltningen innebära att skyddade områden helt undantas från allt fiske. Att områden stängda för fiske pekas ut på ett sätt som gör det enkelt att kontrollera dem och enkelt för fiskare att följa, att fiske med bottentrål förbjuds inom alla marina skyddade områden och att kontrollen av all fiskeaktivitet förbättras och innebär ökad spårbarhet av landad fångst i alla led.

De flesta befälhavare och besättningar inom sjöfarten vill göra rätt i sitt arbete, och köra fartyget på ett miljövänligt sätt. Ibland uppstår dock spänningar när teknik och människa inte fungerar tillsammans, när stora ekonomiska värden står på spel eller när regelverk och anvisningar inte uppfattas som logiska.

Vikten av att undvika känsliga, skyddade marina områden kan vara svårt att förstå för internationella besättningar om de inte får tydlig information. För att en dynamisk ruttplanering ska bli än mer effektiv ur miljösynpunkt bör lämplig och lättillgänglig information till fartygen och dess besättningar utvecklas. Här kan Sjöfartsverket vara en nod i samarbete med Havs-och vattenmyndigheten.

”Ibland uppstår spänningar när teknik och människa inte fungerar tillsammans, när stora ekonomiska värden står på spel eller när regelverk och anvisningar inte uppfattas som logiska.”

För att uppfylla kraven för särskilt känsligt område ska havsområdet vara av ekologisk, socioekonomisk och/eller vetenskaplig betydelse. Sjöfarten ska bedömas kunna skada havsområdet och skyddsåtgärderna ska kunna genomföras inom ramen för IMO.

Att ringa in nödvändiga krav och ta fram åtgärder i ett sådant område kräver att flera myndigheter samverkar.

Havsbaserad vindkraft – på bättre grunder

Första steget i att nå en ekosystembaserad utveckling av vindkraft i havet ligger i att förändra tillståndsprocessen och möjliggöra en bättre planering av var parkerna ska placeras. Tillståndsprocessen måste också utgå ifrån potentiella kumulativa effekter av flera parker i samma havsområde. Även effekter och påverkan från sjöfart, fiske och andra mänskliga aktiviteter måste beaktas. Det svenska öppna dörrsystemet gör det mycket svårt att utvärdera konsekvenserna av kumulativa effekter. Det är möjligt att det krävs en lagändring som kan fastställa svenska statens rätt till svenska havsområden. Havs- och vattenmyndigheten menar att detta skulle ge staten rätt att styra utvecklingen av vindkraft till havs, vilket skulle medföra en mer rättssäker, synkroniserad och effektiv utveckling[11]. Det skulle medföra att utpekade områden för energiutvinning är de enda områden där energibolag kan söka tillstånd, i stället för som det är idag, att bolagen själva väljer var de vill söka tillstånd.

Havs- och vattenmyndigheten jämförde i ett regeringsuppdrag det svenska systemet för etablering av havsbaserad vindkraft med det finska, brittiska, tyska respektive danska systemet[11]. I rapporten lyfts exempel på regleringar och system som medför att planering, undersökning och utveckling av havsbaserad vindkraft sker i samordning med andra intressen. Vissa länder har en stark statlig styrning där myndigheter undersöker och hänvisar lämpliga områden, vilka sedan auktioneras ut till tillståndssökande energibolag. Detta innebär att flera olika bolag inte kan projektera i samma område samtidigt[11], vilket medför en lägre påverkan på biologisk mångfald. Då kan även hela havsområden kan planeras utifrån kumulativa effekter.

WWF håller med om att statlig styrning möjligtvis skulle kunna vara en effektiv lösning. I teorin skulle svenska staten kunna ge relevanta myndigheter i uppdrag att undersöka och peka ut lämpliga områden för havsbaserad vindkraft utifrån vetenskapliga data. Den data som samlas in ägs då av staten men kan vara öppen för andra, vilket skulle möjliggöra en utredning av de kumulativa effekterna. Möjligtvis skulle den svenska tillståndsprocessen kunna likna den nederländska, där staten även utreder konsekvenserna av de kumulativa effekterna. Områden för energiutvinning pekas sedan ut baserat på vilka områden som medför minst kumulativ påverkan på ekosystemet i stort.

En ytterligare utmaning i tillståndsprocessen är så kallade accelerationsområden för förnybar energi. Enligt direktiv (EU)2023/2413[14] ska alla EU:s medlemsstater peka ut områden där man inför ett så kallat snabbspår i tillståndsprocessen. WWF anser att en starkare statlig styrning skulle kunna vara en lösning för hur dessa områden pekas ut. EU är i processen att ta fram en vägledning för hur accelerationsområden ska pekas ut. WWF ser dock risker med att miljöaspekterna faller bort genom EU:s förslag till snabb-

Bild 2. Fiskare som halar in trålen. Foto: Stefan Rosengren/Alamy

spår. Därmed är det viktigt att miljökonsekvensbeskrivningen kvarstår även i accelerationsområden, för att säkerställa att negativa effekter på biologisk mångfald beaktas och minimeras.

Nästa steg i att nå en ekosystembaserad utveckling av havsbaserad vindkraft ligger i att planera förvaltningen av parkerna i drift. Som nämnts saknar de flesta tillståndsansökningar en plan eller har en ofullständig plan för förvaltning och uppföljning av biologisk mångfald under vindkraftsparkens driftfas. Dessutom kan vätgasproduktion bli en realitet i flera havsbaserade vindkraftsparker i Östersjön. Denna produktion kräver enorma mängder havsvatten för att kyla systemet. Det innebär stora riskerar för att släppa ut uppvärmt vatten tillbaka i havet, som i sin tur påverkar ekosystemet på olika sätt. Här bör havsförvaltningen säkerställa att det tas fram en plan för övervakning och förvaltning av biologisk mångfald i de havsbaserade vindkraftparkerna.

WWF anser att en fond för förvaltning och restaurering av svenska områden i Östersjön bör utredas och startas. Här kan Sverige till exempel ta inspiration från Tyskland. I det tyska systemet för utveckling av havsbaserad vindkraft betalar exploaterande part en viss procent till en fond där pengarna ska gå till förvaltning och restaurering.

En ekosystembaserad utveckling av havsbaserad vindkraft kommer säkerligen kräva ändringar i det svenska systemet för tillståndsgivning ute i ekonomisk zon, vilket troligen kommer ta lång tid. I dagsläget ligger beslutfattandet om tillstånd för havsbaserad vindkraft hos Klimat- och näringslivsdepartementet. Tillståndsansökan ska prövas utifrån miljöbalken. Det kan dock ifrågasättas om den biologiska mångfalden prioriteras i besluten om tillstånd för byggnation av havsbaserad vindkraft av ett departement som i huvudsak prioriterar näringslivsfrågor. Det krävs också mycket mer forskning kring den havsbaserade vindkraftens effekter på marint liv för att vi ska kunna undvika negativa effekter på biologisk mångfald. WWF anser därför att den så kallade försiktighetsprincipen är mycket viktig i utvecklingen av vindkraft. I den nationella förvaltningen av Östersjön bör det således fokuseras på att uppnå de globala målen om 30 procent skydd av marina områden. Skyddade områden verkar som refuger för biologisk mångfald och ger ekosystemen en chans att återhämta sig. Detta betyder även att vindkraft till havs under inga omständigheter bör byggas i skyddade områden eller i områden som har höga naturvärden som inte är, men bör vara, skyddade.

Sammanfattningsvis anser WWF att planering och rätt placering av havsbaserade vindkraftsparker är vårt viktigaste verktyg för att få till en ekosystembaserad och hållbar utveckling av vindkraft till havs. Det behövs ett helhetsperspektiv i utvecklingen av denna energikälla.

Sammanfattning

WWF ser sammanfattningsvis vikten av en långsiktig politisk enighet och även förslag till förändringar. Men det råder idag ett politiskt ointresse när det gäller att få åtgärder implementerade. Förvaltningen av havet måste vara långsiktig, vilket inte passar in i en kortsiktig politik där politiker söker kortsiktiga lösningar. Den politiska kortsiktigheten idag är därmed dåligt anpassat för att implementera en långsiktig förvaltningsmodell.

Trots detta är en holistisk och långsiktig förvaltning inte en omöjlighet. Men det krävs en gemensam politisk vilja. WWF anser att ekosystemen och bio-

logisk mångfald måste prioriteras vid förvaltningen av Östersjön. En ekosystembaserad förvaltning måste genomsyra all exploatering, havsmiljöarbete och hela havspolitiken kring Östersjön, som då bör betraktas som ett ekosystem. Detta är visserligen komplicerat förvaltningsmässigt, men WWF anser ändå att förvaltningen måste sträva mot att arbeta med hela havsbassänger då arter migrerar och klimatförändringar kan komma att påverka större områden.

I en ekosystembaserad förvaltning måste också målen om 30 procent skydd till 2030 uppnås. Dessa områden bör planeras i ett nätverk med stark sammankoppling då arter migrerar över stora områden och landsgränser. Förvaltningen måste vara långsiktig och effektiv, för att främja biologisk mångfald, vilket även innefattar att minska påverkan av fiske, sjöfart och havsbaserad vindkraft. Vad gäller fiske och havsbaserad vindkraft innebär det att dessa aktiviteter bör uteslutas från skyddade områden. Sjöfarten är svårare att helt utesluta från skyddade områden, men det är viktigt att sträva mot att minimera fartygstrafiken och motverka dess negativa effekter.

För att kunna förvalta haven från ett ekosystemperspektiv så krävs det en gemensam ansats där alla förvaltande myndigheter strävar efter en samsyn för att nå målen om ökad biologisk mångfald och minskade klimateffekter. Att nå dit innebär att varje förvaltande myndighet och beslutsfattare öppnar upp för samordning sinsemellan och har samma strävan att uppnå både de svenska miljömålen och målen i Agenda 2030. WWF vill därför se ett ökat samarbete mellan sektorer och att regering och riksdag långsiktigt avsätter medel för detta.

WWF föreslår därför att den myndighet som har miljöbevakande ansvar, Havs- och vattenmyndigheten, ska få ett breddat uppdrag och mandat av regering och riksdag att vara den koordinerande myndigheten med ökade resurser. Allt för att få en enhetlig strategi, som säkrar biologisk mångfald under ytan.

Referenser

1. Havs- och vattenmyndigheten (2022): *Underlag och förslag till svenska utfästelser i enlighet med EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030*. Dnr 03139-2022.
2. Länsstyrelsen. (2021). *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0330308 Hoburgs Bank och Midsjöbankarna.*
3. Bergström U, Berkström C & Sköld M (2022) *Long term effects of no-take zones in Swedish waters.* Swedish University of Agricultural Sciences. Aqua Reports 2022:20
4. ICES Advice (2024) *Latest Advice.* Hämtad 26 mars 2024 från https://www.ices.dk/advice/Pages/Latest-Advice.aspx
5. WWF (2020) *A Sea Under Pressure: Bottom trawling Impacts in The Baltic.* WWF Baltic Ecoregion Programme.
6. Europeiska Kommissionen (2022) *Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, europeiska rådet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén,* Planen REPowerEU. COM(2022)230 final.
7. Havs- och Vattenmyndigheten (2024.) *Förslag till ändrade havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet.* Granskningsversion (dnr 2024-001194).
8. OX2 (2022) *Miljökonsekvensbeskrivning – Vindpark Aurora.* Bilaga B.
9. Madsen, P. et al., (2006). *Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs.* S.l.:s.n.
10. Isæus, M., Beltrán, J., Stensland Isæus, E., Öhman, M. C., & Andersson-Li, M. (2022). *Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön: Slutrapport för projekt Marin MedVind–Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs*. Naturvårdsverket.
11. Havs- och Vattenmyndigheten (2022). *Uppdrag att utreda frågor om exklusivitet för anläggande av vindkraftsparker i allmänt vatten och i Sveriges ekonomiska zon.* Redovisning av regeringsuppdrag. Dnr: 01393-2022
12. Malafry, M., & Öhman, M. C. (2022). *Rättsliga förutsättningar för havsbaserad vindkraft*. Naturvårdsverket
13. WWF & CCB (2023) *Guidelines for planning offshore renewable energy in the Baltic sea – Under the amended directive for renewable energy and the repower EUplan.* Summary Report 2023. WWF Baltic Ecoregion Programme &Coalition Clean Baltic
14. Europeiska unionens officiella tidning (2023) *Europaparlamentets och rådets direktiv* (EU) 2023/2413, om ändring av direktiv (EU) 2018/2001, förordning (EU) 2018/1999 och direktiv 98/70/EG vad gäller främjande av energi från förnybara energikällor, och om upphävande av rådets direktiv (EU) 2015/652.

FISKEREGLERING – EN INTRODUKTION

Charles Berkow och David Langlet

Flera av bidragen till denna antologi handlar om fiske. Regleringen av fisket är ett förvaltningsmässigt intressant område, men det kan samtidigt upplevas som komplicerat. Därför ges här en kort introduktion till fiskeförvaltningen för att underlätta läsningen av de bidrag som behandlar olika aspekter av fiskereglering.

Enkelt uttryckt bygger EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP på svenska, CFP på engelska) på att medlemsstaterna slår ihop sina nationella fiskevatten och gör fisket till en gemensam resurs som förvaltas och fördelas genom beslut på EU-nivå. Regleringen av det marina yrkesfisket är ett av få politikområden där EU har exklusiv kompetens, vilket innebär att medlemsstaterna har överfört sin beslutsmakt avseende förvaltningen av de gemensamma fiskeresurserna till EU och utövar den gemensamt inom ramen för Unionens institutioner, främst rådet och Europaparlamentet[1]. En enskild medlemsstat kan därför bara fatta egna beslut om förvaltningen av fiskeresurser som omfattas av GFP:n i den uträckning EU-lagstiftningen innehåller ett bemyndigande som tillåter det. En hög nivå av samordning är motiverat eftersom fisken rör sig mellan olika länders marina områden och alltså inte kan förvaltas effektivt av varje land var för sig.

De enskilda medlemsstaterna har emellertid rätt att själva reglera det kustnära fisket efter arter som inte särskilt regleras på EU-nivå, däribland abborre, gädda och siklöja. Men även till exempel det svenska siklöjefisket kan påverkas av EU-beslut, bland annat om strömming fångas som bifångst i det fisket. Dessutom sköts delar av den praktiska tillämpningen av EU-besluten på nationell nivå, till exempel fördelning av fiskemöjligheter till enskilda fiskare, beslut om när ålfisket ska stoppas eller kontroll över efterlevnaden av EU-reglerna.

I rättslig mening består den gemensamma fiskeripolitiken av ett antal olika rättsakter som ska samverka med varandra. Helt central är den så kallade grundförordningen eller GFP-förordningen (förordning (EU) nr 1380/2013) som lägger fast målen och grundprinciperna för fiskeripolitiken liksom de viktigaste mekanismer som används för att reglera fisket. Den nuvarande GFP-förordningen är resultatet av en stor revidering av fiskeripolitiken som beslutades gemensamt av EU-parlamentet och medlemsstaternas ministrar i ministerrådet 2013.

Den gemensamma fiskeripolitiken ska, enlig GFP-förordningens artikel 2, säkerställa att fisket är miljömässigt hållbart på lång sikt och förvaltas på ett sätt som är förenligt med målen om att uppnå nytta i ekonomiskt, socialt och sysselsättningshänseende samt att bidra till att trygga livsmedelsförsörjningen.

Utöver reglerna om själva fisket finns även regelverk om bland annat fiskerikontroll, en stödfond med mera. Det finns också en kontrollmyndighet på EU-nivå, även om den praktiska kontrollen utförs av respektive medlemsstat.

Hur mycket ett visst lands fiskeflotta får fiska av ett visst fiskbestånd bestäms genom två mekanismer: beslut om så kallade TAC:er (av enskelskans Total Allowable Catch) samt principen om relativ stabilitet. Den totala mängden som får fiskas av ett visst bestånd bestäms av ministerrådet i form av beslut om så kallade fiskemöjligheter vilka sammantaget kallas totala tillåtna fångstmängder, eller TAC:er. Kommissionen lägger fram förslag på TAC:er till rådet, baserade på vetenskaplig rådgivning från Internationella havsforskningsrådet (ICES), men rådet är inte skyldigt att följa förslagen. Däremot måste rådets beslut vara förenliga med EU:s fiskerilagstiftning, som GFP-förordningen.

Beslut om TAC:er fattas varje höst för det kommande året. Sedan fördelas TAC:erna mellan medlemsstaterna genom den relativ stabiliteten vilken kan beskrivas som en slags fördelningsnyckel enligt vilken varje medlemsstat har rätt till samma procentuella andel av fisken varje år. I grunden bygger fördelningen på överväganden som historiska fångster, staters och regioners relativa beroende av fiske och tidigare förluster av traditionella fiskevatten. Alla medlemsstater har inte del i den relativa stabiliteten för alla fiskade bestånd.

Till exempel är det bara de EU-medlemmar som är kuststater runt Östersjön som har kvoter för torsk, sill/strömming och skarpsill i Östersjön.

Ett mål med reformen 2013 var att decentralisera beslutsfattandet till regionerna, i en strävan att minska detaljstyrningen från EU centralt. Ett viktigt verktyg i GFP:n och delvis ett utryck för en regionalisering är de fleråriga förvaltningsplaner som beslutats för viktiga fisken i olika havsområden. Fiske efter torsk, sill/strömming och skarpsill i Östersjön regleras av den fleråriga förvaltningsplan (Multiannual Plan, MAP) som antogs 2016 och här refereras till som MAP-förordningen. Också den beslutades av ministerrådet och parlamentet gemensamt.

MAP-förordningen har vissa målsättningar. En är att bestånden ska återställas eller behållas över nivåer som kan producera den maximalt hållbara avkastningen (på engelska Maximum Sustainable Yield, MSY)[2]. Ett medel för att nå målet är att fiskekvoterna ska fastställas på en nivå som ger ett fisketryck som på sikt förväntas göra att detta beståndsmål klaras. Ett annat mål är att fiskets påverkan på miljön ska minimeras. I praktiken riktas uppmärksamheten på medlet fisketryck enligt MSY.

MAP-förordningen reglerar bland annat hur TAC:erna ska sättas. Den föreskriver att de normalt ska ligga i ett intervall kring MSY. EU ska ta hjälp av ICES för att beräkna intervallen. TAC:erna bör normalt ligga i den nedre delen av intervallen men får under vissa förutsättningar sättas i den övre delen. De får alltid sättas lägre än intervallen. De ska under alla omständigheter fastställas på en nivå så att sannolikheten för att beståndet hamnar under en krisgräns, under vilken beståndets reproduktionsförmåga kan vara reducerad, beräknas till högst 1 på 20.

I Östersjön är förvaltningen av torsk för närvarande uppdelad i två bestånd, sill/strömming är uppdelad i fyra bestånd och skarpsill förvaltas som ett bestånd i hela Östersjön. Det är dock sedan länge känt att det egentligen finns flera delbestånd av sill/strömming. I förvaltningen aggregeras alltså flera delbestånd och hanteras som ett.

ICES presenterar sina beräkningar i slutet av maj varje år. Dessa tolkas och hänvisas ofta till som rekommendationer, men de är i praktiken vetenskapligt grundade upplysningar om var de intervall som ska beräknas enligt MAP-förordningen ligger. Om något av särvillkoren uppfylls kan ICES också upplysa om det.

Det är också viktigt att notera att ICES beräkningar har karaktären av prognoser över beståndens tillväxt. Det finns en rad osäkerheter kring prognoserna, som kan förstärkas av felaktiga fångstuppgifter från yrkesfisket, väderförhållanden eller förändrande miljötillstånd. Beräkningarna tar inte heller hänsyn till konsekvenserna för miljön eller vissa faktorer som kan påverka beståndsutvecklingen på sikt (som konsekvenserna för delpopulationer).

Utifrån ICES rapporter lägger EU-kommissionen fram ett förslag till kommande års fiskekvoter. Efter förhandlingar beslutas dessa av ministerrådet i oktober. Då kan man också besluta om andra regleringar avseende vad, när och var man får fiska.

De beslutade TAC:erna fördelas sedan till medlemsländerna enligt den relativa stabiliteten. För Östersjön innebär den bland annat att enbart Sverige och Finland har rätt att fiska i Bottniska viken, och Finland har rätt till merparten av det fisket. Ryssland har rätt att fiska i sina egna vatten i Östersjön. En uppgörelse om vilken andel av kvoterna av delade bestånd (centrala Östersjöströmmngen, skarpsill, den östliga torsken) som ska tillfalla Ryssland finns, men har inte följts på flera år. EU beslutar om sina kvoter som om Ryssland höll sig till den uppgörelsen. I praktiken rapporterar Ryssland mycket större fångster.

När EU:s ministrar har bestämt hur stora TAC:erna ska vara och respektive medlemsstat får sin andel bestämmer varje medlemsstat hur mycket av den nationella kvoten som individuella fiskare får. Även i detta fall påverkas dock nationella beslut av EU-reglerna. GFP-förordningen säger nämligen att medlemsstaterna ska tillämpa objektiva kriterier vid den nationella fördelningen, att dessa får inbegripa faktorer som bidrag till den lokala ekonomin, miljökonsekvenser eller regelefterlevnad, samt att länderna ska sträva efter att ge incitament till mer miljövänliga fiskemetoder. Sverige har privatiserat sina andelar av fiskekvoterna för sill/strömming och skarpsill i form av så kallade individuella överförbara fiskekvoter.

Referenser

1. Formellt uttrycks det som att EU har exklusiv kompetens avseende ”[b]evarandet av havets biologiska resurser inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken” i artikel 3 i Fördraget om Europeiska unionens funktionssätt.
2. Mer precist är MSY det i teorin högsta jämnviktsuttag som fortlöpande kan tas ur ett bestånd under rådande genomsnittliga miljöförhållanden utan att detta avsevärt påverkar fortplantningsprocessen. GFP-förordningen, artikel 4.1.

FISKERIPOLITIK – ETT LÄRORIKT STUDIEOBJEKT

Charles Berkow, omvärldsanalytiker på Stockholms universitets Östersjöcentrum. Utbildad ekonom med erfarenhet från myndighet, miljörörelsen och som miljöpolitisk tjänsteman åt ett riksdagsparti samt som politiskt sakkunnig i Regeringskansliet. Har arbetat med fiskeripolitik sedan 2017.

När EU:s havsmiljödirektiv antogs 2008 beslutades att alla EU:s marina områden skulle ha uppnått god miljöstatus till 2020. Det blev inte så. Hur kommer det sig? Denna artikel beskriver EU:s fiskeripolitik sedan reformen 2013, med fokus på Östersjön, samt dess resultat. Den skildrar också de försök som gjorts för att hantera de utmaningar som uppstått sedan politiken misslyckats, samt en granskning av fiskeripolitikens teori och praktik.

Foto: Vincent wachowiak, Unsplash

Den av havsmiljödirektivets elva aspekter, eller ”deskriptorer”, för fastställande av god miljöstatus som är särskilt tacksam att studera är den om fisket. Det kan också ge insikter som är av värde för att förstå miljöpolitiska utmaningar mer generellt.

En slutsats efter granskning av fiskeripolitikens teori och praktik är att det kan behövas perspektiv från flera discipliner, som juridik, ekonomi, statsvetenskap och biologi, för att förstå vad som händer och varför. En annan slutsats är att när beslutsfattare försöker undvika besvärliga beslut som berör intressekonflikter, blir alternativen med tiden ännu besvärligare.

EU:s stora fiskereform

2013 beslutade EU om en stor reform av fiskepolitiken. Det centrala beslutet var antagandet av en reviderad version av grundförordning för den gemensamma fiskeripolitiken (förordning 1380/2013; i fortsättningen kallad GFP-förordningen), men det kopplades även till beslut om EU:s havs- och fiskefond och andra beslut. 2016 kompletterades reformen med en flerårig förvaltningsplan för torsk, sill/strömming och skarpsill i Östersjön. När det nu har gått över tio år kan det vara intressant med en tillbakablick och reflektioner över hur det har gått och varför.

Fisket och fiskebestånden

Ett av de mest centrala målen i GFP-förordningen formulerades så här:

> 2. Den gemensamma fiskeripolitiken ska tillämpa försiktighetsansatsen i fiskeriförvaltningen och ska säkerställa att nyttjandet av de levande marina biologiska resurserna sker på ett sådant sätt att *populationerna av skördade arter återställs till och bevaras över nivåer som säkerställer en maximal hållbar avkastning.*
>
> I syfte att nå målet att successivt återställa och bevara populationer av fiskbestånd över biomassanivåer som kan ge maximal hållbar avkastning, ska *nyttjandetakten för maximal hållbar avkastning, där så är möjligt, ha uppnåtts senast 2015 och, genom en successiv och stegvis anpassning, senast 2020 för alla arter*[1].

Det centrala verktyget för att nå målet var fleråriga förvaltningsplaner (multiannual plan, MAP). Den första MAP som antogs efter revideringen av GFP:n 2013 avser fiske efter torsk, sill/strömming och skarpsill i Östersjön (förordning 2016/1139). Den blev sedan modellen för MAP-förordningar i andra havsområden. MAP-förordningen för Östersjön omfattar sju bestånd: fyra olika bestånd av sill/strömming, två torskbestånd och skarpsill. En översiktlig jämförelse mellan läget 2017, innan förordningen började tillämpas samt läget 2023, presenteras i Figur 1.

	Västra Östersjön torsk	Östra Ö-sjön torsk	Västra sill	Centrala ström-ming	Bottniska viken ström-ming	Riga-bukten ström-ming	Skarpsill	Rödspätta Bälthavet, Kattegatt, Öresund
2017 ICES TAC (ton)	Kris ≤3 541	Osäker ≤26 071	Riskzonen ≤34 618	Produktiv 267 745	Produktiv ≤95 566	Produktiv 24 919	Produktiv 291 715	</= 5 405
2023 ICES TAC (ton)	Kris ≤24	Kris 0	Kris 0	Kris 52 459	Riskzonen 63 049	Produktiv 35 902	Produktiv 241 604	</= 17 254

Figur 1. Utvecklingen för de bestånd som omfattas av MAP-förordningen för Östersjön, samt rödspätta Tabellen visar en egen sammanställning över läget för de bestånd som omfattas av EU:s fleråriga plan för Östersjön. Klassificeringarna ”Kris”, ”Osäker/Riskzonen” och ”Produktiv” baseras på ICES´ bedömningar av beståndens lekbiomassa det aktuella året. Siffrorna kommer från ICES´ bedömningar respektive år.

Jämförelsen inkluderar rödspätta i södra Östersjön, ett bestånd som inte omfattas av MAP-förordningen. Tabellen visar bestånd som, utifrån ICES bedömningar, kan klassas som:

- produktiva eller med god status (gröna), det vill säga ICES har bedömt att beståndets lekbiomassa ligger över försiktighetsnivån MSY $B^2_{trigger}$
- bestånd där statusen är osäker eller i riskzonen (gula), det vill säga ICES har bedömt att beståndets lekbiomassa ligger mellan MSY B trigger och nivån där reproduktionen kan hämma Blim och,
- bestånd i kris (röda), det vill säga där ICES har bedömt att beståndets lekbiomassa ligger under Blim.

Dessutom redovisas siffror för de fångstnivåer (TAC) som ICES respektive år bedömde var förenliga med MAP-förordningen utifrån de senaste tillväxtprognoserna:

Som syns har beståndens överlag försvagats. Även för bestånd som klassas som produktiva har de fångster som ICES bedömer vara förenliga med nyttjandetakten för maximal hållbar avkastning minskat. Något som inte framgår av tabellen är att för vissa bestånd, som strömming i Bottniska viken, har faktiska fångster inte nått upp till beräknade fångster baserade på tillväxtprognoserna. De två bestånd som avviker är strömming i Rigabukten och rödspätta i Bälthavet, Kattegatt och Öresund – det senare omfattas inte av den gemensamma MAP-förordningen.

I stället för att återställa och bevara bestånden ”över nivåer som säkerställer en maximal hållbar avkastning” har flertalet bestånd minskat, ibland allvarligt. Trots årliga politiska beslut baserade på färska vetenskapliga bedömningar och relativt snabb återkoppling av resultaten har utvecklingen gått i motsatt riktning mot vad som kunde förväntas utifrån det politiska beslutet. Hur kunde det komma sig?

Det finns flera förklaringar. Några tänkbara är:

- EU-kommissionen och medlemsstaterna tycks aldrig ha bett ICES uppskatta ”nivåer som säkerställer en maximal hållbar avkastning”. Man arbetar alltså mot ett mål som man inte vet var det ligger.
- Fokus har i stället legat på det förordningen har tidssatt (och som beslutsfattarna kan kontrollera): fisketrycket som har bedömts leda till målet. Det har det dock uppenbarligen inte gjort.
- Beslutsfattarna har underskattat osäkerheten i de vetenskapliga prognoserna och optimistiskt fattat beslut baserat på antagandet att prognoserna kommer att slå in. Ibland har man struntat i tydliga varningar i de vetenskapliga underlagen.

”Trots årliga politiska beslut baserade på färska vetenskapliga bedömningar och relativt snabb återkoppling av resultaten har utvecklingen gått i motsatt riktning mot vad som kunde förväntas utifrån det politiska beslutet. Hur kunde det komma sig?”

Det kan finnas försämringar i miljöförhållanden som inte har beaktats fullt ut i de vetenskapliga underlagen eller de politiska besluten.

När man pratar med folk som är inblandade kan man få en känsla av att man har följt sina rutiner utan att gå tillbaka till beslutet och stämma av utvecklingen med det faktiska beslutet. Det kan ha förekommit en ”tolkningsdrift”. Eller, som en del initierade menar, så har det varit en tolkningstvist: en del har alltid velat prioritera kommande års ekonomi för fiskarna och beredningsindustrin, även på bekostnad av konsekvenserna på längre sikt. Annorlunda uttryckt har man tillämpat en högre riskacceptans än vad som kan utläsas ur förordningen eller, som det visat sig, varit befogat.

Fisket och havsmiljön

Ett annat mål med reformen av fiskeripolitiken 2013 var att ta större hänsyn till havsmiljön. I alla fall på lite längre sikt går hänsyn till havsmiljön och hänsyn till näringarnas ekonomiska intressen hand i hand. Mer fisk i havet är bra för havsmiljön. Och mer fisk i havet innebär mer fisk för fiskarna, eller åtminstone att det går åt mindre bränsle och tid, och därmed kostar mindre pengar, att fånga samma mängd fisk.

Således står i GFP-förordningens Artikel 2(3):

> ”Den gemensamma fiskeripolitiken ska genomföra en ekosystemansats i fiskeriförvaltningen, för att säkerställa att fiskeverksamhetens negativa inverkan på de marina ekosystemen minimeras, och ska sträva efter att säkerställa att fiske och vattenbruk inte leder till en försämring av den marina miljön.”

Av förordningens Artikel 2(5)(j) framgår också att den gemensamma fiskeripolitiken ska vara förenlig med unionens miljölagstiftning, särskilt med målet att uppnå en god miljöstatus senast 2020 i enlighet med EU:s havsmiljödirektiv, samt med unionens övriga politik.

I praktiken bortser beslutsfattarna från detta i sina årliga beslut om fisket. Ingen hänsyn tas till hur det stora uttaget av nyckelarter på låga nivåer i födovären, som strömming och skarpsill, påverkar andra arter som äter eller äts av dessa. Förvaltningen borde också inte bara handla om hur mycket fisk man får ta upp, utan också om var, när och hur fisket bedrivs. Hur påverkar till exempel bottentrålning havsbottnarna? Hur påverkas kustmiljöer och den biologiska mångfald av ett intensivt fiske på strömming under en kort period där olika delpopulationer ansamlas?

Ingen verkar ställa de frågorna när beslutsfattarna bestämmer fiskekvoter? I avtalet mellan ICES och EU-kommissionen står till och med uttryckligen att:

> “Limitations on fisheries may be required to achieve environmental objectives, especially regarding biodiversity, habitat integrity, and foodwebs. This will not affect the catch that can be taken from a stock in accordance with the objectives of MSY and the precautionary approach and will therefore not affect ICES advice on fishing possibilities. However, the limitations may affect the possibilities for the fisheries to fully utilize the advised fishing possibilities. ICES may, if requested, advise on the likely impact of such limitations on the catch but will, as explained, not include such considerations in the advice on fishing opportunities[4].”

Det vill säga, man kan behöva fiska på lägre nivåer än vad som framgår av ICES´ rådgivning, ifall man vill ta hänsyn till fiskets konsekvenser för biologisk mångfald, livsmiljöers integritet och födovären. Dessa är för övrigt tre av de elva faktorer som ingår i havsmiljödirektivets definition av ”god miljöstatus”. Således tas inte hänsyn till målet att nå god havsmiljö i ICES´ rådgivning. Om inte någon specifikt frågar om det. Vilket, enligt uppgift från EU-kommissionen, ingen har gjort.

Att en så central artikel glöms bort på detta sätt kan tyda på att det institutionella minnet hos vår förvaltning har sviktat. Eller så är det för svårt att bedöma fiskets konsekvenser, så man gör ingenting. Eller också

Foto: Johannes Hurtig, Unsplash

inser man att det skulle betyda mindre fångster nästa år och det vill man inte vara med om.

Ett aktuellt exempel – ”5 procent-regeln” och ett ökat risktagande

Under 2023 och början på 2024 har det uppstått en strid som belyser situationen.

I MAP-förordningen för Östersjön finns en säkerhetsklausul som kommit att kallas ”5 procent-regeln”[5]. Visserligen har MAP-förordningen samma grundläggande mål som GFP-förordningen, det vill säga att öka bestånden över nivåer för robusta bestånd (var de nu kan ligga) och behålla dem där. Men för den händelse bestånden av någon anledning skulle vara nära en krisgräns finns en säkerhetsklausul (artikel 4(6) i MAP-förordningen). I en artikel som handlar om kvotsättningen under olika förhållanden säger förordningen att kvoterna under alla omständigheter ska fastställas på ett sätt som säkerställer att sannolikheten är mindre än 5 procent för att lekbeståndets biomassa understiger krisgränsen (B_{lim}).

ICES konstaterade i sin bedömning i maj 2023 att för strömmingsbestånden i centrala Östersjön och Bottniska viken skulle sannolikheten för att biomassan understiger krisgränsen vara mer än 5 procent, även om det inte skulle fiskas alls. Utifrån detta föreslog EU-kommissionen i augusti ett stopp för riktat fiske men att en kvot för strömming som tas som ”bifångst” vid skarpsillsfisket skulle tillåtas (trots att strömming definieras som målbestånd, inte bifångstbestånd, i MAP-förordningen)[6]. Kommissionen föreslog därför kraftigt sänkta kvoter (till bara 1 000 ton) för strömmingen i Bottniska viken (där det i princip inte fiskas skarpsill), men relativt höga kvoter ”bifångst” av strömming i centrala Östersjön (över 28 000 ton) i syfte att möjliggöra fortsatt fiske efter skarpsill, i huvudsak för fiskmjölsfabrikerna[7].

EU:s medlemsstater i ministerrådet förkastade kommissionens förslag och beslutade om väsentligt högre kvoter: 55 000 ton för strömmingen i Bottniska viken och drygt 40 000 ton för strömmingen i centrala Östersjön[8]. Det var kvoter med en mer än 20 procents sannolikhet för att underskrida krisgränsen. Det var ett beslut som en del aktörer (underförstått även EU-kommissionen) i förväg hade sagt skulle bryta mot förordningen, och en rättslig översyn har begärts[9].

I samma veva krävde ministerrådet att kommissionen skulle inleda en process för att ta bort säkerhetsspärren, det vill säga 5 procent-regeln. EU-kommissionen gjorde det också med, vad som i EU-sammanhang får beskrivas som blixtens hastighet, genom ett förslag i början på december[10].

Ministerrådet godkände snabbt kommissionens förslag och begärde att parlamentet också skulle hantera förslaget snabbt, på mindre än en vecka, genom ett så kallat ”brådskande förvarande”. Parlamentet förkastade dock denna begäran och beslutade att hantera ärendet i sedvanlig ordning[11].

Vad hade egentligen hänt – och varför?

En rimlig tolkning är att förvaltningen hade misslyckats så till den grad att säkerhetsspärren utlöstes. Den var en säkerhetsspärr som förmodligen ingen trodde skulle utlösas när den infördes: mening var ju att man skulle få upp bestånden på trygga nivåer. Nu hade man försatt sig i en svår situation. Ministrarna ville inte acceptera konsekvenserna, ett stoppat fiske. Annorlunda uttryckt: ministrarna hade inte velat pumpa på bromsarna i tid och försatt sig i en situation där de behövde dra till nödbromsen för att inte riskera en krasch.

I det läget valde ministrarna att i praktiken öka risktagandet till en nivå som är oförenlig med det MAP-förordningen föreskriver sedan 2016: i stället för 5 procent, en sannolikhet på 20 procent för strömmingen i bottniska viken och 29 procent för strömmingen i centrala Östersjön. Kommissionen för sin del, och även ministerrådet, var beredd att göra det möjligt för ministerrådet att även i fortsättningen ta lika höga risker – eller än högre[12]. Och detta, utan en tydlig diskussion om att man ville ändra risknivån eller vad det kunde få för konsekvenser.

Ministerrådet har inte tagit vara på den relativt långa ledtiden i besluten från 2013 och 2016. En ledtid, som infördes för att lindra besvären från omställningen. I stället har man försatt sig i en situation där valet står mellan ännu smärtsammare åtgärder, och ännu större risker för det man ville undvika. Åter väcks frågan, varför, hur och var gick det snett? Det korta, banala svaret är alltså att ekonomi fick företräde framför hållbarhet. Som vanligt.

Tittar man på presspresentationerna i samband med ministerrådens beslut berömmer rådet sig varje år för att ha fattat balanserade beslut, där relativt tydliga beståndsmål vägs mot diffusa ”socio-ekonomiska” hänsyn. Vilket rimligen har tolkats som ”konsekvenserna för fiskenäringen nästa år”. Mekanismerna, hur ekonomin kunde få företräde, är intressanta att studera. En bland flera saker som då kommer fram är att många inte har läst de grundläggande dokumenten, eller så har man inte förstått, eller så har man glömt. Man skulle kunna sammanfatta det som ”sviktande institutionellt minne”.

Reflektioner över utmaningar i havsmiljöpolitik

Långsiktiga mål

Det finns skäl att begrunda hur målen utformas i politiska beslut. Det finns många studier om detta inom statsvetenskap och andra discipliner[13] (även om kunskap och insikter kanske inte når fram till de som fattar besluten). Det här avsnittet innehåller frågor och funderingar från en praktiker som fått tillfälle att efter hand ta del av en del forskning och reflektera över saken.

Menar politikerna allvar med sina beslut? Det går förstås inte att utesluta att politiska beslut ibland fattas utan avsikt att de ska påverka verkligheten, utan mer för att lösa ett politiskt problem, till exempel blidka en opinion. Beslut kan vara kompromisser mellan sådana som hoppas att målen nås, såna som i och för sig tycker det är OK om målen nås om det inte blir för jobbigt eller inget annat kommer emellan, och såna som inte vill att målen ska nås alls. Ett uttryck för detta kan vara om målen är så vagt formulerade att det inte går att följa upp dem, eller om regler är så otydliga att de blir tandlösa. Alternativt kan beslut innehålla flera mål med inbyggd risk för målkonflikter, utan vägledning för hur målen vid behov ska rangordnas. Styreffekten kan bli mindre om målen saknar årtal då målen ska uppnås.

Hur pass realistiska är målen? ”Målstyrning” har blivit en vanlig ansats, även där förutsättningarna för att det ska lyckas är dåliga. En del menar att även ambitiösa mål (eller orealistiska mål eller mål som inte nås) kan påverka samhällsutvecklingen. Målen blir en indikation till näringslivet: i den här riktningen, i ungefär den här takten, vill vi utvecklas. Målen blir också en signal till förvaltningen: ta fram de underlag, de detaljbeslut, som krävs för att utveckla samhället i denna riktning. Målen blir också en signal till allmänheten: det här kan du förvänta dig, det här kan också du bidra till och det är meningsfullt eftersom både näringslivet och förvaltningen arbetar för samma sak. Samtidigt kan orealistiskt satta mål, eller mål som är väldigt tydligt formulerade, vara förlamande. Politiska beslut kan innehålla krav på kunskap som inte finns och svårligen kan tas fram för att generera åtgärder för att nå målen vilket kan ge upphov till så kallad ”paralysis by analysis”.

Håller man fokus? Till saken hör att politiker, medier och ideella intresseorganisationer hellre ägnar sig åt det kommande stora beslutet än att följa upp tidigare beslut. Kanske föreställer man sig att förvaltningen kommer att se till att fattade beslut genomförs. Kopplingen mellan beslut och vad som händer ”på golvet” blir svår att följa i rikspolitiken, och ännu svårare i EU-politiken. Oförutsedda händelser kan sätta andra frågor i fokus och ändra politikens prioriteringar.

Vems är ansvaret? När det är frågan om EU beslut i ministerrådet är ministrar från flera länder inblandade. När man den eftersträvade enigheten om en kompromiss kan det vara svårt att veta vem som drivit vad. Ofta måste det stora beslutet om mål följas upp av senare beslut om åtgärder, beslut som kan komma att fattas av andra politiker. Dessutom kan EU-beslut behöva följas upp av beslut på nationell eller rentav lokal nivå. När det är långa ledtider mellan beslut och målår kommer det ett eller flera val emellan. En minister kanske räknar med att efterträdaren hinner genomföra det svåra besluten. En efterträdare kanske skyller på att alternativen blivit besvärligare för att företrädaren inte gjort sitt, särskilt om företrädaren kommit från ett annat parti. När politiska ledningar kommer och går, och kanske inte har djupare kunskaper om sakområdet, kan opolitiska tjänstepersoner i regeringskanslier och expertmyndigheter få en tung roll. Även intresseorganisationers experter kan i praktiken ha mycket att säga till om. Även om det är ministrarna som bär det formella ansvaret finns flera inblandade i beslutsfattandet. Det kan vara svårt att i efterhand utkräva ansvar när något går snett, vilket i sig kan minska incitamenten för att beslut genomförs.

Fisket som studieobjekt

Vill man studera den marina förvaltningens utmaningar är fisket ett bra studieobjekt. Oavsett man är intresserad av fisk i sig. Fisket är ett tacksamt att studera därför att:

- *Det är ett område som är särskilt politiktätt:* det fattas tydliga politiska beslut om fiskekvoter varje år. Så är det inte för de flesta andra politikområden. Försök tänk tanken att man politiskt skulle sätta ett tak varje år för hur många tonkilometer lastbilsbranschen skulle få köra. Det känns ju helt orimligt. Men för fisket är det normalt.
- *Det finns en särskilt inarbetad process* för att fatta de politiska besluten, en process som man kan någorlunda lätt lära sig och sedan följa.
- *Antalet aktörer* som är inblandade är ganska begränsat och det går, med viss möda, att skaffa sig en överblick över vad aktörerna säger och gör.
- *Det finns relativt få regelverk som reglerar området.* Det går att sätta sig in i regelverken och följa resultatet.
- *Resultaten i miljön syns relativt snabbt.* Fors-

karna kommer varje år med färska uppgifter om hur mycket som har fångats föregående år och färska bedömningar över beståndets status och prognoser över beståndets tillväxt. Bedömningarna och prognoserna är dock osäkra. Mer säkra bedömningar av beståndsutvecklingen kan oftast göras redan efter en handfull år. Därmed finns relativt goda förutsättningar för att dra lärdomar av vad som fungerar och inte fungerar. Eller med andra ord att realisera den adaptiva förvaltningen som eftersträvas i vissa tolkningar av ekosystembaserad förvaltning.

Analyser av fiskeriförvaltning kan också ge värdefulla insikter för miljöpolitiken. Mer tillspetsat skulle man kunna säga att för den som vill studera ett område är fisket för miljöpolitiken vad bananflugor har varit för genetiken.

Flera mål utan prioriteringar

Ett återkommande problem med politiska beslut och till och med enskilda regelverk är mångfalden av mål utan inbördes rangordning eller vägledning om hur målkonflikter ska hanteras.

I GFP-förordningens Artikel 5 radas ett antal ”för övrigt ska särskilt beaktas”-faktorer upp, vilka kan summeras på följande sätt:

1. Att få bort utkast genom bättre fiskemetoder
2. Att ta hand om oönskade fångster utan att skapa marknad för småfisk.
3. Att skapa förutsättningar för att fisket och beredningsindustrin ska bli mer ekonomiskt bärkraftiga.
4. Att få balans mellan fiskeflottorna och bestånden, det vill säga bli av med överkapacitet i fiskeflottan.
5. Att främja fiskodlingar för att bidra till livsmedelstryggheten och sysselsättningen.
6. Att bidra till en rimlig levnadsstandard för dem som är beroende av fiskerinäringen.
7. Att bidra till en öppen marknad och en jämn spelplan mellan fiskare i olika länder.
8. Att ta hänsyn till både konsumenternas och producenternas intressen.
9. Att främja det kustnära fisket.
10. Att fiskeripolitiken ska vara förenlig med EU:s miljölagstiftning, särskilt målet om god miljöstatus senast 2020 enligt havsmiljödirektivet.

I den praktiska tillämpningen är det i praktiken de ekonomiska aspekterna (1, 2 och 3) på kort sikt som tenderar att dominera, medan de två sistnämnda (9 och 10) kommer till korta.

Motsvarande problem finns i den svenska fiskeripolitiken. Riksrevisionen uttalade efter en granskning av fiskeripolitiken 2008:

> ”Riksrevisionens övergripande slutsats är att de samlade insatserna har varit ineffektiva. I flera väsentliga avseenden rör sig Sverige bort från målen, trots sedan länge väl kända problem, många styrmedel och stora offentliga utgifter. Regeringen och myndigheterna har inte heller sett till att lagstiftningen följs fullt ut.”

Och vidare angavs som en huvudsaklig förklaring:

> ”Oklar prioritering av mål och styrmedel; Regeringen har inte på ett tydligt sätt prioriterat mellan olika motstridiga mål, vilket har bidragit till att statens insatser inte har varit effektiva. Trots otydlig prioritering mellan målen har regeringen gett Fiskeriverket omfattande befogenheter med en långtgående föreskriftsrätt och en mängd olika styrmedel. Nya styrmedel har dessutom tillkommit när målen har ändrats. Fiskeriverket har i sin tur inte beslutat om någon tydlig prioritering av vad som ska uppnås med varje styrmedel som myndigheten förfogar över.”[14]

Den gemensamma strategi för svenskt fiske och vattenbruk som Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket tog fram 2021 lider av precis samma problem[15]. Sviktande institutionellt minne eller oförmåga att hantera intressekonflikter?

En fundering är att när det finns flera mål utan vägledning om hur dessa ska prioriteras eller vägas mot varandra så blir resultatet att förvaltningen fortsätter ungefär som tidigare. Är det egentligen det som beslutsfattarna vill, eller finns andra skäl till att man gör om samma fel som Riksrevisionen så tydligt påtalat?

Allmänningens tragedi och en järntriangel av andra tragedier

Fisket är ett klassiskt exempel på ”allmänningarnas tragedi”: om för många brukare tär för hårt på en gemensam resurs kan den förstöras för alla[16]. Var och en för sig har incitament att tära mer på kort sikt, tillsammans tjänar man på längre sikt på att tära mindre. Om man inte lyckas lösa dilemmat förstörs allmänningen. En resurs som borde ha varit förnybart har i stället förbrukats. Alla förlorar.

Som det har påpekats har problematiken för fisket förstärkts av att många regeringar (inklusive periodvis den svenska) aktivt gått in för att öka fångsterna genom diverse subventioner, där fiskets bränsleförbrukning fortfarande är undantagen beskattning[17]. Där fartyg från flera länder fiskar på samma rörliga bestånd i havet finns skäl till att försöka förebygga ”allmänningens tragedi” genom internationell reglering[18].

Regleringens tragedi

När staten, eller sammanslutningar av stater som i EU, går in och reglerar uppstår nya utmaningar.

När staten försöker säkra att den förnybara resursen upprätthålls uppstår en förväntan och krav på att staten också ska säkra att fiskarnas inkomster ska upprätthållas.

I EU finns utöver detta en särskild grund för kraven genom åtagandet i Romfördraget från 1957 som lever kvar i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt. Där står i Art. 39.1.b att ett mål för den gemensamma jordbrukspolitiken är att ”tillförsäkra jordbruksbefolkningen en skälig levnadsstandard, särskilt genom en höjning av den individuella inkomsten för dem som arbetar i jordbruket”[19] samt i Art 38 att det som gäller jordbruk också gäller för fiskerisektorn[20].

I och med att politiken tar över ansvaret för resurshushållningen får politikens speciella villkor för risktagande och ansvarsutkrävande större genomslag i förvaltningen. Finns här kanske paralleller till andra miljöfrågor som har inslag av att värna en i överförd betydelse ”allmänning”, som förvaltningen av atmosfären, vattnet eller den biologiska mångfalden?

Marknadens tragedi

I ”allmänningarnas tragedi” sätts också gängse marknadsmekanismer ur spel genom att det inte finns en överproduktion i relation till marknadens efterfrågan, utan i relation till resursbasen. Det kräver ett annat tänk och andra mekanismer.

Styrkan i marknadskrafterna kan dock också vara problematisk. Även här kan fisket, i detta fall specifikt fiskmjölsfisket, vara en lärorik illustration. Den starkt ökande globala efterfrågan på fiskmjöl komplicerar förvaltningen av pelagiska fisken som strömming och skarpsill i Östersjön.

”Marknadens, politikens och allmänningens tragedier förstärker varandra. I den politiska debatten ställs ofta stora förhoppningar till innovationer och ny teknik.”

Marknadens, politikens och allmänningens tragedier förstärker varandra. I den politiska debatten ställs ofta stora förhoppningar till innovationer och ny teknik.

Teknikens tragedi

Tekniska innovationer och utarmade fiskbestånd har följts åt i över tusen år. Allteftersom ett fiskbestånd överexploateras skapas incitament till tekniska innovationer, som gör att fisket kan fortsätta och rentav expandera, så att nya bestånd exploateras[21].

Det är naturen som producerar fisk, inte människan. Människan kan möjligen påverka tillväxten (MSY ansatsen, att fiska enligt maximal hållbar avkastning på äldre individer så att beståndet i större utsträckning består av snabbväxande yngre fiskar, har ansetts göra det). Men i grunden är man hänvisad till att skörda det som växer fram mer naturligt. Med undantag för fiskodling, som inte berörs närmare här annat än genom att notera att den befintliga fiskodlingen är en viktig kund för fiskmjölsindustrin, samtidigt som den också kan vara en leverantör av fiskrens.

Tekniska innovationer och nya marknader kan alltså lindra, eller dölja, effekterna på resursbasen på kort sikt men tenderar att öka dem på längre sikt, även om det inte syns på en gång.

På sikt sätter en kombination av marknadskrafter och tekniska innovationer fiskebestånd under ökad press, om fisket hålls tillbaka av tillräckligt effektiva regleringar. På sikt förstärker de alltså utmaningen från allmänningens tragedi.

Tekniska innovationer kan öka trycket också på ett annat sätt. Innovationer tenderar att öka hur mycket som skördas per person. Det ökar utmaningar för politiker som vill värna sysselsättning och befolkningsunderlaget i kustområden.

Från ”förorenaren betalar” till…”miljöboven betalas”?

Det ansvar som politiken åtagit sig att undvika ”allmänningens tragedi” kan möjligen vara en bidragande förklaring till det speciella förhållandet till principen att ”förorenaren betalar” som kan ses inom fiskeripolitiken, även om det också finns andra förklaringar. Det rör sig bland annat om att politiken tagit på sig att värna vissa gruppers försörjning eller har en långtgående syn på äganderätten.

Principen att förorenaren ska betala är en bärande del av miljöpolitiken både i Sverige och inom EU. Men vad betyder det, och hur tillämpas det i praktiken?

När det kommer till negativa miljökonsekvenser som följer av förbrukning av förnybara, biologiska naturresurser blir det lite annorlunda. Där handlar det strängt taget inte om miljöskador från just föroreningar. Utan det handlar om miljöskador till följd av exempelvis skadade habitat och utarmad biologisk mångfald. Bör det inte omfattas av samma princip

som förorenaren betalar, det vill säga att den som orsakar miljöskador ska betala vad det kostar att återställa eller förhindra eller kompensera för dem?

När det gäller areella näringar tycks gälla en outtalad men motsatt princip: den som ska avstå från att skada miljön ska ersättas, ibland mer än fullt ut.

Så har fisket generellt både i EU och Sverige undantag från bränslebeskattning, vilket utgör en omfattande subvention som bidrar till överfiske och skador på havsmiljön, trots att ”skadliga subventioner” till fisket länge erkänts som ett problem både globalt[22] och i Sverige[23].

Slutsatser

Fiskeripolitik är ett bra område att studera för att bättre förstå orsaker och mekanismer bakom misslyckanden med att genomföra och följa upp beslut om havsmiljön, och miljön i övrigt. Några mekanismer som identifierats i denna genomgång av exempel från fiskeripolitiken är:

- Undermålig bevakning över att fattade beslut genomförs
- Flyttade mållinjer när måluppfyllelsen försenats
- Otydliga regler till följd av intressekonflikter hos beslutsfattarna
- Oklara prioriteringar mellan potentiellt motstridiga mål
- Ovilja att ta konsekvenserna av besluten när de krockar med kortsiktiga ekonomiska intressen
- Sviktande institutionella minnen
- Institutionell tröghet
- Misslyckad kommunikation mellan vetenskapen och beslutsfattare
- Processer och system som – även om de är relativt enkla att greppa och överblicka – i praktiken är svåra att följa för politiker, medier och ideella organisationer som ska kunna slå larm när det inte fungerar som det ska.
- Bristande diskussion om risk och ansvarsutkrävande

Vill vi verkligen nå de långsiktiga havsmiljömålen behövs bättre förståelse av dessa mekanismer. Det behövs för att göra effektivare politik framöver. Att bättre förstå varför långsiktiga miljömål inte nås kräver insikter från skilda discipliner. I den här artikeln har nämnts biologi, juridik, ekonomi och statsvetenskap som nödvändiga för att förstå hur fiskeripolitiken verkar och misslyckas.

Allt för ofta tar beslutsfattarna inte tillvara möjligheterna till en mer ordnad omställning som långa ledtider syftar till. Kortsiktig bekvämlighet tillåts skymma de långsiktiga målen. Problemen tillåts förvärras, värdefull tid går till spillo. De återstående alternativen blir alltmer oaptitliga.

Om politik ibland ses som ett försök att balansera konkurrerande intressen kommer det att slå fel om man betraktar miljön (eller i detta fall fisken) som ett intresse bland alla andra. Devisen ”man kan inte kompromissa med naturen” må vara sliten, men den är hållfast ändå.

I slutändan handlar det om att sätta ned foten och prioritera miljöintresset framför mäktiga kortsiktiga ekonomiska intressen, också i de kortsiktiga besluten. Genom att skjuta på de svåra besluten och hoppas på en vändning har alternativen för Östersjöfisken blivit allt dystrare.

Referenser

1. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=celex%3A32013R1380
2. MSY $B_{trigger}$ definieras i MAP-förordningen enligt följande: MSY $B_{trigger}$: den referenspunkt för lekbeståndets biomassa fastställd i bästa tillgängliga vetenskapliga rådgivning från i synnerhet Ices eller ett liknande oberoende vetenskapligt organ som erkänns på unionsnivå eller internationell nivå, under vilken specifika och lämpliga förvaltningsåtgärder ska vidtas för att säkerställa att nyttjandegraden i kombination med den naturliga variationen tillåter att beståndet byggs upp över nivåer som kan ge MSY på lång sikt.
3. Blim definieras i MAP-förordningen enligt följande: B_{lim} : den referenspunkt för lekbeståndets biomassa, fastställd i bästa tillgängliga vetenskapliga rådgivning från i synnerhet Ices eller ett liknande oberoende vetenskapligt organ som erkänns på unionsnivå eller internationell nivå, under vilken reproduktionsförmågan kan vara reducerad.
4. https://www.ices.dk/about-ICES/Documents/Cooperation%20agreements/EU/2022_DGMARE_ICES_Grant-web.pdf
5. https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/nyheter/%C3%B6kat-risktagande-med-%C3%B6stersj%C3%B6nsstr%C3%B6mming-1.707345
6. Klassificeringen av ett bestånd som ”bifångst” visade sig senare kunna få betydande konsekvenser. En tolkning av en aktuell dom från EU-domstolen är att GFP:s mål om att få upp bestånden över nivåer som kan producera maximal hållbar avkastning, genom

att besluta om fisketryck som ska leda till detta, inte behöver gälla för bifångstbestånd. I korthet resonerade domstolen så, att GFP innehåller olika mål och där det finns målkonflikter har rådet större tolkningsutrymme när det handlar om bifångstbestånd än när det handlar om målbestånd. Mål C-330/22 Friends of the Irish Environment CLG ECLI:EU:C:2024:19.

7. https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/document/download/605d86fb-974b-4b1c-9a84-618b953d208e_en?filename=2023-09-19-non-paper-updates-2024-fishing-opportunities-regulation-com-492_en.pdf&prefLang=fr
8. https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/news/baltic-sea-agreement-reached-2024-fishing-opportunities-2023-10-24_en
9. https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-5738-2024-INIT/en/pdf
10. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=COM:2023:771:FIN
11. https://www.dn.se/varlden/eu-parlamentet-stoppade-snabbspar-for-forsvagat-skydd-for-stromming/
12. https://www.su.se/stockholm-university-baltic-sea-centre/news/playing-roulette-with-fish-stocks-sustainably-1.712703
13. Se till exempel: https://www.nature.com/articles/s41893-022-00909-5 och https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1694709&dswid=1332 som två illustrationer
14. https://www.riksrevisionen.se/download/18.78ae827d1605526e94b2e387/1518435471157/RiR_2008_23.pdf
15. https://www.havochvatten.se/arkiv/aktuellt/2021-06-01-gemensam-strategi-visar-vagen-framat-for-svenskt-fiske-och-vattenbruk.html
16. https://math.uchicago.edu/~shmuel/Modeling/Hardin,%20Tragedy%20of%20the%20Commons.pdf
17. All the Boats on the Ocean How Government Subsidies Led to Global Overfishing, Carmel Finley University of Chicago Press, (2017) DOI: 10.7208/chicago/9780226443409.001.0001
18. Fishing on Common Ground. (2005) *The consequences of unregulated fisheries of North Sea herring in the post-war period*, Hrefna M. Karlsdottir, (Publications of the Department of Economic History, School of Economics and Commercial Law, Göteborg University, no 94),
19. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX%3A12016E039
20. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX%3A12016E038
21. W. Jeffrey Bolster, (2010) *The Mortal Sea: Fishing the Atlantic in the Age of Sail*, Harvard University Press, Belknap Press
22. Jmfr de WTO förhandlingar om skadliga subventioner till fisket som inleddes (2001) och SDG-målet 14.6
23. Se t.ex. Riksrevisionens granskning av fiskeripolitiken från (2008).

SÅ KAN EKOSYSTEMBASERAD FÖRVALTNING FÖR KOMMERSIELLT FISKE UTVECKLAS I SVERIGE

Charlotta Järnmark, systemekolog från Stockholms universitet, verksam inom Världsnaturfonden WWF som programchef. Har mer än 20 års erfarenhet av naturvård, naturresurs- och fiskeförvaltning.

I Sverige saknas idag ett sätt att mäta och värdera sammanvägda effekter av miljöpåverkan och belastningar på ekosystem. Uppföljning av miljöövervakning och bristen på data är således ett område i starkt behov av utveckling. I denna text beskrivs vilka åtgärder som kan vidtas för att utveckla möjligheterna till en svensk ekosystembaserad fiskeförvaltning, med förslag på stärkande statusutvärderingar och kompletterande förvaltningsstrukturer.

Foto: Karl Lundström

Tillståndet i de svenska havsområdena är otillfredsställande. Allvarliga utmaningar med syrefria bottnar, övergödning, miljöförstörande ämnen, höjda vattentemperaturer, bottenexploatering, förändrade näringsvävar och högt fisketryck kräver en ny helhetssyn på ekosystemen för att produktionsförmågan i dem ska kunna bibehållas[1]. Dessa utmaningar pekar bland annat på en fiskeförvaltning som inte fungerar. Enligt SLU har 25 nationellt förvaltade bestånd bedömts 2024. 28 procent av dessa bedöms vara hållbart nyttjade, vilket är den näst lägsta andelen sedan tidsserien började 2015. Av dessa svenska bestånd har 18 bestånd kunnat bedömas, sju hade bristande dataunderlag[2].

I denna text avgränsar jag mig till att undersöka hur den specifikt svenska, nationella förvaltningen kan förbättras så att tillståndet för just de nationellt förvaltade, kommersiellt fiskade arter som exempelvis gädda, abborre, gös och sik uppnår *God ekologisk status* i alla fångstområden.

Hypotesen är att det finns outnyttjade data över miljövariabler som kan bidra med ytterligare kunskap om de ekologiska och samhällsekonomiska faktorer som påverkar fisken, och därmed ge ett förbättrat kunskapsunderlag för att bedöma beståndens status. Kopplat till detta föreslås möjligheten att utveckla Sveriges Lantbruksuniversitets samlade underlag Fiskbarometern med en ekosystemmodul.

I anknytning till detta diskuterar jag möjligheter för hur den nationella förvaltningen av det svenska fisket kan utvecklas mot en mer ekosystembaserad fiskeförvaltningsmodell, EBFF, en modell som är tänkt att adressera de stora utmaningar som råder i havsmiljön och för de svenska fiskbestånden, och som kan bidra till att uppfylla Havs- och vattenmyndighetens mål för ekosystemansatsen. Komponenter i det svenska förvaltningssystemet jämförs med en amerikansk modell för ekosystembaserad fiskeförvaltning. Och jag undersöker hur andra befintliga styrsystem som finns tillgängliga i Sverige skulle kunna tillämpas och integreras för att stärka utvecklingen mot en ekosystembaserad förvaltning av svenskt fiske. Slutligen följer några rekommendationer vilka kommer att behöva diskuteras vidare tillsammans med förvaltning och forskare.

Ett önskvärt tillstånd: god ekologisk status för fisken

Svenska bestämmelser för fiskeverksamhet är kopplade till EU:s regelverk; den europeiska gemensamma fiskeripolitiken (GFP) och EU:s havsmiljödirektiv. *God ekologisk status* är målet för förvaltningen av fisk och skaldjur, både inom EU (2008/56/EG) och i Sverige[3]. Det uppnås om arterna har full reproduktionskapacitet så att beståndets återväxt säkras[4]. Här diskuterar vi hur fisket regleras och påverkar de så kallade nationellt förvaltade arterna i svenska vattendrag och sjöar. Det är Havs- och vattenmyndigheten som årligen ger tillstånd för fiskelicenser för dessa arter, till exempel sik, siklöja, gädda, abborre, gös, piggvar, hummer och krabba.

Havs- och vattenmyndigheten är bemyndigat av regeringen att besluta om bevarandeåtgärder, fiskemöjligheter och kontrollåtgärder för fisket samt att eventuellt komplettera och skärpa GFP-regleringarna vid behov. Beståndsvården för de nationella arterna sker genom nationella föreskrifter om licenser, alltså inte genom fångstkvoter. Licenserna gäller för lång tid och ges till enskilda eller företag för ett specifikt fartyg. De omprövas vart femte år på aspekten om fisket anses skattemässigt kommersiellt, men om eventuella förändringar i fiskbestånden uppstår kan myndigheten inte avslå förnyande av licensen. Det hanteras i stället genom fiskevårdsåtgärder som redskapsbegränsningar, förbudsområden, fisketider och minimi- och/eller maximimått[3]. Beslut för den svenska licensgivningen sker med stöd i ett vetenskapligt kunskapsunderlag som analyserar beståndens status, vilket beställs från Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU. Underlaget sammanställs i en offentlig online publikation, den så kallade Fiskbarometern[2]. Bestånden av andra arter, som strömming och torsk, utnyttjas och förvaltas gemensamt i EU, men förvaltningsbeslut tas på liknande vetenskapliga underlag som de svenska.

För de nationellt förvaltade arterna gör SLU en vetenskaplig bedömning av beståndens status, för att möjliggöra att förvaltningen sker inom biologiskt säkra gränser[2]. EU:s havsmiljödirektiv gäller såväl i Sverige som i EU och tillämpar tre kriterier för att bedöma god ekologisk status för fiskbestånden: Fiskeridödlighet (F), Lekbiomassa (SSB), och storleksfördelning (L).

För närvarande används endast två av de tre kriterierna, eftersom det tredje kriteriet om storleks- och åldersstruktur ännu inte har internationellt överenskomna indikatorer[7,4]. Detta leder till informationsbrist och luckorna behöver fyllas i framtiden, i synnerhet i de fall där det finns sådana brister i informationsunderlagen så att beståndens status inte kan bedömas. I Sverige och EU pågår forskningsarbete för att ta fram indikatorer för ålders- och storleksstruktu[6,7]. I USA används metoden integrerade ekosystemanalyser (IEA) som kan tackla utmaningar i form av data-

brist genom att analyserna innehåller en kompletterande sektion för mätvärden på ekosystemet som ger mer information under ett bestånds hela livscykel. Denna information kan visa vilka mekanismer som kan vara destruktiva för ekosystemet, och stötta vidare utvärdering och planering av åtgärder[8]. I dagens förvaltning av det svenska fisket bedöms endast den ekologiska statusen hos varje fiskart för sig, utan att inkludera hänsyn till helheten i ekosystemet, belastningarna på det, ekonomin eller vårt samhälle som är beroende av det. Fiskens roll i ekosystemet, hur den påverkar eller påverkats av förändringar i ekosystemet och historiskt överfiske, finns inte med i beställningen för statusbedömningen i dagsläget och således beaktas dessa faktorer inte heller i besluten för regleringen av de svenska fiskelicenserna.

”Fiskens roll i ekosystemet, hur den påverkar eller påverkats av förändringar och historiskt överfiske, finns inte med i beställningen för statusbedömningen i dagsläget och således beaktas dessa faktorer inte heller i besluten för regler-ingen av de svenska fiskelicenserna.”

Beskrivningen av status för arterna som fiskas i Sverige skulle kunna utvecklas vidare och även inkludera ekosystemaspekter[9]. Webbportalen Fiskbarometern redovisar analyser av beståndens status, om de är ”inom biologiskt säkra gränser”, dessa analyser skulle kunna kompletteras med en liknande sektion som i amerikanska integrerade ekosystemanalyser, där mätvärden för ekosystemet förfinar bilden av fiskens ekologiska status och hur den samspelar med ekosystemet.

Fiskens roll i ekosystemet

Vi är beroende av tillgången på fisk med god beståndshälsa, rent och syresatt vatten i havet, välmående kuster och stränder och hög biologisk mångfald. Ekosystembaserad förvaltning kan ge fördelar för samhället och stärka den sociala och ekonomiska hållbarheten, exempelvis kan möjligheter till nya marknader öppnas, miljöanpassade tekniker och nya, mer effektiva metoder för beslutsfattande som tar samhällets beroende av ekosystemen i beaktande utvecklas[10, 11].

Det är viktigt att förstå fiskens kopplingar i ekosystemet eftersom fisken säkerställer produktivitet i näringsvävarna och balanser i ekosystemen. Rovfiskar äter fiskar som äter djurplankton eller mindre djur, vilket påverkar samspelet i näringsväven och i sin tur reglerar förekomsten av arter på lägre näringsnivåer. När fiskbestånden minskar eller försvinner helt på grund av multipla störningar som fiske, klimatförändringar, föroreningar, kan ekosystemet hamna i obalans och risk finns att systemet hamnar i ett nytt, permanent tillstånd som inte är gynnsamt för samhället, då tillgång på fisk, rent vatten och hög biologisk mångfald försvinner, så kallade kaskadeffekter. Östersjötorskens successivt minskande beståndsstorlek visar på ett skifte i fisksamhällets sammansättning; ett system med högre förekomster av djurplanktonätande skarpsill och strömming uppstod när torsken försvann. Fiskens roll som föda och livsmedel är exempel på en påtaglig så kallad försörjande ekosystemtjänst, men även reglerande och stödjande samt kulturella ekosystemtjänster från fisken är viktiga för vårt samhälle[12]. Idag visar indikatorer för biologisk mångfald otillräcklig status i hela Östersjöns område och genom hela ekosystemets näringsväv. Ett fåtal indikatorer har acceptabla nivåer i delar av Östersjön, men inga av dem visar god ekologisk status över hela Östersjön och risken för att livsmiljöer, bestånd och arter i Östersjön utplånas ökar[13]. Miljöns tillstånd påverkar också faktorer som är viktiga för fiskbestånden och den utväxling av ekosystemtjänster som finns både till och från fisken. De faktorer som är relevanta för att bedöma varje del av ekosystemet, fiskens behov och därmed de ekosystemtjänster som den levererar kräver ytterligare information om tex fiskens föda, tillgång på syre, temperatur, vattenflöden och -kvalitet, sediment och tillgång på viktiga habitat[14]. För detta behövs både ekologiska indikatorer för ekosystemet, indikatorer för belastningar på ekosystemet och socioekonomiska indikatorer för samhället som påverkas av fisket[8].

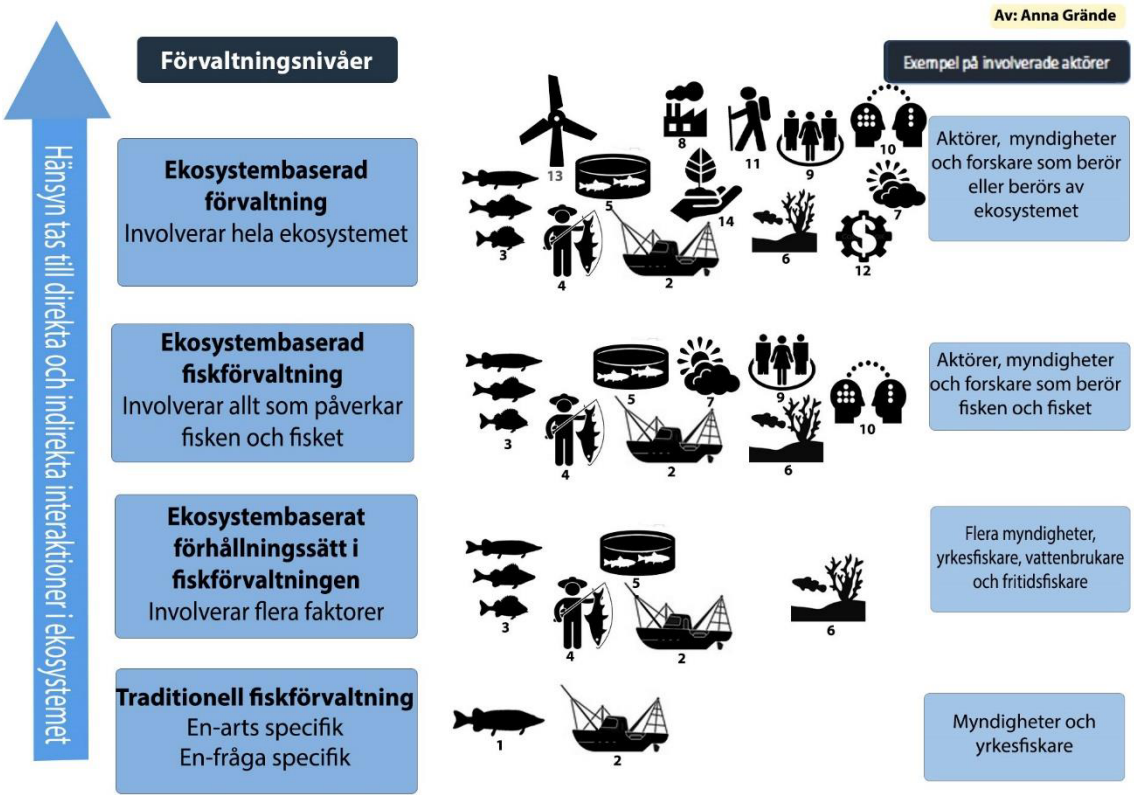
Ekosystemindikatorer som kan användas i Sverige

Idag saknas fortfarande ett sätt att mäta och värdera sammanvägda effekter av miljöpåverkan och belastningar på ekosystemen i Sverige. Det saknas även vetenskapligt grundade analyser av samband mellan olika mänskliga aktiviteter, belastningar, ekosystemkomponenter och ekosystemtjänster[15].

I Östersjön påverkas havsmiljön hårdast i kustzonerna eftersom hög mänsklig aktivitet är knuten till dessa, tillsammans med många ekosystemfunktioner. En enskild aktivitet kan i vissa fall betraktas som obetydlig, men den sammanlagda effekten av flera olika belastningar kan vara allvarlig, speciellt om de påverkar känsliga arter och livsmiljöer. Belastningsindikatorer visar hur systemet och fisken påverkas av externa faktorer; överfiske, övergödning och skadliga föroreningar är de värst påverkande belastningarna, eftersom de leder till en multipel effekt då de adderas till varandra. Föroreningarna stannar i omgivningen under årtionden och verkar vara styrande faktorer för den långsamma återhämtningen av biologisk mångfald i Östersjön[13].

Ett av de grundläggande villkoren för ekosystembaserad förvaltning är att ta fram ekologiska och socioekonomiska indikatorer baserade på lokal ekologisk kunskap. Att inkludera fiskares kunskap och erfarenhet vid vetenskapliga bedömningar av fiskbestånden lokalt ökar förståelsen och kvaliteten på dataunderlagen, och även acceptansen för nödvändiga politiska beslut hos fiskerinäringen[17]. Exempel på typiska socioekonomiska indikatorer är fiskeansträngning, kondition på fångsten, bifångst samt värdet och priset på fiskeflotta[8]. Om även påverkan på lokala samhället såsom näringarnas utveckling, folkhälsa och sysselsättning inkluderas kan vi få ett mått på samhällets välfärd, beroende av fisket och människors plats i ekosystemet, eftersom tillgång till varor och tjänster är beroende av ekosystemtjänster; nödvändiga naturresurser såsom den levande fisken i våra hav[18].

Indikatorer för så kallade kulturella ekosystemtjänster kan bidra till ekosystemanalysen med både socioekonomiska-, kulturella-, estetiska- och rekreationsvärden och visa på förvaltningens konsekvenser. En nedgång av fiskbeståndens status i Östersjön påverkar till exempel både fritidsfiske, människors upplevelsevärden, turism och det lokala näringslivet negativt. Ett aktuellt exempel på helhetseffekter kommer från fiskare i Södra Bottenhavet, som i stället för att sälja fisk från Östersjön nu köper in förädlade fiskprodukter från Norge; importerad, norskodlad lax som är uppfödd på fiskmjöl från Östersjön, för att hålla sina affärer vid liv. För att bibehålla en kulturtraditionsbärande handel med fiskprodukter i de lokala kust-



Figur 1. Figuren beskriver olika steg av förvaltning för fisket och deras ingående komponenter [27,28].

Förklaring siffror: 1. En arts specifik 2. Yrkesfiske 3. Flerart/bestånd/bytesinteraktioner 4. Fritidsfiske 5. Vattenbruk 6. Livsmiljö 7. Klimat 8. Miljöfarlig verksamhet 9. Samhället inkluderas 10. Transpareng kommunkation mellan sektorer 11. Turism 12. Ekonomisk dimension 13. Energi 14. Bevarande, t ex områdesskydd. Bild: Anna Grände.

samhällena säljs alltså norskodlad lax i fiskebodarna vid Södra Bottenhavet idag, i stället för traditionell strömming[19]. Så uppkommer både märkbara energiförluster i systemet och en urvattnad kulturtradition som inte gynnar det lokala fisket och påverkar lokal näringslivsutveckling och turismsektorn i regionen negativt.

Vad är ekosystembaserad fiskeförvaltning?

Det sägs ofta att ekosystembaserad förvaltning har en vag definition vilket utgör ett hinder för dess genomförande[20] Men på senare år har forskning fört begreppsdefinitionen framåt. Baserad i de så kallade Malawiprinciperna är det en resursförvaltningsstrategi som tar hela ekosystemet, inklusive människor i beaktande, inkluderar social rättvisa och ekologisk hållbarhet men även hänsyn till ekonomisk effektivitet[18, 22, 22]. En fungerande ekosystembaserad förvaltning kräver en inkluderande, transparent, adaptiv process som stödjer objektiv vetenskaplighet, säkrar att indikatorer och beslut är meningsfulla och politiskt gångbara[23, 24]. Uppföljande åtgärder i förvaltningsprocessen bör spegla intressenternas behov av ekosystemet. Deras synsätt, förståelse av risker och tolkningar av begrepp kan variera och ge en bredd av olika preferenser, tex för urvalet av indikatorer för systemet[24,22]. Som vi tidigare sett finns också goda exempel på implementering av ekosystembaserad fiskeförvaltning, EBFF, i världen, med verktyg, metoder och påvisade goda resultat från andra geografier[26]. Man kan förvänta sig en utvecklingsprocess för att implementera EBFF i svensk förvaltning. Figur 1 visar vilka principer som styr de olika förvaltningstyperna och successionsstegen i utvecklingen av förvaltningen.

Den i Sveriges och många andra länder rådande enartsförvaltningen reglerar fisket på en enskild art och tar endast hänsyn till beståndets produktivitetsstatus, utan att inkludera dess beroende faktorer i ekosystemet. Denna traditionella förvaltning är det nedersta steget i utvecklingen mot ekosystembaserad förvaltning och leder genom en ökande inkludering av beroende faktorer vidare mot den mer utvecklade ekosystembaserade fiskeförvaltningen som fokuserar på fiskets kopplingar i ekosystemet. Men fiskeförvaltningsplaner som tas fram i EBFF innehåller inte fullt hänsynstagande till hela ekosystemet. Till exempel kan predation från rovfisk och fiskedödlighet vara likställda faktorer i planerna trots att dessa belastningar har helt olika ursprung och konsekvenser för fiskpopulationer. Detta kan alltså fortfarande medföra viss risk för feluppskattningar av bestånden[29]. Principen för den slutgiltiga, fullt utvecklade ekosystembaserade förvaltningsmodellen, EBM, är att ta hänsyn till kopplingarna i hela ekosystemet. Man kan då fastställa vilka ekosystemtjänster som produceras av olika delar i ekosystemet, ta hänsyn till kumulativa effekter av belastningar på systemet och redovisa riskfaktorer för ekosystemets funktionaliteter på ett mätbart vis[27,28].

För att förstå vilka effekter vårt samhälle och vårt agerande har på ekosystemet och hantera de aktiviteter som orsakar negativ påverkan behövs väl underbyggda och ekologiskt relevanta mål att arbeta mot i förvaltningen. För att nå dem behövs konkreta åtgärder och indikatorer på status för målen[30,13]. Förvaltningsinstrumentet integrerad ekosystemanalys, IEA, kan ge stöd i hanteringen av de mer komplexa frågorna om kopplingar mellan ekologiska och socioekonomiska system vid förvaltningen av haven. Amerikanska förvaltningsorganet National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA, använder ett standardiserat ramverk för IEA där olika komponenter av ett ekosystem, inklusive mänskliga aktiviteter, ekologiska och socioekonomiska komponenter ingår, så att beslutsfattare kan göra avvägningar mellan olika intressen och ta beslut om mål i förvaltningen[31,26].

En amerikansk modell för integrerad ekosystemanalys

NOAA:s metod för IEA har använts i över tio år och lett till påvisbara förbättringar och återhämtning av flera bestånd i USA efter att kravet på återuppbyggande åtgärder för bestånden år 1996 lades till i lagen *The Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act*, MSA, från 1976. Kravet implementerades i USA nära tjugo år innan 2013 års reform av EU:s gemensamma fiskeripolitik införde liknande återuppbyggnadskrav. I USA återhämtade sig de hotade beståndens biomassa med femtiotvå procent jämfört med bestånd i EU med liknande utgångsläge, men som lämnats utan åtgärd under samma tidsperiod. EU bestånden var liksom i USA utfiskade vid starten, men återuppbyggnadskrav saknades vid den tidpunkten i EU:s förvaltning. Ytterligare forskning påvisade en fördubbling i USA:s bestånd då man jämförde perioderna innan och efter genomförandet av lagen. Andra länder har framgångsrikt antagit liknande policyer med jämförbara resultat[32]. IEA:s kan identifiera och kvantifiera de övergripande sambanden mellan mänskliga aktiviteter, belastningar, ekosystemkomponenter och de tjänster de tillhandahåller i ekosystemet, med stöd av mer informerade indikatorer än dagens nationella fiskeförvaltning i Sverige[11, 33].

Foto: Marie Svärd

Ramverket IEA kombinerar information om alla relevanta komponenter i ett ekosystem i en så kallad ekosystem- och socioekonomisk profil för respektive art[26]. Syftet med profilen är att testa och vetenskapligt verifiera vilka länkar som finns mellan ekosystemet och det socioekonomiska systemet när beståndsutvärderingar görs. Indikatorerna i profilen utvärderar ekosystemprocesser och känsliga aspekter för arten, tex reproduktionsstrategi och specifika habitatbehov, vilket gör artens statusbedömning mer tillförlitlig[8, 31, 33, 30].

I vår studie finner vi intressant nog att det inte föreskrivs några generella indikatorer för statusbedömning på nationell nivå i NOAA:s förvaltningssystem, så som det gör i EU och i Sverige. Lagen föreskriver inte vilka indikatorer som ska inkluderas i utförande av åtgärdsprogram eller uppföljningar, endast geografiskt systemspecifika indikatorer för olika regioner i USA anses relevanta då förhållanden i varje region varierar. Detta innebär att Fiskeförvaltningen i USA är regionaliserad[27].

Svensk fiskeförvaltning idag och i framtiden

Eftersom Havs- och vattenmyndighetens ska förvalta haven så att ”våra akvatiska ekosystem är i balans, bärkraftiga och förvaltas enligt ekosystemansatsen i syfte att generera samhällsnytta genom fiske och vattenbruk”[1, 32], behöver de betydande effekterna av mänsklig verksamhet på miljön beaktas, både i havsplaneringen och i havsmiljöförvaltningen[1, 32]. Det ekonomiska värdet i att återställa en god havsmiljö i Östersjön till år 2040 har estimerats till 5,6 miljarder Euro per år[13]. Det finns alltså betydande vinster i att lyckas med att tillämpa förvaltning enligt ekosystemansatsen.

Om steget mot ekosystembaserad fiskeförvaltning börjar tas kan det avhjälpa den rådande situationen i havet. En framtida möjlighet är att införa integrerad ekosystemanalys, IEA, i den nationella fiskeförvaltningen i Sverige för att stärka de svenska åtgärdsprogrammen och förvaltningen[35, 36]. IEA är inte ännu ett etablerat instrument i den nationella fiskeförvaltningen i Sverige, men den amerikanska modellen för IEA som tillämpats i årtionden skulle kunna vara vägledande. För de arter som förvaltas av svenska myndigheter, kan startpunkten vara att ta fram de mer detaljerade ekosystem- och socioekonomiska profiler för våra kommersiellt fiskade arter som behövs för att göra en IEA. Detta skulle kräva fler, kompletterande indikatorer i förvaltningen för att utvärdera data såsom beståndsuppskattningar, habitatutvärderingar, analyser för klimatsårbarhet, produktivitetspåverkande faktorer hos bestånden och annan publicerad forskning och rapporter om respektive art[10].

En effektiv process för utvecklingen mot EBFF av svenskt förvaltade arter skulle kunna tillämpa viktiga underlag för analys av bakomliggande orsaker till det rådande tillståndet i hela ekosystemet från övrig miljöövervakning i Sverige och EU[37]. Det finns även redan givna metoder och underlag föreslagna från HELCOM eller ICES arbetsgrupper, till exempel HOLAS II-III eller ICES arbetsgrupp WGIAB, där arbete med att utarbeta metodik för EBFF pågår[15]. Det verkar inte finnas några tydliga hinder för att modellen för EBFF i Sverige skulle kunna utväxla lärande med förvaltningen på EU nivå. Hypotetiskt skulle modellen som diskuteras här kunna skalas upp till det fiske som förvaltas inom den europeiska gemensamma fiskeripolitiken.

I Sverige är fast etablerade regionala förvaltningsstrukturer inte fullt etablerade för fisket, i synnerhet vid kusten. I USA stipulerar lagstiftningen ett regionalt förvaltningsansvar hos de så kallade Fiskeråden; *Fishery Management Councils,* FMC, genom lagen *The Magnusson- Stevensens Act*. De fiskeriplaner som tas fram av FMC:s granskas av NOAA för att säkra att federala lagar och regelverk följs[27, 13]. Medlemmarna i rådet är representanter från kommersiellt- och fritidsfiske samt intressenter från miljö-, akademiska och styrande institutioner[38,39]. De har ett absolut juridiskt ansvar för beståndens status och måste reducera fångsterna om populationen faller under ett förutbestämt tröskelvärde, tills den är återställd till en hållbar nivå motsvarande minst en fördubbling av beståndsstorleken[40, 37]. Detta behöver inte hända omedelbart, men att återuppbygga bestånden ska inte ta längre än tio år[41]. Fiskeråden samverkar med National Marine Fisheries Service, NMFS, och Secretary of Commerce, de riskerar åtal om regelverken bryts. I ett fall om återuppbyggnadsplaner där kvoter satts som går under gränsvärdet (under 50 procent sannolikhet att återställa bestånden inom en tioårsperiod) avslår rätten en överklagan[42].

I rådande svensk fiskeförvaltning finns inte någon regional, vetenskapligt rådgivande instans fast etablerad, därav kommer att det för närvarande inte ännu

tas fram regionala fiskeriplaner i Sverige.

Fördelarna med regionalt styrda fiskeråd; att skapa förvaltande samarbeten på regional nivå är många och i Östersjön fungerar det transnationella förvaltningsorganet för Östersjön, HELCOM (Helsinki Commission) som en regional plattform för samarbeten om förvaltningen av Östersjön i frågor som biologisk mångfald och skydd, sjöfart, fiskeriförvaltning, havsområden, planering, belastning från mark och havsbaserad verksamhet och regionalt styre. Dock har HELCOM inget juridiskt mandat, utan är endast rådgivande. Det finns inte heller några fiskeråd etablerade som juridiska institutioner i Sverige.

Nationellt i Sverige pågår ett arbete med fem så kallade nationella beredningsgrupper för den nationella fiskeregleringen. Där ingår relevanta länsstyrelser, regioner, SLU Aqua, Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket. De koordinerar vetenskapliga underlag och granskar föreskrifter för fisket från lokal till internationell nivå. Dessa grupper kunde möjligen, om de etablerades permanent med juridiskt mandat, utgöra FMC-liknande fiskeråd, institutioner med motsvarande rådgivande roll på regional och nationell nivå. Det krävs även en bas i lokal kunskap om ekosystemets roll och interaktion med samhällets behov för att informera fiskeråden. Dessa strukturer behöver utvecklas vidare i Sverige, men testpiloter på lokal nivå finns.

Ett exempel på nationellt initiativ för att utveckla ekosystembaserad havsförvaltning på den lokala nivån är de pilotprojekt för ekosystembaserad havsförvaltning som påbörjades av Havs- och vattenmyndigheten 2021, inom utvecklingsprojektet *Ekosystembaserad havsförvaltning, EBHF*. Olika former för att samverka bättre i lokalt, regionalt och nationellt förändringsarbete prövas i tre områden; Stockholms Skärgård, Södra Bottenhavet och 8+fjordar i Bohuslän. Med syftet att utveckla en regional förvaltningsmodell för ekosystembaserad havsförvaltning stöds också Sveriges möjligheter att uppnå miljömålen[43,36]. Det finns i dagsläget inte en nationellt styrd, säkrad långsiktig finansiering för denna lokala förvaltning eller för de nationella beredningsgrupperna på regional nivå. Vi kan ännu inte hävda att Sverige implementerat eller praktiserar någon typ av EBFF på nationell nivå.

Sammanfattning, slutsatser och rekommendationer

Nedan listas slutsatser om vilka åtgärder som kan vidtas för att utveckla en ekosystembaserad fiskeförvaltning i Sverige, med förslag på *stärkande av statusutvärderingarna* och kompletterande *förvaltningsstrukturer*. Många av rekommendationerna behöver diskuteras vidare både med förvaltning och forskare för att säkerställa genomförbarhet och relevans, men i princip är de bekräftade av de referenser som utgör underlaget till denna artikel.

Stärkt utvärdering av god ekologisk status

- *Förvaltningen av svenska fiskar skulle kunna växla upp till EBFF och införa säkrare beslutsunderlag.* Underlagen för beslut kan utvecklas så att de innehåller en komponent med vetenskaplig ekosystemanalys där data från exempelvis miljöövervakning och annan befintlig, offentlig statistik för ekosystemet, som idag inte används för detta kan ingå. En rekommendation kan vara att regeringen uppdrar åt SLU att ta fram systemspecifika indikatorer till underlagen för beslut om svenska fiskelicenser utifrån tillgänglig miljöstatistik.
- *Historiskt nedfiskade bestånd visar goda resultat på återhämtning* efter att integrerade ekosystemanalyser, IEA, med mer informerade indikatorer i ekosystem- och socioekonomiska profiler för arterna har implementerats i USA. I en jämförelse mellan likartade europiska och amerikanska bestånd under en tioårsperiod var de europeiska bestånden lämnade utan åtgärd, medan de amerikanska beståndens fisketryck minskade eller upphörde. I medelvärde återhämtade sig de amerikanska bestånden under perioden så att biomassan var femtiotvå procent högre än i de europeiska[32].
- *En rekommendation är* att se över och betydligt utöka temporära och spatiala skyddsområden för nedfiskade bestånd, oavkortat baserat på vetenskapliga bedömningar av fiskbeståndens och ekosystemens status. Fiske på arter där osäkerhet råder eller utan god ekologisk status ska inte utföras förrän beståndets goda ekologiska status är återupprättad.
- *Idag saknas verktyg för att mäta och utvärdera effekter av miljöpåverkan* och samband mellan mänskliga aktiviteter och våra belastningar på ekosystemet och fisken. En rekommendation är att integrera befintliga indikatorer från Havsmiljödirektivet i statusutvärderingarna av bestånden, för att övervaka utvecklingen av belastningar. Det finns även redan givna indikatorsystem, metoder och dataunderlag för EBFF, som utarbetats av HELCOM och ICES arbetsgrupper som kan komplettera analyserna[44].

Kompletteringar till förvaltningen

- *I dagsläget har Sverige inte en nationellt etablerad ekosystembaserad fiskeförvaltning* som tar hänsyn både till ekosystemet, belastningarna och de socioekonomiska förhållandena, eller genomför IEA:s till stöd för förvaltningen. Den ekonomiska sidan av den bristande förvaltningen kan vara förbisedd; HELCOM (2023) beräknar att vi går miste om ett värde på 5,6 miljarder Euro per år om vi inte återställer Östersjöns hälsa till god ekologisk status fram till 2040[13]. I dagsläget tar förvaltningen endast hänsyn till de socioekonomiska aspekterna som berör fiskeflottans ekonomi, det vill säga fångster och näringens ekonomiska utveckling med dessa som grund. Det finns inte vetenskapligt baserade underlag för övriga socioekonomiska aspekter som påverkar resursen, såsom påverkan på ekonomin och näringslivsutveckling i kustsamhällen, människors livskvalitet och hälsa och liknande systemiska parametrar. En rekommendation kan vara att utöka underlagen för licensbeslut i svensk fiskeriförvaltning med systemiska parametrar som beaktar de ekonomiska och sociala effekterna på hela ekosystemet; inklusive det mänskliga samhället, inte endast fiskerinäringen.
- *Regionala fiskeråd, Fishery Management Councils, FMC:s,* används i USA under inkludering och samverkansprinciper, där lokala aktörers kunskap och detaljerade vetenskapliga underlag integreras i styrningen av fisket. Det absoluta juridiska ansvaret för beståndens status ligger hos dessa regionala fiskeråd, vilket stabiliserar styrningen[37]. Havs- och vattenmyndigheten har initierat fem FMC-liknande nationella beredningsgrupper för den nationella fiskeregleringen. De beställer vetenskapliga underlag och ser över föreskrifter för fisket. Dessa beredningsgrupper har en rådgivande funktion, men de är inte juridiskt etablerade institutioner och har inget juridiskt ansvar för råden de ger eller för att dessa genomförs i förvaltningen. En rekommendation kan vara att permanent etablera dessa förvaltningsgrupper som en FMC-liknande struktur i förvaltningen, och tilldela dem ett starkare juridiskt ansvar för sina råd och planering av det svenska fiskets förvaltning, med hänsyn taget till hela ekosystemet. De regionala organen bör vara nära kopplade till institutioner med tillgång till vetenskapliga underlag för att bedöma ekosystemens status, som den svenska miljöövervakningen. De bör även inkludera kunskapsunderlag från lokala samverkansgrupper längs Sveriges kuster.
- *Samverkansbaserad, lokal ekosystemanalys* testas nu i de EBHF-piloter som leds av Havs- och vattenmyndigheten i Södra Bottenhavet och Stockholms skärgård. I projekten forskas på hur piloterna kan tillföra ytterligare lokala detaljer och kunskap om ekosystemen för att informera förvaltningsbeslut. I dessa piloter tar de lokala förvaltningsgrupperna fram relevanta systemindikatorer för förvaltningen[43, 36]. De befintliga piloterna är i dagsläget i viss mån anknutna till de nationella beredningsgrupperna. En framtida permanent etablering av dessa två strukturer kan ha god potential att sluta gapen i kunskapsunderlag mellan nationell och lokal förvaltningsnivå för fisket och bredda underlagen för beslut om förvaltningsåtgärder och även fiskerilicenser. En rekommendation kan vara att denna typ av lokala förvaltningsgrupper inrättas längs hela Sveriges kuster, så att vetenskapligt baserad och lokal detaljkunskap om hela ekosystemets status kopplas till det nationella styrsystemet.

Referenser

1. Havs- och Vattenmyndigheten och Jordbruksverket 2021 a: *Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021–2026 – friska ekosystem och hållbart nyttjande.* Havs- och vattenmyndigheten. 2 https://www.havochvatten.se/download/18.406b761e1798a7d1e39a56bb/1622471454554/ru-strategi-framtidens-fiske-2021-2026.pdf
2. SLU (2022). *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten, Resursöversikt 2022*. Webbportal. Havs- och Vattenmyndigheten. https://fiskbarometern.se/rapport/2022
3. Havs- och Vattenmyndigheten (2020). *Så förvaltas fiskresursen 2020*. Rapport 2020:10 Havs- och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2020-02-06-sa-forvaltas-fiskresursen.html
4. EEA (2022). *Indicator specification. Status of marine fish and shellfish stocks in European seas,* European Environment Agency (europa.eu). Webpage, European Environment agency 2022. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/status-of-marine-fish-stocks-5

5. Havs- och Vattenmyndigheten (2021) *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022-2027 enligt havsmiljöförordningen.* Rapport 2021:20 Havs och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.3ab3bb5417e137738649a956/1647950173740/rapport-2021-20-atgardsprogram-for-havsmiljon-2022-2027-enligt-havsmiljoforordningen.pdf

6. ICES (2023). *Workshop to scope and preselect indicators for criterion D3C3 under MSFD decision (EU) 2017/848* (WKD3C3SCOPE). ICES Scientific Reports. 5:87. https://doi.org/10.17895/ices.pub.23514930

7. Griffiths m.fl. (2023). *Including older fish in fisheries management: A new age-based indicator and reference point for exploited fish stocks.* Fish and fisheries. https://doi.org/10.1111/faf.12789

8. Shotwell m.fl. (2022). *Synthesizing integrated ecosystem research to create informed stock-specific indicators for next generation stock assessments.* Deep- Sea research Part II https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2022.105070

9. Larsson m.fl. (2023). *Indikatorrapportering för "Hållbart nyttjande av fisk- och skaldjursbestånd i kust och hav" – bedömningsåret 2022.* Aqua notes 2023:3. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för akvatiska resurser. https://pub.epsilon.slu.se/30708/1/larsson-s-et-al-20230419.pdf

10. Daily m.fl. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems.* Island Press. https://islandpress.org/books/natures-services

11. ICES (2022) Workshop on Ecosystem Based Fisheries Advice for the Baltic (WKEBFAB; outputs from 2021 meeting). ICES Scientific Reports. 4:36. 54 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.19704238

12. Holmlund C M, Hammer M, (1999). *Ecosystem services generated by fish population.* Ecological Economics 29 (1999) 253–268. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4

13. HELCOM (2023). *HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2016-2021*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 191. Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission. https://helcom.fi/post_type_publ/holas3_bio/

14. Brown m.fl. (2022). *Considering Fish as Recipients of Ecosystem Services Provides a Framework to Formally Link Baseline, Development, and Postoperational Monitoring Programs and Improve Aquatic Impact Assessments for Large Scale Developments.* Environmental Management (2022) 70:350–367. https://doi.org/10.1007/s00267-022-01665-0

15. Bergström, L. m.fl. (2019). *Cumulative Impact Assessment for Maritime Spatial Planning in the Baltic Sea Region.* Pan Baltic Scope. http://www.panbalticscope.eu/wp-content/uploads/2019/11/PBS_Cumulative_Impacts_report.pdf

16. Havs- och Vattenmyndigheten och Jordbruksverket (2021). *Handlingsplan för utveckling av svenskt yrkesfiske 2021–2026.* Jordbruksverket, Havs- och vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.406b761e1798a7d1e39a57b1/1622471661188/ru-framtidens-fiske-handlingsplan-yrkesfiske.pdf

17. Mackinson m.fl. (2010). *Engaging stakeholders in fisheries and marine research.* Marine Policy. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.07.003

18. Costanza R. (2000). *Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services.* Ecosystems 3: 4–10. https://doi.org/10.1007/s100210000002

19. Bergman M., Bergmans fisk, (2022). Pers kommunikation 2023, intressent i aktörsforum för pilot Södra Bottenhavet.

20. Long R., Charles A., Stephenson R.L., (2015). *Key principles of marine ecosystem-based management.* Marine Policy 57(2015)53–60 https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.01.013

21. NOAA (2021). *Introduction to the NOAA Integrated Ecosystem Assessment Program: Advancing Ecosystem Based Management.* Coastal Management, 49(1), 1-8 - January 2021

22. CBD, Convention on biological diversity (2024). *Ecosystem approach: further conceptual elaboration.* SBSTTA 5 Recommendation V/10. Websida 2024. https://www.cbd.int/recommendation/sbstta/default.shtml?id=7027

23. Samhouri m.fl., (2014). *Lessons learned from developing integrated ecosystem assessments to inform marine ecosystem-based management in the USA*. ICES Journal of Marine Science, Volume 71, Issue 5, July/August 2014, Pages 1205–1215. Oxford Academic (oup.com). https://doi.org/10.1093/icesjms/fst141

24. Long m.fl. (2016). *Key principles of ecosystem-based management: the fishermen's perspective.* Fish and FisheriesVolume 18, Issue 2 p. 244-253. https://doi.org/10.1111/faf.12175

25. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. et al. (2009). *A safe operating space for humanity*. Nature 461, 472–475. https://doi.org/10.1038/461472a

26. Monaco m.fl. (2021). *Introduction to the NOAA Integrated Ecosystem Assessment Program: Advancing Ecosystem Based Management.* Coastal Management, 49:1, 1-8, XXX https://doi.org/10.1080/08920753.2021.1846109

27. Dolan m.fl. (2015). *Delineating the continuum of marine ecosystem-based management: a US fisheries reference point perspective*. ICES Journal of Marine Science, doi: 10.1093/icesjms/fsv242 (10) (PDF) Delineating the continuum of marine ecosystem-based management: A US fisheries reference point perspective (researchgate.net)

28. Setzer M., Grände A. och Halldén A. (2023). *Kartläggning av samrådsstrukturer inom Fiskeförvaltning i Sverige.* Rapport 2023:11. Havs och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.32ce554a18b4938d74946a04/1698144061798/Kartlaggning-av%20samradsstrukturer-2023.pdf

29. V. Trijoulet, G. Fay, T. J. Miller (2019). *Performance of a state-space multispecies model: What are the consequences of ignoring predation and process errors in stock assessments?* Journal of Applied Ecology. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13515

30. HELCOM (2023). *HELCOM Thematic assessment of economic and social analyses 2016-2021.* Baltic Sea Environment Proceedings No. 188. Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission (2023) https://helcom.fi/post_type_publ/holas3_esa

31. NOAA (2022). *IEA Approach, What is NOAA's Integrated Ecosystem Assessment?* Webbsida. NOAA. https://www.integratedecosystemassessment.noaa.gov/about-iea/iea-approach

32. Frank and Oremus (2023). *Regulating Biological Resources: Lessons from Marine Fisheries in the United States.* University of Chicago, EPIC Working paper no. 2023-63. http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4445576

33. NOAA (2022). *Ecosystem-Based Fisheries Management.* https://www.fisheries.noaa.gov/national/ecosystems/ecosystem-based-fisheries-management#:~:text=NOAA%20Fisheries%20is%20responsible%20for,Endangered%20Species%20Act

34. Havs- och Vattenmyndigheten, (2020). *Verksamhetsstrategi 2021-2023.* Webbsida 2023. Havs- och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/om-oss-kontakt-och-karriar/om-oss/verksamhetsstrategi/verksamhetsstrategi-2021-2023.html

35. Havs- och Vattenmyndigheten, (2022). *Handlingsplan för utveckling av Svenskt fiske - Hav i balans samt levande kust och skärgård. Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2023.* Rapport 2022:18. Havs- och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.beb19a418366a19e1cacda5/1664803939899/rapport-2022-18-hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard-fu-23.pdf

36. Havs- och Vattenmyndigheten, (2022). *Pilot Södra Bottenhavet.* Webbsida. Havs- och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatJordbruksverketten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/program-projekt-och-andra-uppdrag/ekosystembaserad-havsforvaltning/pilot-sodra-bottenhavet.html

37. Havs- och Vattenmyndigheten (2021). *Miljökonsekvensbeskrivning av det uppdaterade åtgärdsprogrammet.* Underlagsmaterial till åtgärdsprogram för havsmiljön 2022-27 i Nordsjön och Östersjön. Rapport 2021:22. Havs och Vattenmyndigheten. https://www.havochvatten.se/download/18.1b25360d17e614471a0173c9/1642436313946/rapport-2021-20-miljokonsekvensbeskrivning.pdf

38. NOAA (2022). Regional Fishery Management Councils. Website. https://www.fisheries.noaa.gov/topic/partners

39. NOAA (2023). Website: Partners. NOAA. https://www.fisheries.noaa.gov/topic/partners

40. Marshak A. R. (2023). *U.S. Regional Fishery Management Councils August 4, 2023.* Report R47645. Congressional research service. https://crsreports.congress.gov

41. Mississippi-Alabama Sea Grant Legal Program (2024). Guide to Fishery Management. Part 9: What Is in a Fishery Management Plan? Websida (maj, 2024) https://masglp.olemiss.edu/fisherymanagement/part9/

42. United States District Court for the District of Columbia (No. 99cv00221) (2020). Natural Resources Defense Council v. Daley, 209 F.3d 747 (D.C. Cir. 2000) United States Court of Appeals, District of Columbia Circuit, Apr 25, 2000. Casetext.com https://casetext.com/case/natural-resources-defense-council-v-daley

43. Havs- och Vattenmyndigheten , (2022). *Regional ekosystembaserad havsförvaltning.* Webbsida. Havs- och Vattenmyndigheten. https:/1/www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/program-projekt-och-andra-uppdrag/ekosystembaserad-havsforvaltning/regional-ekosystembaserad-havsforvaltning.html

44. Bergström, L. m.fl., (2019). *Miljöförändringar och fiske påverkar näringsväven.* Sveriges vattenmiljö, Havsmiljöinstitutet, https://www.sverigesvattenmiljo.se/artiklar/miljoforandringar-och-fiske-paverkar-naringsvaven

SIMRISHAMN VISAR VÄGEN TILL FRAMTIDENS FISKEHAMN

Madeleine Lundin är utvecklingsansvarig för Marint centrum i Simrishamns kommun. Statsvetare med erfarenhet av offentlig förvaltning, med inriktning mot landsbygdsutveckling, havsmiljö, och blå näringar.
Vesa Tschernij är utbildad fiskeriingenjör som arbetat med fiskeredskapsutveckling, samt kustbygdsutveckling med fokus på näringsliv. Arbetar sedan 15 år med fiskförvaltning och fiskeripolitik på Marint centrum.
Josefine Larsson är forskningskoordinator på Marint centrum. Hon är ekolog med lång erfarenhet av Östersjöns miljö och forskar inom miljövetenskap, med fokus på ekologiska av effekter av föroreningar.

Simrishamns kommun har i snart femton år arbetat för att utveckla sin kunskap om den lokala fiskerinäringen och dess förhållande till den rådande fiskeriförvaltningen. Genom att dela med oss av våra erfarenheter och insikter hoppas vi bidra till att leda Östersjöfiskenäringen in i en hållbar, värdeskapande och samhällsnyttig framtid.

Foto: Simrishamns kommun

Trots att forskningen i decennier har larmat om överfiske, kunskapsnivån om det marina ekosystemet har ökat, en lång rad politiska mål kring fisket har formulerats och en stor mängd regleringsåtgärder har vidtagits, är tillståndet för flera av Östersjöns fiskbestånd idag alarmerande eller rentav akut. Samtidigt har den svenska fiskerinäringen i Östersjön förändrats på många håll, från att vara en lokal identitetsbärare och ekonomisk drivkraft i otaliga kustsamhällen, till en ansiktslös, flytande industri utan förankring i Östersjökustens fiskehamnar. Fångsterna har i sin tur i hög utsträckning transformerats från en gastronomisk och lokalt rotad tillgång för svensk livsmedelsförsörjning och en levande landsbygd, till anonyma volymer och ämne för internationell kvothandel.

Denna utveckling går stick i stäv med de målsättningar för havsmiljö, fiskbestånd och fiske som återfinns i internationella och nationella måldokument, såsom Agenda 2030, EU:s gemensamma fiskeripolitik, de svenska miljömålen, den nationella yrkesfiskestrategin och den nationella livsmedelsstrategin. Dessutom har under de senaste åren en pandemi och krig i Europa aktualiserat frågor om nationell livsmedelsförsörjning och beredskap. Denna nya fiskeripolitiska realitet kan dock endast hanteras om det finns fisk i havet. För att ta oss ur rådande situation, är det viktigt att förstå orsakssambanden. Givet dagens allvarliga beståndssituation är det en lockande åtgärd att helt stoppa fisket. Frågan är om det är en klok lösning. Den fritt växande fisken i havet är en gratis, näringsrik och många gånger klimatsmart proteinkälla, som genererar stora samhälleliga värden om fisket bedrivs på rätt sätt. Ett stoppat fiske i Östersjön skulle i första hand slå ut det lokalt baserade fisket, medan det storskaliga, mobila fisket kan övervintra i andra fiskevatten. Den dag fisket i Östersjön återupptas kvarstår då bara den del av flottan vars fiskemönster är som mest påfrestande för havet.

Denna text kommer att beskriva fiskets utveckling i Simrishamn samt belysa några orsaker till den beskrivna utvecklingen sedda ur kommunens, den lokala fiskehamnens och hela värdekedjans perspektiv. Simrishamns fiskehamn har i många avseenden en särställning bland svenska fiskehamnar, inte minst genom att den finns kvar, medan många andra hamnar runt Sveriges kust har gått förlorade. Den enskilt viktigaste förklaringen till detta är den bevarade lokala beredningen av färsk fisk. Andra betydande anledningar är närheten till viktiga fiskbestånd samt yrkesfiskarnas yrkesskicklighet och omsorg om havet som tillsammans omsätts i ett hållbart sätt att bedriva yrkesfiske. Det regionalt förankrade fisket i Simrishamn bedrivs uteslutande i syfte att leverera råvara till livsmedelsproduktion. Allt detta har i sin tur skapat förutsättningar och motivation för ett kommunalt engagemang för fiskets fortlevnad.

”Vi menar att det är hög tid för en seriös diskussion om vilken typ av fiskerinäring som både kan garantera fiskbestånd i balans och mat på våra tallrikar”

Simrishamns kommun har genom Marint centrum under snart femton års tid arbetat för att utveckla sin kunskap om den lokala fiskerinäringens förutsättningar och funktion. Vi menar att det är hög tid för en seriös diskussion om vilken typ av fiskerinäring som både kan garantera fiskbestånd i balans och mat på våra tallrikar. Målkonflikter måste adresseras och politiska prioriteringar göras om vi ska lyckas. I detta kapitel vill vi dela med oss av både praktiska erfarenheter och insikter, som förhoppningsvis kan vara till nytta för andra. Ambitionen är att bidra till att leda Östersjöfiskenäringen in i en hållbar, värdeskapande och samhällsnyttig framtid.

Omvärldsfaktorer som påverkat fiskerinäringen i Simrishamn

Försämrad miljöstatus, överfiske och haltande fiskerikontroll

Östersjön är ett kraftigt utsatt havsområde och dess miljötillstånd påverkas av en rad faktorer, däribland övergödning, miljögifter, klimatförändringar och fiske. Miljötillståndet är förstås en bidragande orsak till dagens svaga beståndsstatus för flera fiskbestånd. En annan central orsak är att de politiskt beslutade kvoterna (fångstnivåerna) under lång tid överskred vetenskapligt prognostiserade hållbara nivåer[1]. Konsekvenserna av detta ser vi idag.

En av dessa konsekvenser var Östersjötorskens kollaps och det följande torskfiskestoppet som infördes 2019[2]. En följd av stoppet blev att de flesta medelstora torsktrålare hemmahörande i Östersjön lade ner sin verksamhet. Värst drabbade detta Skåne, Blekinge och Gotland, där torskfiske utgjorde den domine-

Foto: Simrishamns kommun

rande fisketypen. Just segmentet medelstora trålare (ca 15–30 m), även benämnda mellantonnage, är nödvändigt för att bedriva fiske på öppet hav under årets alla väderförhållanden och för att förse beredningsföretagen med kontinuerlig leverans av råvara för en robust produktion. Detta skapar i sin tur förutsättningar i en hamn för att också ta emot och bereda mer oregelbundna och årstidsbegränsade landningar från det småskaliga fisket med stationära redskap som garn och ryssjor. Medan det småskaliga fisket också omfattas av fiskestoppet, blev effekterna inte lika omfattande som för trålfisket, eftersom garnfisket hade minskat drastiskt redan tidigare till följd av minskade fångster orsakade av den ökande gråsälspopulationen längs hela Östersjökusten. En i ett framtidsperspektiv oroväckande omständighet gällande torsktrålfiske i Östersjön, är att majoriteten av de nu kvarvarande tråltillstånden är skrivna på båtar som är hemmahörande och har sin huvudsakliga fiskeriverksamhet på västkusten, till exempel de efter räka. Om inget görs, innebär detta förhållande att ett eventuellt framtida återupptaget Östersjötorskfiske mestadels kommer bedrivas av västkustföretag, vilket innebär en påtaglig risk för att fiske endast kommer att bedrivas i kortare perioder i Östersjön av en tillfälligt tillrest flotta, vilket inte skapar de löpande råvaruleveranser som främjar en lokal beredning och en nationellt utspridd livsmedelsproduktion.

Även Östersjöns sillbestånd uppvisar en dyster utvecklingskurva. Sedan 1970-talet har exempelvis sillen i centrala Östersjön minskat med ungefär 70 procent[3]. På senare år återspeglas detta också i ett minskande fiskeutrymme, särskilt för sillbeståndet i centrala Östersjön har läget på senare tid blivit så kritiskt att EU-kommissionen inför 2024 föreslog ett stopp för riktat pelagiskt fiske i detta bestånd. Kommissionens kontroversiella förslag, med en bifångstkvot av sill till industrifisket, som primärt är inriktat på att fånga skarpsill, hörsammades inte av ministerrådet, som emellertid beslutade om minskade kvoter och ett kortare fiskestopp i april.

Även om kvotsättningen på senare år har börjat harmonisera bättre med forskningens råd har andra problem uppdagats som skapar osäkerheter kring vad som är ett optimalt eller möjligt fiskeutrymme. Ett problem gäller de vetenskapliga beståndsuppskattningarna, som påverkas negativt dels av brister i beräkningsmodellerna, dels av återkommande felaktigheter i den nationella fångstrapporteringen från det pelagiska industrifisket, vilket utgör ett centralt underlag i beräkningarna. Den senare frågan är avhängig en effektiv fiskerikontroll, som generellt är svårt att utföra på mycket stora fångstvolymer. Ett illustrativt exempel kan vara att medan så gott som varje enskild fisk som landas till livsmedelsproduktion sorteras och kontrolleras i den lokala hanteringen från landning

till livsmedel, är landningar till industriella ändamål endast föremål för stickprovskontroller. Detta innebär i praktiken att majoriteten av landningarna är okontrollerade och sammansättningen av arter i fångsten oviss.

Hur hamnade vi i positionen där endast en tiondel av Östersjösillen landas till svensk livsmedelsberedning?

En utveckling som tog fart under 2010-talet var ökningen av fiske för industriella ändamål, medan fiske för livsmedelsproduktion minskade. Kort sammanfattat domineras dagens svenska fiske efter sill- och skarpsill i Östersjön av ett dussintal fartyg som landar runt 90 procent av sina sillfångster till foderproduktion[4]. Närapå all skarpsill fångad i södra och centrala Östersjön i Danmark används för industriella ändamål, med undantag för skarpsill som fångas av den lokala fiskeflottan i Simrishamn och exporteras som livsmedel[5].

Utöver att Livsmedelsverket runt millennieskiftet allt starkare började inse behovet av att varna konsumenterna för de höga miljögiftshalterna i fisken fångad i Östersjön, vilket ledde till minskad efterfrågan av framför allt fet fisk (sill, lax) vill vi belysa tre andra nyckelfaktorer som beredde vägen för ett minskat livsmedelsinriktat fiske som har haft betydelse för Simrishamns hamn. Först två undantag från EU-regler som möjliggjorde ett svenskt mobilt och storskaligt industrifiske i Östersjön.

1977 beslutade EU genom en förordning[6] att förbjuda allt riktat fiske efter sill till fiskmjöl i EU. Sverige och Finland, som vid tillfället inte var medlemmar av unionen, omfattades inte av förbudet och valde att inte införa något liknande. De första inslagen av fiske för foderändamål i Sverige var emellertid inom torskfisket. Under den så kallade torskboomen (ca 1983–1993) i Östersjön bidrog en rekordstor torskpopulation till ett kraftigt ökat torskfiske. Under denna tid fångades tidvis stora mängder småtorsk (<20 cm) som inte kunde användas till filéframställning. Denna landades i stället som råvara till minkfoder. När Sverige och Finland inträdde i EU 1995 förhandlade de fram ett undantag från förbudet mot sillfiske för foderändamål och tre år senare, 1998, upphävdes förbudet i hela Östersjön[7].

Den andra nyckelfaktorn, och det andra avsteget från EU-normen, handlar om bredden på den trålfria zonen längs kusten. Avtal om en inflyttad trålgräns till 4 nm (ca 7 km) slöt Sverige med Danmark redan 1932 och med Finland 1975. Dessa bilaterala avtal omsattes sedan till undantag från EU:s huvudregel 12 nm (ca 22 km) och är numera fastställda av EU[8]. Detta möjliggjorde mycket stora uttag av fisk i kustnära lekansamlingar (täta fiskstim), vilket i sig är en grundförutsättning för att storskaligt fiske ska kunna bedrivas med tillräcklig effektivitet och lönsamhet. Den inflyttade trålgränsen bidrog därmed till förbättrade förutsättningar för storskaligt industriellt trålfiske i Östersjön, som också ökade som en följd av detta.

Den typ av storskaligt pelagiskt trålfiske som bedrivs i Östersjön vållar åtminstone två problem. Det första är att de kraftiga punktuttagen av lekmogen fisk innebär en ytterligare belastning på bestånden utöver den generella ”beskattningen” på beståndet, genom att fisken fångas innan den hinner leka och bidra till nästa generation. Detta försvagar bestånden och driver sannolikt fram ytterligare kvotminskningar, samtidigt som generellt minskade kvotnivåer i sig inte inskränker punktuttagen. Med andra ord är EU:s primära verktyg (fiskekvoter) för att stötta fiskebeståndens tillstånd inte effektivt för att hantera detta problem. Det andra problemet är att storskaligt trålfiske har en kraftig negativ påverkan på den kustnära, livsmedelsfiskande, flottans fiskemöjligheter. Det kustnära fisket, oavsett om det bedrivs med stationära eller mobila redskap, bedrivs inom ett avgränsat område i förhållande till en hemmahamn. När vårvinterns lekansamlingar, eller andra stimbildningar, påverkas (splittras eller minskas) av det storskaliga fiskets uttag, krävs en kostsam och ökad fiskeansträngning av det kustnära fisket för bibehållen råvaruleverans till livsmedelsberedningen. I värsta fall, uteblir fångsterna mer eller mindre helt.

En tredje nyckelfaktor som enligt vår erfarenhet har varit starkt bidragande till ökningen av industrifiske och minskningen av fiske för livsmedelsframställning, är det kvotsystem som infördes i det pelagiska fisket 2009. Systemet innebar att fiskerättigheterna blev överförbara, det vill säga köp- och säljbara (s.k. *Individual Transferable Quotas, ITQ*), med undantag för en mindre kustkvot som reserverades för det småskaliga pelagiska fisket och en regional tilldelning som reserverades för fartyg som bara fiskar i Östersjön och landar sin fångst i Östersjöhamnar. Målet med systemet var att uppnå en strukturoptimering av den pelagiska fiskeflottan, som led av överkapacitet och svag lönsamhet, och effektivisera Sveriges kapacitet att fiska upp sina kvoter av sill och skarpsill som vid tidpunkten låg på över 100 000 ton[9]. Som en följd av det nya systemet, minskade antalet svenska pelagiska trålare i Östersjön mellan 2008 och 2016 från drygt 80 till 41[10]. Initialt löstes därmed problemet med både överkapacitet och svag lönsamhet, men eftersom de

kvarvarande fiskerättsinnehavarna fick förutsättningar att uppgradera sina fartyg till större, modernare fartyg med högre fiskekapacitet, blev fiskeflottans totala fiskekapacitet i slutändan minst densamma. Samtidigt uppstod en snedvridning mellan väst- och östkust, då i stort sett alla försäljningar av pelagiska fiskerättigheter gick från Östersjöbaserade fiskare till fiskeföretag från Västra Götaland. Antalet fartyg har fortsatt att minska. År 2022 fanns 25 svenskägda kvar, av dessa var 13 västkustregistrerade. Tillsammans med sju danskflaggade båtar äger de runt 72 procent av alla svenska pelagiska fiskemöjligheter[11]. En anledning under senare år till att antalet svenska fiskefartyg inom det större tonnage minskat är att de har sålts till andra länder där de svenska säljarna har genom lämpliga företagskonstruktioner kunnat nyttja kvoter i båtens nya hemland[12]. Därmed behöver inte en mindre svensk fiskeflotta innebära ett minskat totalfisketryck.

Syftet med den införda kustkvoten var att garantera fortlevnaden av det småskaliga pelagiska fisket, som vid den tiden huvudsakligen fiskade med garn och landade all sin fångst till livsmedelsproduktion. I takt med ökade konflikter med gråsälen slogs emellertid stora delar av detta fiske ut och flera småskaliga båtar övergick till trålning, dock fortfarande på kustkvoten. All denna fångst landas däremot inte längre till livsmedelsproduktion, eftersom kustfiskets små båtar många gånger saknar motorkapacitet för att fånga den snabbare stora sillen som lämpar sig för detta ändamål. Detta leder till att en ansenlig del av kustkvotens fångster idag går till framställning av fiskmjöl. Den tidigare nämnda trålgränsproblematiken inskränker även den fisket på kustkvoten genom att stora kustnära uttag av fisk minskar förekomsten av fisk i området och påverkar kustfiskets fångster. Därmed har vi idag en situation där kvoten som finns reserverad för det småskaliga fisket kan i vissa fall endast finnas på pappret.

Syftet med den regionala kvottilldelningen var att säkerställa ett fortsatt fiske för livsmedelsframställning i Östersjön. Denna tilldelning kom de facto att bli en livlina för såväl fiske- som beredningsföretagen och en huvudanledning till att livsmedelsberedning finns kvar i Skåne och Blekinge. Idag har tio båtar regional tilldelning (åtta i södra och två i norra Östersjön). Med minskande kvotnivåer de senaste åren har emellertid situationen förändrats drastiskt. Eftersom den regionala tilldelningen utgörs av en fast andel (ca 14 procent) av den totala svenska årskvoten, har den stadigt minskande nationella kvotvolymen inneburit att även kvoten för det regionala fisket har minskat år för år från toppnoteringen 12 000 ton (2018). Detta har

Foto: Simrishamns kommun

medfört att fisket de senaste åren inte har kunnat möta efterfrågan på råvara från beredningsföretagen, som i sin tur därför har tvingats både minska sin produktion och periodvis importera råvara.

En annan effekt av systemet med överförbara pelagiska fiskerättigheter, såväl i Sverige som i andra länder med motsvarande resursfördelningssystem, är en internationalisering av kvotinnehavet. Genom fartygsförsäljningar, utländska holdingbolag med mera kan fiskeföretag i ett land tillgodoräkna sig kvoter från andra länder. Detta luckrar upp den nationellt styrda resursfördelningen och väcker frågor kring vilka, och vilkas, kvoter fiskeministrarna egentligen fattar beslut om i ministerrådet och innebär i förlängningen en förlorad kontroll över den nationella fiskeresursen.

Centralisering av näringen och segmentering av flottan missgynnar Östersjöfisket

Andra faktorer som märkbart påverkat utvecklingen av den lokala fiskerinäringen handlar om segmenteringen av fiskeflottan och förändringar av yrkesfiskets organisationsstruktur.

Fram till början på 2000-talet fick alla fiskeföretag fritt välja vilka arter man fiskade. Därefter ändrades tillståndstilldelningen och båtarna fick fisketillstånd för antingen demersalt eller pelagiskt fiske. Denna fastlåsning vid endera fiske minskar flottans totala nyttjandegrad, liksom den enskilde fiskarens förmåga att anpassa sitt fiske (välja art) till naturliga fluktuationer i bestånden som innebär att pressade bestånd kan låtas vila medan fisket riktas mot en annan art.

Den andra förändringen gäller yrkesfiskets organisationsstruktur. Inför Sveriges EU-inträde avvecklades alla regionförbund inom *Sveriges Fiskares Riksförbund, SFR*. Kvar blev en centralorganisation baserad i Göteborg, som sedermera ersattes av nationella producentorganisationer som var uppdelade efter fiskesegment. Möjligheten för fiskare från olika typer av fisken och olika delar av landet att driva lokala och regionala intressen utifrån förutsättningar som skiljer sig markant mellan olika fisken och delar av landet försämrades märkbart. En studie från Göteborgs universitet visar att endast hälften av dagens yrkesfiskare är medlemmar i producentorganisationer, vilket väcker frågor om hur väl representerade olika fiskares intressen är och vad detta innebär för den förda fiskeripolitiken[13].

En närmare titt på Simrishamns fiskehamn och kommunens agerande

Fiskerinäringen i Simrishamn – från guldålder till kris

Simrishamn, känd som ”sillastan”, har en tradition av fiske som sträcker sig långt tillbaka i historien. Det moderna fisket började byggas upp efter andra världskriget, med torsken som den mest värdefulla målarten. Under 1980-talets rekordstora torskfiske i Östersjön riktade de flesta Simrishamnsfiskare in sig på torsk, medan man i hög grad överlät sill- och skarpsillfisket till kollegor från västkusten som hade större fartyg bättre anpassade för detta. När torskboomen övergick i populationskrasch, tvingades fler och fler fiskeföretag i Simrishamn med omnejd att lägga ner sitt fiske. Denna negativa trend förstärktes när den växande gråsälspopulationen under 2010-talet gjorde fisket med passiva redskap alltmer omöjligt i regionen. En konsekvens av nedgången i torskfisket blev att Simrishamn förlorade platsen som den största fiskehamnen i Sverige räknat på den landade fångstens ekonomiska värde. Kvar fanns sillfisket, som även är det fiske med längst historia i staden. God tillgång på sill på 00-talet och ett välutvecklat samarbete mellan de lokala fiske- och beredningsföretagen lade grunden för ett framgångsrikt fiske, som resulterade i att hela två tredjedelar av all sillfilé på den svenska färskfiskmarknaden vid denna tid kom från Simrishamn. De senaste årens nedgångar i sillbestånden och begränsningar av kvotutrymmet har förstås fått direkta negativa effekter på fisket och beredningen i Simrishamn. De minskade kvoterna har inneburit en minskad råvarutillgång för Simrishamns beredningsföretag, motsvarande en minskning med 82 procent på sex år, från 76 700 ton år 2018 till 13 500 ton år 2024[9]. Sedan 2023 finns endast en pelagisk silltrålare kvar och beredningsindustrin nyttjar endast en tredjedel av sin kapacitet.

Kommunen blir medveten, söker allianser och gör sin röst hörd

Trots nedgången i torskfisket var fiskerinäringen i mitten av 2000-talet fortfarande kommunens näst största arbetsgivare och en betydelsefull ekonomisk och social drivkraft i samhället. Vid denna tid började Simrishamns lokalpolitiker fundera över fiskerinäringens och hamnens framtid och ett arbete inleddes för att öka kommunens kunskap om fiske och havsmiljö med målet att kunna påverka utvecklingen och bevara Simrishamns status som fiskesamhälle.

Kommunens ökande förståelse för utvecklingen i Östersjön och den lokala fiskerinäringen ledde till ett antal insikter:

- Det är sannolikt att en dålig miljöstatus i Östersjön kvarstår under överskådlig framtid och även riskerar att förvärras till följd av bland annat klimatförändringarna.
- Ökade anspråk på havet väntas medföra negativa effekter för såväl Östersjöns ekosystem som fiskerinäring.
- För att garantera en robust livsmedelsproduktion måste kvotbehovet i det fiske som är dedikerat till livsmedelsproduktion prioriteras.
- För att fiskerinäringen ska fortsätta skapa ekonomiska effekter behöver lokala landningar och en komplett värdekedja kring fisket bevaras. I de flesta regioner behöver den återskapas.
- En hållbar fiskerinäring kräver en betydande minskning av yrkesfiskets totala fångstvolymer i Östersjön, vilket kräver en annan internatio-

nell fiskeriförvaltning.

- De nödvändiga minskade fångstvolymerna måste kompenseras genom ökad förädlingsgrad, ökat värdeskapande.
- För att inte förlora fler fiskehamnar i Sverige behöver lokala förutsättningar och intressen bli mer vägledande i fiskeriförvaltningen och förvaltningen behöver till en större utsträckning regionaliseras.

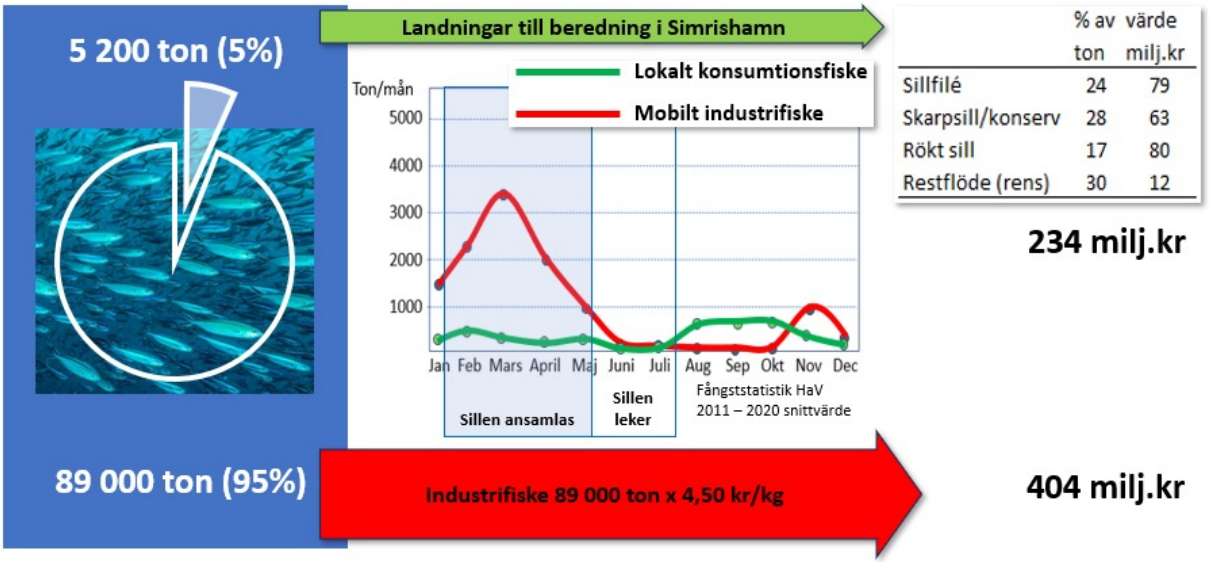
Enligt den Europeiska gemensamma fiskeripolitiken, GFP, är målet att fisket ska vara ekologiskt, ekonomiskt och socialt hållbart. Kommunen insåg tidigt att det var på den lokala nivån som den allmänt erkänt nedprioriterade och bristande sociala hållbarheten fick sina största konsekvenser. Det stod också klart att om inte samhället på nationell nivå förmådde att tillförsäkra denna aspekt behövde den lokala politiska beslutsnivån ta ett ansvar.

2015 antog Simrishamns kommunfullmäktige ett styrdokument i form av en policy för att bevara och utveckla fiskerinäringen i kommunen. Uppdraget att implementera policyn gavs till den kommunala organisationen Marint centrum som inledde ett arbete för att identifiera former för att utöva inflytande över den nationella fiskeripolitiken och fiskeriförvaltningen.

Den lokala fiskerinäringen var initialt frågande eller skeptisk till kommunens agerande, i ljuset av att kommuner inte hade någon formell roll eller funktion inom den nationella fiskeriförvaltningen och även på grund av en osäkerhet kring kommunens intentioner. Även om Simrishamns fiskarkår i hög utsträckning inte upplevde att deras intressen togs väl tillvara och drevs av fiskets organisationer – eller ens upplevde att man hade en tillfredsställande insyn i fiskeorganisationernas arbete – förlitade man sig på dessa organisationer som kanaler för inflytande, eftersom det var de enda alternativ som syntes stå till buds.

Med utebliven backning från den lokala näringen sökte kommunen i stället samarbetspartners på annat håll. Länsstyrelsen och skånska fiskeriförvaltningsforskare besatt kunskap som kommunen behövde tillskansa sig och tillsammans inledde de tre aktörerna ett samarbete under namnet Östersjöfiske 2020. Syftet var att bredda och stärka det offentliga samtalet om fiskerinäringens framtid och att sätta fokus på den socioekonomiska hållbarheten. Mellan 2015 och 2020 arrangerades årliga konferenser i Simrishamn med ett stort antal deltagare från yrkesfisket, sportfisket, miljörörelsen, forskningen, regionala och nationella myndigheter samt politiska företrädare på lokal, regional och nationell nivå. Viktiga resultat av konferensserien var:

- En utbredd och växande förståelse för behovet av en bred representation av olika intressen i dialogen och beslutsunderlagen rörande fiskerinäringens utveckling.
- Bidrag till en ökande insikt om att Sverige behövde en tydligare nationell styrning av fiskerinäringen för att uppnå önskade mål.
- Vid konferensseriens slut axlade Jordbruksverket ansvaret för att fortsätta driva en plattform för att diskutera yrkesfiskets behov och utveckling, som idag lever vidare som den Nationella yrkesfiskekonferensen.



Figur 1. Värdeskapandets potential för en ökad ekonomi och därmed möjligheten att minska fisketrycket. Marint centrum 2021.

Vid samma tid inleddes en nationell process i Jordbruksverkets regi för framtagandet av en utvecklingsstrategi för svenskt yrkesfiske[14]. Kommunen engagerade sig i arbetet, liksom i framtagandet av den efterföljande strategin för svenskt fiske och vattenbruk, framtagen under ledning av Jordbruksverket och Havs- och vattenmyndigheten[15]. Medan kommunen förundrades över avsaknaden av en nationell styrning av fisket fram till denna period, upplevde man det som positivt att dessa strategier nu utarbetades. I processerna med båda strategierna fann kommunen att myndigheterna med åren blev alltmer lyhörda för lokalsamhällenas intressen och utgångspunkter, inte minst avseende social och ekologisk hållbarhet. Vad som fortfarande saknades var en tydlig koppling mellan den utpekade nationella strategiska riktningen för fisket och nyttjandet av den svenska delen av Europeiska havs- och fiskefonden, liksom dess efterföljare Europeiska havs,- vattenbruks- och fiskefonden.

Att etablera erfarenhetsutbyte och bygga allianser med andra kommuner var en annan betydelsefull strategi. En dialog etablerades tidigt med närliggande kommuner i Hanöbuktsregionen liksom med västkustkommuner med längre erfarenhet av kommunalt arbete med fiskefrågor. 2017 samlades 17 fiskekommuner till ett upprop[16] för lokalt hållbart fiske. Upproppet hörsammades av näringsdepartementet med effekten att berörda kommuner gavs bättre förutsättningar till inflytande, exempelvis genom myndigheternas remissförfaranden. Upproppet låg till grund för en ökande dialog mellan kommunerna, som efter en tid växlades upp i ett gemensamt projekt som syftade till att utveckla och permanenta kommunernas samarbete i en gemensam samverkansorganisation, som blev nätverket Sveriges Fiskekommuner, administrerat av Landsbygdsnätverket. Detta kommunnätverk samarbetar även med ett fiskenätverk som samordnar tio svenska regioner. I bildandeprocessen av det kommunala nätverket deltog närmare 30 kommuner, men vid själva bildandet valde nio kommuner i Bohuslän att inte ansluta till det nationella nätverket utan att fortsätta som regionalt nätverk (Fiskekommunerna). Detta visade hur de svenska fiskesamhällena är kluvna i två läger.

Parallellt fortsatte utvecklingen och förankringen av Simrishamns kommuns egen målbild och ambitioner för sin fiskehamn. När kommunen 2017 antog en ny översiktsplan, hade fiskets och havets betydelse för kommunen en given plats, vilket utvecklades vidare i den fördjupning av översiktsplanen för kommunens havsområde som antogs 2020. Samma år införlivades även den kommunala fiskepolicyn i kommunens övergripande Agenda 2030-policy och 2021 genomfördes en vägvalsstudie för hamnens utveckling som landade i ett politiskt ställningstagande att inte bygga bostäder i eller i anslutning till hamnen utan att fiskehamnen

Foto: Simrishamns kommun

skulle ges förutsättningar att vidareutvecklas för yrkesfiske samt för besöksnäring med koppling till fiskenäringen.

Sammanfattningsvis kan sägas att när Simrishamns kommun inledde sitt arbete med fiskerifrågorna fanns inga upptrampade vägar att följa. Med undantag för Fiskekommunerna i Västra Götaland, var kommuner inte aktiva på området och Simrishamn fick därför finna sin egen väg. Avsaknaden av en stark producentorganisation/fiskarförbund med fokus på Östersjön ledde till att kommunen blev en informell företrädare för det lokala och regionala fiskets intressen, vilket fungerade väl eftersom de visade sig ligga i linje med kommunens. Kommunen anammade i viss mån också det näringslivsutvecklingsuppdrag som åligger regionen, givet hamnens betydelse bortom kommunens gränser.

Från guldålder till kris – till föregångare?

Runt 2020 började den lokala dialogen mellan fiskerinäringen och kommunen fördjupas, i första hand som en effekt av minskande fiskemöjligheter med försäljning av lokala fiskebåtar och minskade råvaruleveranser till den lokala beredningen som följd. Enligt näringen själv var andra bidragande faktorer kommunens ökade kunskap om fiskets förutsättningar, en insikt om att den lokala näringens och kommunens intressen gick hand i hand samt att kommunens arbete för att påverka fiskeriförvaltningen började ge resultat. Ett exempel från denna tid var när kommunen förmådde kommissionen och ministerrådet att undanta det lokala livsmedelsinsiktade sillfisket i Hanöbukten från ett temporärt sillfiskestopp, genom att påvisa att det inte förekom några bifångster av torsk inom det lokala fisket, vilket var orsaken till det föreslagna stoppet. Näringens detaljerade kunskap om det regionala fiskets bedrivande i kombination med kommunens upparbetade kunskap och kontaktnät inom förvaltningsapparaten, visade sig vara en vinnande kombination.

Medan utvecklingen med minskande fiske och förlust av fiskebåtar vållade en påtaglig oro i Simrishamn under denna tid, började samtidigt en viktig insikt växa fram. Trots minskat fiske, steg omsättningen inom Simrishamns sammantagna fiskerinäring tack vare en ökad förädlingsgrad. Den omtalade devisen ”ökat värdeskapande utan ökat uttag” inte bara omsattes i praktiken, utan överträffades, då värdeskapandet ökade samtidigt som uttaget minskade.

I Figur 1 illustreras värdeskapandets stora potential för en ökad ekonomi och därmed möjligheten att minska fisketrycket. Med 5 procent av det totala svenska fiskeutrymmet avseende sill och skarpsill i Östersjön kan man genom en högre nyttjandegrad uppnå upp till hälften av det värde som skapas inom industrifisket, vilket nyttjar 95 procent av samma resurs. Dessutom fångas de industriella fångsterna huvudsakligen under sillens lekperiod medan det lokala konsumtionsfisket bedrivs året runt vilket är mer skonsamt för fiskbestånden.

Den affärsmodell som genomsyrar fiskerinäringen i Simrishamn bygger på fiske inom ekosystemets gränser med regelbundna lokala landningar året runt, som används för livsmedelsproduktion och med ett omsorgsfullt nyttjande av hela fisken för olika ändamål. Detta fiske har ett begränsat fisketryck och genererar värden inte bara för lokalsamhället utan också i ett vidare perspektiv. Medan omvärlden började uppmärksamma behovet av en robust svensk livsmedelsförsörjning och höjd beredskapsförmåga, förstod kommunen och näringen att Simrishamn redan levererade just detta. Dessutom var man ganska ensam om det.

2021 och 2023 beviljades kommunen, tillsammans med samarbetspartner inom fiskerinäringen och akademin projektmedel från Formas nationella utlysning *Blå innovation*, för att vidareutveckla sin hamn. Målbilden är en fiskehamn som bygger på hållbart fiske inom ekosystemets gränser, som skapar framtidstro och möjligheter för lokala fiskare och beredningsindustrier, med en stark värdeskapande förädlingskedja där varje del av fisken förädlas till olika produkter. Utöver detta driver och deltar kommunen i ett flertal andra projekt, regionala och internationella, som genom konkret handling och samarbete med näringen bidrar till den övergripande målbilden. Projekten syftar sammantaget till att öka förädlingsgraden och skapa nya produkter av fiskets landningar av sill och skarpsill inkluderat reströmmar från beredningen av dessa arter, att utveckla ett kommersiellt fiske efter, produktutveckla och marknadsintroducera den invasiva arten svartmunnad smörbult, att utveckla havsbaserad tångodling i Östersjön, att öka konsumenters kunskapsnivå om hållbart fiske och mat från havet, att utveckla kompetensen kring mat från havet bland kockar, med mera.

Sammantaget är kommunens ambition att vidareutveckla sin fiskehamn som en modell för hur ett hållbart lokalt fiske och lokal beredning kan skapa livsmedelsförsörjning, innovation och arbetstillfällen utan att tära på Östersjöns resurser. Målet är också att denna modell kan fungera som inspiration för hamnar och kommuner längs hela den svenska östersjökusten.

Ett paradigmskifte i vardande?

När man tittar i backspegeln framstår det tydligt att Miljömålsberedningens uppdrag, 2018–2020, att föreslå en strategi för förstärkt åtgärdsarbete för bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser, var symptomatiskt för en större utveckling. Samtidigt som det bidrog till att driva på densamma. Kort därefter, 2021, lämnade riksdagens Miljö- och jordbruksutskott ett betänkande med nio åtgärdsförslag till regeringen för att rädda fiskbestånden i Östersjön, som antogs av riksdagen med en bred enighet[17].

”Målbilden är en fiskehamn som bygger på hållbart fiske inom ekosystemets gränser, som skapar framtidstro och möjligheter för lokala fiskare och beredningsindustrier.”

Inom det av Jordbruksverket och Havs- och vattenmyndigheten ledda arbetet med att utforma *Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021–2026*, med tillhörande handlingsplaner, blottades till slut de mål- och intressekonflikter som funnits en längre tid mellan fiskerinäring och samhällsaktörer från Sveriges väst- respektive östkust. Vem som har rätt till fisken i Östersjön, fiskets ändamål och den landade fiskens nyttjande blev centrala frågor, som de senaste åren även fått allt större utrymme i media och den allmänna debatten.

På senare tid har en ökad krismedvetenhet, en vilja att begränsa industrifisket i Östersjön och en önskan om att en större andel av de pelagiska fångsterna ska landas i Sverige för livsmedelsproduktion som en del av den civila beredskapen varit tydliga i såväl regeringsuppdrag som regleringsbrev, till både Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket. Det har även inletts ett arbete inom dessa myndigheter med att analysera och utveckla regionala samrådsformer kring fiskefrågorna. Genom att omfamna olika havsområdens och kuststräckors olikheter och inkludera fler perspektiv, intressen och aktörer i diskussionen om den gemensamma resursen, tas konkreta steg mot en ekosystembaserad förvaltning.

I januari 2024 tog Havs- och vattenmyndigheten därtill ett beslut med både starkt symbolvärde och faktisk effekt. Beslutet innebar att man frångick den rådande procentuella fördelningsprincipen för den regionala tilldelningen inom det pelagiska kvotsystemet, som med minskade totalkvoter närmast försvunnit. Det nya systemet bygger på en garanterad minimikvantitet som utgår ifrån beredningens råvarubehov. Beslutet innebär ett ökat, mer förutsägbart och säkrat fiskeutrymme för det regionala, livsmedelsinriktade fisket, samtidigt som det industriella fisket begränsas. Huruvida detta vägval står sig på sikt återstår att se.

Foto:Simrishamns kommun

Vägen framåt

Den kunskap som har genererats under Simrishamns kommuns arbete med fiskefrågorna har steg för steg utvecklat kommunens förståelse för hållbart fiske. Enligt vår mening finns det i en hållbar fiskehamn en mångsidig fiskeflotta bestående av små och medelstora båtar med flexibla fisketillstånd, vilket möjliggör ett varierat regionalt fiske på alla tillgängliga arter året om. Fisket är skonsamt för ekosystemet eftersom fisketrycket anpassas till naturliga årstidsvariationer liksom andra fluktuationer i bestånden. Hela fisken tas om hand, inklusive värdefulla ämnen från beredningens reströmmar, för att producera olika livsmedel och andra produkter. Detta minskar beroendet av fångstvolymer som överskrider Östersjöns bärkraft och genererar en lönsamhet för näringen som bygger på kvalitet snarare än kvantitet. Genom ett fiske som fiskar lagom, främjas en långsiktig kontinuerlig livsmedelsproduktion, som bidrar till en robustare försörjningsförmåga och beredskap. Fisket genererar

genom beredningsföretag och vidare även arbetstillfällen i flera led och den levande hamnen är attraktiv för både invånare och besökare.
På många håll är detta en beskrivning av framtidens fiskehamn. Simrishamn, menar vi, är redan på god väg. För att bevara Simrishamns fiskehamn och skapa fler framtidens fiskehamnar i Sverige behöver fiskeripolitiken och fiskförvaltningen fortsätta att förändras. Här pekar vi på några aspekter som vi utifrån våra erfarenheter ser som centrala, med fokus på fiske och förvaltning av sill.

Grundläggande är att uppnå ett fisketryck i balans med havets bärkraft. Östersjön har inte utrymme för ett omfattande volymbaserat fiske, utan behöver ett försiktigt och värdeskapande fiske. I dagsläget innebär det ett behov av att tillämpa försiktighetsprincipen – och mycket lågt satta kvoter. Ett betydande steg i denna riktning, och samtidigt mot en ekosystembaserad förvaltning, skulle tas genom att implementera EU:s havsmiljödirektiv och gemensamma fiskeripolitik tillsammans och därmed ta hänsyn till bland annat storleksfördelning och reproduktion vid den årliga vetenskapliga beräkningen av tillgängligt kvotutrymme. Vid sidan av detta kan fiskeförbud i lekansamlingsområden och övervintringsområden, liksom en geografisk zonering som reglerar olika typer av fiskens tillträde till olika områden, vara verkningsfulla förvaltningsåtgärder.

Systemet med överförbara fiskerättigheter, infört 2009, har inte förmått att generera ett hållbart fiske. Därför behöver Sverige slå in på en ny väg, som klokare reglerar nyttjandet av vår gemensamma resurs. Resursfördelningen behöver ta hänsyn till olika förutsättningar i Västerhavet och Östersjön, liksom till skillnader inom respektive hav. Som exempel kan nämnas behovet att anpassa förvaltningen av sillen till de mindre, lokala populationer som genetiska studier uppvisar[18]. Genom att dela upp och koppla förvaltningen till fler bestånd och avgränsade geografiska områden, kan ett regionalt samrådsförfarande skapas, där direkt berörda aktörer ges förutsättningar att höras och på så vis ta ett långsiktigt ansvar för beståndens tillstånd och nyttjande.

Livskraftiga hav producerar ekosystemtjänster till vår nytta, inte minst livsmedel, som efterfrågas i stigande grad. För att öka den svenska livsmedelsproduktionen från havet behöver ökat värdeskapande i nationella värdekedjor bli den vägledande principen, i motsats till stora fångstvolymer på en internationell marknad. Utöver att fiskeuttaget på så sätt kan begränsas, innebär sorteringen som görs av all fisk som landas till livsmedelsberedning en exceptionell möjlighet till kontroll av alla landningar.

Den svenska yrkesfiskestrategin pekar redan i denna riktning. Regionalt baserade förvaltningssamråd och handlingsplaner kan, med stöd av ett integrerat strukturstödsprogram, vara verktyg för att realisera strategin och uppnå önskad utveckling av fiskerinäringen.

Vidare sätter den högaktuella frågan om försörjningsförmåga och beredskap ljuset på behovet av en robust infrastruktur med ändamålsenliga landningshamnar längs Sveriges kust. I ett läge där flera hamnar förlorat sin faktiska funktion som fiskehamn och de få kvarvarande aktiva hamnarna har sett minskade landningar med lägre intäkter som följd, finns ett stort investerings- och underhållsunderskott. Till detta kommer ökande kostnader förorsakade av extremväder. Eftersom det handlar om nationella angelägenheter, förefaller det rimligt med ett statligt stöd för att bära dessa kostnader.

”Det går att bedriva ett hållbart fiske, om utgångspunkten är att resursen är begränsad och kräver mesta möjliga värdeskapande för att fullt ut ta ansvar i nyttjandet av den”

Avslutningsvis kan vi konstatera att den mest bestående insikten från de gångna årens arbete är att det går att bedriva ett hållbart fiske, om utgångspunkten är att resursen är begränsad och kräver mesta möjliga värdeskapande för att fullt ut ta ansvar i nyttjandet av den. En premiss som sedan länge varit vägledande för insjöfiske – och som borde tillämpas även i havet.

Referenser

1. Charles Berkow, Östersjöcenter, Stockholms universitet, muntlig information.
2. Bergenius et al. (2019). *Östersjötorskar illa ute* Presentation. https://pub.epsilon.slu.se/16628/1/bergenius_et_al_200331.pdf
3. Stockholms universitet (2021). *Analys: Mängden sill och skarpsill minskar över tid.* https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/webbmaga-

sinet-baltic-eye/analys-m%C3%A4ngden-sill-och-skarpsill-minskar-%C3%B6ver-tid-1.597648

4. Sara Hornborg, Anna Axelsson och Friederike Ziegler, (2023) *Driver svensk konsumtion av odlad lax ökat svenskt industrifiske i Östersjön?* RISE rapport 2023:100.
5. Marint centrum, muntlig information.
6. EU Direktiv EEC No 2115/77 förbud mot allt fiskmjölsfiske efter sill i EU.
7. Charles Berkow (2023). *Östersjöns industrifiske: Hur hamnade vi här?* https://www.youtube.com/watch?v=wKQU1It0VWM
8. Europarlamentets och Rådets Förordning (EU) nr 1380(2013) om den gemensamma fiskeripolitiken, bilaga 1
9. Havs- och vattenmyndigheten. Hemsida. Kvoter i Östersjön. https://www.havochvatten.se/fiske-och-handel/kvoter-uppfoljning-och-fiskestopp/kvoter-i-ostersjon.html#h-Tidigarearskvoter
10. Rapporter från riksdagen (2016/17):RFR7, Miljö- och jordbruksutskottet MJU, Sveriges Riksdag.
11. Svenssons Nyheter - Njord - Sveriges största tidning om yrkesfiske (zaramis.se)
12. Policy Department for Structural and Cohesion Policies Directorate-General for Internal Policies PE 629.176 - October 2018. Seafood industry integration in all EU Member States with a coastline.
13. Göteborgs universitet (2019). *Hur mår den svenska yrkesfiskaren?* En enkätundersökning om fiskelicensinnehavare. https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/64062
14. Jordbruksverket och Havs- och vattenmyndigheten (2016). Svensk Yrkesfiskestrategi 2020.
15. Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket (2021). *Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021 - 2026.*
16. *Fiskekommunuppropet för hållbart fiske* (2017). 2017/18:343 Svensk fiskenäring (riksdagen.se)
17. *Åtgärder för att rädda fiskbestånden i Östersjön* (Betänkande 2021/22:MJU6 Miljö- och jordbruksutskottet) | Sveriges riksdag (riksdagen.se)
18. Andersson et. al. In prep. Samt; https://www.dn.se/sverige/ny-storvuxen-strommingssort-hittad-i-ostersjon/

SAMMANFATTNING OCH REKOMMENDATIONER

David Langlet, Michael Gilek, Lena Gipperth, Anders Ivarsson Westerberg, Eva-Lotta Sundblad, styrgruppen för Havsförvaltningsakademin

Den här antologin samlar olika kompetenser, perspektiv och specifika intresseområden som relaterar till en ekosystembaserad havsförvaltning. Även om det finns olikheter är det också tydligt att det finns stor samsyn kring viktiga utmaningar som behöver diskuteras och hanteras för att förbättra den svenska havsmiljöförvaltningen. Här tar vi upp fyra teman som återkommer hos författarna och belyser kortfattat några av de perspektiv och förslag som tas fram, varefter vi ger våra egna rekommendationer.

Foto: Marie Svärd

Oklara begrepp

Ett återkommande tema i denna antologi är svårigheten med att gå från ord till handling och omsätta miljöpolitiska målsättningar, som oftast har bred uppslutning, i åtgärder som gör konkret skillnad. Komplexiteten och otydligheten i begreppet ”ekosystembaserad förvaltning” lyfts ofta upp som ett hinder för konkret och effektivt genomförande. Därtill kommer utmaningar med att tillämpa ett så stort och potentiellt krävande koncept i en konkret förvaltningssituation.

En viktig lärdom av texterna är att ekosystembaserad förvaltning, så som den bland annat definieras i Malawiprinciperna, inte kan ses som en fast form som den regionala, nationella eller lokala förvaltningen måste passa in i. För att en ekosystembaserad förvaltning ska bli funktionell måste de centrala idéer och principer som den är grundad på genomföras på sätt som är förenliga med den relevanta förvaltningens värden och strukturer. Som Danielsson påpekar är det regeringen som styr myndigheterna, men myndigheterna har stora friheter att avgöra hur en viss verksamhet ska genomföras eller hur ett visst mål ska uppnås. Samtidigt måste myndigheterna hålla sig inom sina rättsliga befogenheter och de ekonomiska ramar som politiken beslutat. Men de grundläggande strukturerna kan behöva anpassas för att bättre kunna främja samverkan av olika slag, något som utgör ett återkommande tema i boken och som vi återkommer till nedan.

Svenska myndigheter har givits mycket lite instruktion om hur och till vilken grad ekosystembaserad förvaltning ska genomföras i Sverige. Det har enligt Valman lett till att genomförandet av ekosystembaserad förvaltning i praktiken sker genom en form av frivillig anpassning inom ramarna för den svenska statsförvaltningen.

Något som också kan bidra till oklarhet är tanken, återigen uttryckt bland annat i Malawiprinciperna, att förvaltningen bör vara decentraliserad till den lägsta tillämpbara nivån för att kunna balansera lokala och allmänna intressen. Som såväl Ivarsson Westerberg som Westholm poängterar är det långt ifrån uppenbart vad som utgör den ”lägsta tillämpbara nivån”. Existerande rättsliga och organisatoriska strukturer, inklusive grundlagens regler om hur och av vem den offentliga makten får utövas, sätter också gränser för var och hur olika former av beslut kan fattas. I sitt bidrag efterlyser Valman, i relation till vattenförvaltningen, en aktiv diskussion om för- och nackdelar med olika förvaltningsnivåer, för att därefter kunna fatta formella beslut om vad som är lämpligast nivå för olika frågor. Utmaningar för den lokala fiskerinäringen i Simrishamn kopplat till rådande nationell och europeisk fiskeriförvaltning, tas upp av Tschernij, Lundin och Larsson. De beskriver hur kommunen, i samarbete med lokala aktörer och nätverk, genom lokalt förankrad kunskapsproduktion och innovation har lyckats bidra till mer hållbara affärsmodeller.

När det gäller själva begreppet ekosystembaserad förvaltning pekar Langlet på att den stora variationen, såväl vad gäller ekosystem som samhälleliga faktorer, under vilka den tillämpas gör det svårt och kanske inte ens meningsfullt att eftersträva en generell definition, i alla fall inte en med någon större precision eller detaljrikedom. Till skillnad från bland annat Malawiprinciperna tenderar de definitioner som tas fram av svenska myndigheter, däribland Havs- och vattenmyndigheten, att vara kortfattade och allmänt hållna. Det kan å ena sidan innebära att de ger begränsad ledning, men de ger i alla fall en uppfattning om vad ekosystembaserad förvaltning handlar om och lämnar det fritt att utarbeta den konkreta innebörden i varje specifikt sammanhang. Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens uttolkningar av Malawiprinciperna är också mer förenliga med den svenska förvaltningsmodellen, som Ivarsson Westerberg konstaterar. Ekosystemansatsen kan här tolkas som ökad användning eller inslag av delaktighet, kunskapsanvändning, försiktighet och anpassning i förvaltningsprocessen.

Även om det kan tyckas paradoxalt att det, som Langlet påpekar, är inom en sektorslagstiftning, nämligen den gemensamma fiskeripolitiken, som ekosystemansatsen givits den tydligaste definitionen är det kanske snarast en logisk följd av svårigheterna med att hitta en allmänt relevant och tillämplig definition. Det är lättare att ge begreppet ett konkret innehåll inom ett mer begränsat område. Även om en sådan definition kan kritiseras för att vara snäv eller ofullständig kan den motverka uppfattningen att ekosystembaserad förvaltning är för luddigt eller alltför krävande för att vara värd att investera resurser i eller lägga vikt vid.

Innebörden av en ekosystembaserad förvaltning är ytterst en politisk fråga. Inte ens själva begreppet ekosystem, påminner oss Langlet, är något vi kan ”hitta” i naturen genom rent naturvetenskapliga metoder utan är i praktiken kopplat till det sammanhang eller ändamål för vilket vi använder begreppet. Samtidigt får innebörden inte bli helt relativt eller godtycklig, då förlorar tanken att ekosystemen ska förvaltas inom sina gränser all styrande verkan. Här erbjuder bland annat EU:s vattendirektiv och havsmiljödirektiv, liksom de svenska miljökvalitetsnormerna, hjälp genom att ge

utryck för, eller etablera metoder för att definiera, de miljötillstånd som förvaltningen ska uppnå. Berkow påminner om att även om politik kan ses som ett försök att balansera konkurrerande intressen har det sina begränsningar när det kommer till miljön. Om miljön, eller som i Berkows fall fiskbestånden, ska fortsätta att leverera sådant vi önskar eller är beroende av finns gränser vi inte kan balansera bort.

Valman betonar också vikten av att de mål som ställs upp är realistiska. Visionära mål kan vara bra att sträva efter, men blir de för osannolika är det ett tydligt problem för förvaltningen, det finns till exempel behov av att ordentligt diskutera *när* det är realistiskt att *God status* i havsmiljön ska kunna nås med de medel vi lägger på att åtgärda miljöproblemen. Berkow lyfter ytterligare utmaningar i att gå från ord till handling i en hållbar förvaltning. Utifrån den gemensamma fiskeripolitikens perspektiv pekar han på tendensen till ovilja att ta konsekvenserna av besluten när de krockar med kortsiktiga ekonomiska intressen. Det finns också, menar han, utmaningar bestående av bland annat undermålig bevakning över att fattade beslut genomförs, sviktande institutionella minnen och bristande diskussion om risk och ansvarsutkrävande kopplat till havmiljöpolitiken och miljöpolitiken mer allmänt.

Foto: Magnus Olin, Unsplash

Målkonflikter och avvägningar

Ett problem som återkommande lyfts i diskussionen om havsförvaltningens utmaningar är brist på tydlighet i fråga om *hur* motstående intressen ska hanteras och prioriteringar göras av begränsade resurser. Enligt Valman är det en stor utmaning för implementeringen av ekosystembaserad förvaltning att målet med förvaltningen inte är tillräckligt tydligt formulerat. När inte ens kortsiktiga mål är tydliga blir det nästan en omöjlighet att inom förvaltningen sätta relevanta långsiktiga mål. I samma anda pekar Berkow på otydliga regler till följd av intressekonflikter bland beslutsfattarna och oklara prioriteringar mellan motstridiga mål inom fiskeriförvaltningen. Mål- och intressekonflikter mellan olika delar av fiskerinäringen nationellt och internationellt, har medfört betydande hållbarhetsproblem för det lokala fisket i Simrishamn, menar Tschernij, Lundin och Larsson.

Ekosystemansatsen i sig ger, påminner Langlet, inget tydligt svar på hur olika intressen ska vägas mot varandra. Däremot förutsätter den att mänsklig påverkan inte ska tillåtas förstöra för ekosystemens viktiga processer och strukturer, vilket sätter vissa gränser. Men dessa måste ändå i praktiken formuleras av samhället, genom politiskt beslutsfattande grundad på vetenskaplig förståelse.

En potentiell styrka med ekosystembaserad förvaltning är ambitionen att beakta såväl sociala som ekologiska faktorer och integrera olika perspektiv och intressen. Samtidigt leder det lätt till otydlighet eftersom det sällan finns några klara gränser för hur många olika perspektiv som ska beaktas, och hur olika mål ska vägas mot varandra. Även i lagstiftningen finns ofta en mångfald av mål, men sällan tydliga grunder för prioritering. Valman illustrerar med EU:s vattendirektiv, som omfattar ett antal olika mål, och efterlyser en tydlig definiering och när så är nödvändigt –prioritering mellan dessa i den svenska kontexten.

En utmaning som återkommer i flera kapitel handlar om tidsperspektiv. Det krävs långsiktiga åtaganden och ett långsiktigt engagemang för att genomföra och följa upp förändringar i hur vi nyttjar och påverkar ekosystem. Karlsson och Näslund menar att trots en hög grad av politisk enighet om problemet, och även förslag till förändringar, tycks det ofta finnas bristande politiskt intresse för att få åtgärder implementerade. Den långsiktighet som krävs för förvaltningen av havet har svårt att passa in i en ofta kortsiktig politisk kultur med fokus på kortsiktiga lösningar. Enligt Berkow tar beslutsfattare ofta inte tillvara möjligheterna till en mer ordnad omställning för att komma ifrån ohållbara situationer. Istället tillåts kortsiktig

bekvämlighet skymma de långsiktiga målen, vilket leder till att problemen förvärras och de återstående alternativen blir alltmer oaptitliga.

Något som inte får glömmas är att konflikter mellan intressen kan se väldigt olika ut beroende på vilket tidsperspektiv som anläggs. En åtgärd som till exempel minskar fiskenäringens intäkter kommande år kan skapa förutsättningar för samma närings långsiktiga fortbestånd och lönsamhet. Samtidigt måste man beakta risken att det blir de småskaliga och lokala aktörerna som slås ut om de ekonomiska förutsättningarna på kort sikt blir för tuffa. Därför är en ekonomisk och vidare social analys viktig för att hitta långsiktigt hållbara sätt att bruka naturresurserna, något vi återkommer till nedan.

Bennett, Gillette och Linke betonar vikten av att hitta andra system för att mäta värden relaterat till havet, som inte enbart är kopplade till en ekosystemtjänst eller ett ekonomiskt perspektiv. De menar art lokala värden och sådana som inte är rent ekonomiska borde vägas in mycket mer i beslutsfattandet än vad det gör idag.

Samordning och samverkan

I likhet med många av dagens samhällsutmaningar är en hållbar förvaltning av havet en komplex uppgift. Som Danielsson beskriver i sitt kapitel orsakas problemen av många olika aktörer och sektorer över tid och det är sällan möjligt för enskilda myndigheter att hantera dem. Som framgår av miljömålsberedningens betänkande *Havet och människan* (SOU 2020:83) har många myndigheter uppgifter i genomförandet av havsmiljöpolitiken, inte bara sådana vars kärnuppgifter finns inom ramen för miljöpolitiken och havsmiljöpolitiken. Enligt Danielsson har, förutom samtliga länsstyrelser, även 26 andra statliga myndigheter inom ett tiotal olika utgiftsområden och ännu fler politikområden instruktioner som innebär att de ska verka för att Generationsmålet och miljökvalitetsmålen, däribland miljökvalitetsmålen *Hav i balans samt levande kust och skärgård* samt *Ingen övergödning*, ska nås.

Att hanteringen av den här typen av komplexa utmaningar kräver en helhetssyn och samverkan betonas av ett antal författare. När det gäller samverkan mellan myndigheter kan den, med Danielssons exempel, syfta till sådant som att komplettera varandras ekonomiska resurser, kompetenser och information och därigenom effektivisera verksamheten. Enligt Qvist har statliga myndigheter, när de agerar gemensamt, också betydande möjligheter att bidra till utvecklingen av nya policyförslag, tack vare den expertis de sammantaget besitter.

Även om det överlag finns stora möjligheter för myndigheter att samverka, och det till och med kan vara en skyldighet, så kan många saker i praktiken försvåra samverkan. Danielsson lyfter fram sådant som oklarheter kring kompetens och prioriteringar, vem som ska bära kostnader och inte minst vem som har kapacitet och mandat att leda och samordna samverkansprocesser. Även Sundblad betonar behovet av att klargöra vem som har ansvar för samordning och hur långt ansvaret sträcker sig. Hon menar även att tjänstemän måste kunna lyfta behov av nationell samordning så att det kan resultera i mandat som möjliggör samordnade aktiviteter mellan myndigheter. Hon pekar även på att anpassning i förvaltningsprocesserna inte stöds tillräckligt då beslut om åtgärder enligt havsmiljödirektivet endast kan riktas till myndigheter inom deras existerande uppdrag, och inte till regeringen.

Flera författare visar på åtgärder och faktorer som underlättar och stärker förutsättningarna för lyckad samverkan. Gällande myndighetssamverkan, menar Danielsson att det är av vikt att definiera och analysera de problem som ska lösas, för att klarlägga orsakssamband och vilka aktörer som på olika sätt, direkt eller indirekt, kan bidra. Karlsson och Näslund lyfter behovet av att förvaltande myndigheter strävar efter en samsyn kring havsmiljöns utmaningar. Enligt Bennett, Gillette och Linke kan ekosystemansatsen inte uppnå en förbättrad havsmiljö om inte alla inblandade myndigheter har en gemensam förståelse för hur olika sektorer påverkar miljön, och att det behöver finnas ett ansvar att samarbeta för att skapa en hållbar belastning av havsmiljön. Karlsson och Näslund förespråkar att Havs- och vattenmyndigheten ges ett breddat uppdrag för att vara den koordinerande myndigheten.

Qvist betonar också vikten av att styrningen av de enskilda myndigheterna harmonierar och skapar fruktbara ingångar till samarbete. Men det räcker inte, det måste även finnas en processledning som främjar interaktivitet och en beredskap att gå bortom vad varje myndighet formellt är ålagd att göra. Även uppföljning och utvärdering av arbetet är viktigt genom att det skapar förutsättningar för att förbättra och utveckla metoder och arbetssätt. Såväl Qvists studie av Miljömålsrådet som annan forskning ger stöd för att myndighetssamverkan på nationell nivå kan öka styrkapaciteten i tvärsektoriella frågor. Samtidigt är det som myndigheterna kan åstadkomma gemensamt till stor del beroende av styrningen från politiken. Regeringens inställning är avgörande för den betydelse

Foto: Marie Svärd

en tvärsektoriell fråga ges även på myndighetsnivå. Politiken har dessutom möjlighet att skapa förutsättningar för långsiktighet och undvika att samverkan blir fragmenterad genom ”projektifiering”. Samverkan mellan myndigheter och andra aktörer kräver ytterligare andra förmågor och som Prutzer visar, inte minst tid. Såväl anpassade myndighetsinstruktioner som särskilt utformade anslag kan behövas för att skapa långsiktighet i samverkan, menar hon.

Samarbete mellan kommuner och statliga myndigheter har sina särskilda utmaningar. Som Westholm visar med exempel från havsplaneringen kan skilda skalor och perspektiv leda till upplevelsen att kommunen är ”en myra som tittar upp från myrstacken när en häst (staten) trampar ned i den”. Från det centrala perspektivet framstår kommunerna inte som koordinerade, vilket delvis är en naturlig följd av att varje kommun har egna, lokala, intressen att tillgodose, och även kommunalt och regionalt samarbete är ofta starkt geografiskt begränsade. När det gäller just den fysiska planeringen av havet skulle, menar Westholm, ett sätt att förena de olika planeringsnivåerna vara att låta den nationella havsplaneringen även omfatta kustvattnen. Då skulle kommunerna få ett större behov av att sätta sig in i och vara delaktiga i den statliga havsplaneringen istället för att, som nu, den kommunala och den statliga planeringen i mycket blir parallella processer.

Även Sondal visar på bristande samordning och effektivitet i förhållandet mellan kommunal och statlig nivå, kopplat till vattenbruk. I Västra Götaland har såväl kommuner som länsstyrelsen pekat ut områden som de ser som lämpliga för vattenbruk, men utan tydlig koordinering eller samsyn kring viktiga frågor. Och varken odlare som söker tillstånd eller länsstyrelsens handläggning tycks förhålla sig till de utpekade områdena på något meningsfullt sätt. Sondals slutsats är att de berörda myndigheternas arbete med en proaktiv planering av havet behöver klargöras och kanske förändras. I vissa fall kan det, menar Sondal, handla om så enkla åtgärder som att sammanställa den senaste forskningen för att få en gemensam bild av kunskapsläget. I andra fall behövs en samsyn kring vilka normer som finns angående exempelvis privatpersoners inställning till odlingar. Att skapa ökad samsyn kräver enligt Sondal att flera aktörer inkluderas, inklusive statliga myndigheter, kommuner, odlare, privatpersoner och civilsamhälle och att frågorna uppmärksammas av forskare och forskningsfinansiärer.

Kunskap och forskningens roll

Bennett, Gillette och Linke lyfter fram att många beslutsprocesser kring förvaltning av marina miljöer och resurser fortfarande baseras uteslutande eller huvudsakligen på naturvetenskaplig kunskap. Bland andra Berkow och Valman pekar på ett behov av att använda samhällsvetenskaplig kunskap och forskning bättre

Foto: Ferhat Deniz, Unsplash

inom förvaltningen. Såväl Bennett, Gillette och Linke som Järnmark lyfter fram svensk fiskeriförvaltning och dess förståelse av yrkesfisket som är ett område där kunskapen om sociala dimensioner brister. Exempelvis har förvaltningen tenderat att bara ta hänsyn till socioekonomiska aspekter som har med fiskeflottans ekonomi och lönsamhet att göra. Vinster ses också som den stora drivkraften för yrkesfiskare, trots att forskningen visar att det finns flera andra drivkrafter som, menar Bennett, Gillette och Linke, rent av kan vara viktigare för yrkesfiskarna än lönsamhet. Vidare menar Tschernij, Lundin och Larsson att sociala konsekvenser är mest kännbara för de oftast mer utsatta och känsliga lokala samhällena och näringarna. Vilket tydliggör att det finns inneboende rättviseutmaningar kopplat till havets förvaltning.

Även om de sociala dimensionerna av den marina förvaltningen ofta får begränsat utrymme och sällan adresseras tydligt genom rättsliga krav eller politiska prioriteringar är det, som Langlet påpekar, värt att notera att de definitioner av ekosystembaserad förvaltning som tagits fram av svenska myndigheter trots sin korthet tydligt uppmärksammar att det behöver finnas en social dimension som beaktar sådant som rättvis fördelning av nytta och bördor.

Valman menar att värdet av nyttjande respektive bevarande av naturen i olika avseenden behöver utredas ytterligare. Sveriges implementering av vattendirektivet använder flera olika beräkningar för vad en åtgärd till exempel får kosta. Stage beskriver hur samhällsekonomiska analyser kan vara ett viktigt hjälpmedel när styrmedel och fysiska åtgärder som används i havsmiljöarbetet ska väljas, utvärderas och följas upp. Rätt använda kan de bland annat användas för att analysera måluppfyllelse och kostnadseffektivitet, liksom för att uppskatta det samhällsekonomiska värdet av miljöförbättringar som följer, eller förväntas följa, av en viss åtgärd. Men i det praktiska havsmiljöarbetet finns, menar Stage, ofta inte tid eller resurser att göra ordentliga samhällsekonomiska analyser. Även i situationer med tids- och resursbrist är det emellertid viktigt att analyser i största möjliga utsträckning bygger på vetenskapliga rön och beprövad erfarenhet. Det behövs en dialog om på vilka områden det redan finns tillräcklig beprövad erfarenhet och på vilka områden det behövs mer forskning.

I sitt bidrag lyfter Järnmark, utifrån den nationella fiskeförvaltningens perspektiv, fram en brist på verk-

tyg för att mäta och utvärdera effekter av miljöpåverkan och samband mellan mänskliga aktiviteter och belastningar på ekosystemet och fisken. I betänkandet *Havet och människan* dras slutsatsen att analyser av effekter av olika styrmedel och insatser för havsmiljön är spridda på flera myndigheter utan ett tydligt helhetsansvar och att den samlade analysen av effekter av olika styrmedel behöver förbättras. En möjlig förklaring till bristen på utvärderingsstudier är, menar Zweifel, att de helt enkelt är svåra att genomföra och att det ibland inte är möjligt att mäta effekter av enskilda åtgärder. Även om Havs- och vattenmyndigheten har tagit initiativ för att stärka uppföljning och utvärdering av åtgärder för havsmiljön skulle enligt Zweifel ett tydligare uppdrag från regeringen ge arbetet en högre prioritet.

Även om forskningsbaserad kunskap bara är en av fler kunskapstyper som behövs för ekosystembaserad förvaltning är den viktig. Prutzer pekar på behovet av förvaltningskunskap av olika slag, men ser ett problem i att forskare sällan har finansiering för möten och deltagande med andra aktörer utanför ramarna för själva forskningsprojekten. Hon rekommenderar att forskningsanslag ska omfatta tid för relevanta möten även vid sidan om själva forskningen. Det bör också finnas finansiering som sträcker sig över längre tid och omfattar projektledning och andra stödfunktioner för samskapande arbete.

Valman visar i sin analys av genomförandet av vattendirektivet i Sverige på ett ojämnt genomförande av en ekosystembaserad förvaltningsmodell. Hon menar att vi i Sverige generellt sett är bra på att nyttja information och uppdatera och revidera kunskap. Dock finns det potential för att förbättra nyttjandet av ”lokal kunskap”.

En viktig dimension av ekosystembaserad förvaltning, inte minst som den beskrivs i Malawiprinciperna, handlar ju just om att fånga upp och involvera såväl lokala aktörer av olika slag som olika former av kunskap och erfarenheter. Detta har ett värde både genom att bidra till legitimitet, acceptans och förståelse för förvaltningen och genom att skapa bredare och bättre kunskapsunderlag. Samtidigt finns det problem med tanken att ”alla” ska engageras och komma till tals. Bland andra Ivarsson Westerberg och Langlet pekar på att en omfattande involvering, som innebär att alla ska kunna komma till tals och påverka, lätt leder till ett väldigt utdraget och ineffektivt beslutsfattande. Det kan också skapa otydlighet om vad beslut grundar sig på och göra det svårt att utkräva ansvar.

I relation till vattenförvaltningen efterlyser Valman en definition av vilka sektorer och discipliner som är relevanta för implementeringen av vattendirektivet. Att, menar hon, som nu anse att ”alla är berörda” av vatten fungerar inte för förvaltningen. När det gäller de nationellt förvaltade fiskbestånden rekommenderar Järnmark att lokala förvaltningsgrupper inrättas längs hela Sveriges kust för att med hjälp av vetenskapligt baserad och lokal detaljkunskap ta fram relevanta systemindikatorer för förvaltningen. Det kan hjälpa till att sluta gapen i kunskapsunderlag mellan nationell och lokal förvaltningsnivå för fisket och bredda underlagen för beslut.

En balans måste hittas mellan inkludering och effektivitet, och det är viktigt att de som bjuds in att dela med sig av sina perspektiv, kunskaper och åsikter förstår vilket utrymme som faktiskt finns att påverka. Annars är risken att förankringen snarare bidrar till missnöje och en känsla av att ens perspektiv inte värderas. Sundblad pekar på ett behov av att utveckla den statliga gemensamma havsförvaltningen, bland annat genom att stödja plattformar och initiativ som ger möjlighet för fler att tillföra kunskap och erfarenheter på ett strukturerat sätt.

”Bland andra Langlet varnar för risken att fastna i ett ständigt utredande och inhämtande av bättre underlag, ibland kallat ***paralysis by analysis.”***

Bland andra Langlet varnar för risken att fastna i ett ständigt utredande och inhämtande av bättre underlag, ibland kallat ”paralysis by analysis”. Det är, med Ivarsson Westerbergs ord, välkänt inom samhällsvetenskapen att beslut fattade på grundval av fullständig information är en teoretisk konstruktion som knappast existerar i praktiken. Verklighetens beslutsfattande behöver vara inriktat på tillräcklig och tillgänglig information och kunskap.

Att inte agera är också ett beslut, vars konsekvenser måste vägas mot riskerna med att vidta en åtgärd baserat på ofullständig kunskap. Det är rimligt att en åtgärd som kan få betydande och oåterkalleliga konsekvenser, eller är förenad med stora kostnader, kräver en högre grad av försiktighet, men även i sådana fall måste riskerna med att agera ställas i relation till de risker eller den skada som följer av att inte vidta en åtgärd.

Rekommendationer

Avslutningsvis, ställer vi oss i styrgruppen frågan om det, givet denna antologis rika palett av erfarenheter, kunskap och rekommendationer, går att formulera några avslutande reflektioner kring vägen framåt för att ytterligare stärka den svenska förvaltningen av havet? Även om vi i vår grupp, i likhet med antologins övriga författare, också har olika erfarenheter och kompetenser dristar vi oss till att identifiera några viktiga aspekter som behöver beaktas framöver:

Ekosystemansatsens roll behöver tydliggöras och stärkas ytterligare i den svenska havsförvaltningen genom tydligare mandat och resurser för de myndigheter som ska driva arbetet med havsförvaltningens olika dimensioner. I Sverige, där havsförvaltningen i stora delar är en decentraliserad process som inbegriper en mängd offentliga aktörer som möter många olika perspektiv, behöver särskilt det nationella samordningsansvaret och dess mandat stärkas och tydliggöras. Ett otydligt samordningsansvar leder ytterst till att arbetet faller tillbaka på politikerna, vilket inte är en praktiskt fungerande lösning.

Ekosystemanstasen behöver konkretiseras i dess specifika tillämpningar. Utöver de övergripande definitioner av konceptet ekosystembaserad förvaltning som Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket tagit fram, ser vi inte behov av att utveckla en generell definition som kan tillämpas i alla situationer. Snarare behöver konceptet konkretiseras och göras operativt för varje specifikt område. I det arbetet bör Malawiprinciperna vara en viktig referenspunkt, men inte ses som en mall att trycka in förvaltningen i. Anpassning till ny kunskap och nya förutsättningar måste vara möjlig inom förvaltningens grundläggande strukturer, även när den involverar flera besluts- och åtgärdsnivåer. Utarbetandet av riktlinjer och liknande stöd skulle kunna underlätta beslutsfattande som grundas på ekosystemansatsen.

En bred kunskapsbas och kompetens är avgörande för att beslut både ska uppfattas som legitima och för att de ska kunna baseras på bästa tillgängliga kunskap. För att minimera risken för alltför utdragna processer, och missnöje till följd av att deltagare inte förstått vilka institutionella ramar som gäller för processen och de beslut som fattas, behöver inkludering och involvering av lokala aktörer och olika kunskapstyper ske på ett strukturerat sätt, med tydliga tidsramar, samt klargörande av vilken form av påverkan som de deltagande kan förvänta sig. För att stärka denna typ av processer finns det också behov av ytterligare social, kulturell och ekonomisk kunskap. Det finns även behov av utbildning av tjänstemän och handläggare, inte minst inom myndigheter som inte har direkt havsmiljöansvar, i ekosystemansatsen och vad den kan innebära för dem.

Måluppföljning och analys av målkonflikter behöver stärkas. Det finns idag en uppsjö av mål som relaterar till havets tillstånd och samhällets möjlighet att nyttja och påverka detta. I många delar har uppnåendet av dessa förutsatt att de offentliga aktörerna ska nyttja de mandat och resurser som de redan har för att målen ska uppnås. Tillräcklig uppmärksamhet har inte lagts på att utvärdera och eventuellt förändra de strukturer och regler som motverkar möjligheten att uppnå mål, liksom på att prioritera mellan målen. Även om förvaltningen ofta har ett betydande mandat att agera behövs en större tydlighet kring hur konkurrerande mål och intressekonflikter ska hanteras. När mål sätts behöver det tydligt framgå hur de ska operationaliseras, det vill säga av vem, på vilken rättslig grund och med hjälp av vilka resurser.

Till sist vill vi betona **vikten av att reflektera över och beakta ett längre tidsperspektiv** baserat på försiktighet och beredskap för nya risker, behov och möjligheter. Antologins texter ger inspel om frågor, utmaningar och rekommendation som är aktuella i mitten av 2020-talet. Även om vi lyckas realisera många av de goda förslag som läggs fram av författarna finns det mycket som tyder på att samhällets tryck på havet på flera sätt kommer att öka ytterligare i den närmaste framtiden, genom bland annat klimatförändringens effekter samt ökad användning av havsrummet och dess resurser. Det råder också osäkerhet om i vilken grad teknisk och social innovation kan bidra till mer hållbara hav i framtiden. Ekosystemets och samhällets komplexitet gör det omöjligt att förutse i varje detalj hur utvecklingen framöver kommer att se ut. Det vi kan vara säkra på är att världen kommer att förändras med negativa och positiva effekter för havet som följd och att det finns behov av kontinuerlig samhällsanalys och miljöövervakning, liksom beredskap till att anpassa inte bara åtgärder och styrmekanismer utan i förlängningen också vår relation till havet och dess resurser.

Foto: Marie Svärd

Havsmiljöinstitutet

Box 260, 405 30 Göteborg
031-786 65 61
info@havsmiljoinstitutet.se
www.havsmiljoinstitutet.se
facebook.com/havsmiljo
x.com/havsmiljo

Havsmiljöinstitutet är ett samarbete mellan Umeå universitet, Stockholms universitet, Linnéuniversitetet, Chalmers tekniska högskola, Göteborgs universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Med analyser, synteser och information bidrar institutet till en ökad förståelse för miljösituationen i havet och ger kunskap och råd för en hållbar förvaltning av havet.

ETT SAMARBETE MELLAN:

Linnéuniversitetet
Stockholms universitet
GÖTEBORGS UNIVERSITET
UMEÅ UNIVERSITET
CHALMERS
SLU