



Aqua reports 2018:20

Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning

Andreas Bryhn, Sara Bergek, Håkan Wennhage



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning

Andreas Bryhn¹, Sara Bergek², Håkan Wennhage³

¹**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

²**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

³**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Havsfiskelaboratoriet, Turistgatan 5, 453 30 Lysekil

November 2018

Aqua reports 2018:20
ISBN: 978-91-576-9609-0 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:
andreas.bryhn@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Daniel Valentinsson, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser
Göran Sundblad, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Vid citering uppge: Bryhn, A., Bergek, S. & Wennhage, H. (2018). Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning . Aqua reports 2018:20. **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 51s.

Nyckelord: Ekosystembaserad, förvaltning, ekosystemansatsen, nulägesbeskrivning

Rapporten kan laddas ned från:
<http://pub.epsilon.slu.se/>

Chefredaktör:
Noél Holmgren, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Lysekil.

Uppdragsgivare & finansiär: Havs- och vattenmyndigheten.

Framsida & baksida: Kustmiljö.
Foto: Fredrik Landfors.

Sammanfattning

Begreppet "ekosystemansatsen" har sitt ursprung i Konventionen för Biologisk Mångfald, där det konkretiseras i de så kallade Malawiprinciperna och siktar mot ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet i användningen av ekosystem och naturresurser. Ekosystembaserad fiskförvaltning (EBFF) är ett sätt att tillämpa ekosystemansatsen i fiskförvaltningen genom att förvalta akvatiska resurser och ekosystem på tvärvetenskaplig grund, med ekosystemen i primärt fokus. Denna rapport är en litteraturstudie och syftar till att ge en överblick över den senaste utvecklingen av EBFF i världen. Detta inkluderar en övergripande nulägesbeskrivning, fallstudier i olika områden/länder och en sammanfattning kring utveckling av metodik och verktyg de senaste åren. Rapporten har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten inom arbetet med regeringsuppdraget rörande en strategi för hur en EBFF kan utvecklas i Sverige och rapportens utformning återspeglar denna beställning.

Den tydligaste förändringen avseende EBFF under de senaste åren är att diskussionen numera rör sig sakta från vad begreppet är till hur det kan tillämpas. Tillämpningen har visat sig vara en långsam process och endast ett fåtal konkreta exempel kan påvisas i litteraturen. Förvaltningen av fisket i världen är fortfarande mestadels enartsbaserad, även i de fall där den biologiska rådgivningen innefattar aspekter av fiskproduktionens beroende av ekosystemens fysiska och biologiska förhållanden. Till de länder som kommer upp som exempel där EBFF har kommit längst räknas Kanada, USA, Nya Zeeland, Norge och Australien. Ett omfattande arbete görs för att ta fram indikatorer för EBFF, inklusive ekosystemindikatorer. Vilka indikatorer som är mest lämpliga för uppföljning, och hur de kan anpassas efter datatillgång, förvaltningsmål och övriga områdesspecifika förutsättningar, är frågor som undersöks och diskuteras internationellt.

De internationella sammanställningarna av hur EBFF eftersträvas i praktiken ger överlag ingen entydig bild av hur EBFF ska tillämpas. Det mesta tyder på att EBFF behöver utvecklas specifikt för varje fall, beroende på rådande förvaltningsmål. Utveckling av ett flertal olika modeller och verktyg för uppföljning och utvärdering av förvaltningsmålen inom en EBFF är att föredra framför att förlita sig på ett enskilt verktyg. De tre senaste årens litteratur ger exempel på olika ekosystemmodeller, genetiska modeller och övriga modeller som kan vara till stöd i utvecklingen av EBFF. Det är även viktigt att veta arters rumsliga utbredning och interaktioner.

Sammantaget visar de senaste årens litteratur att utvecklingen av EBFF går framåt. Mer kunskap om ekologin, de ekonomiska och sociala aspekter samt verktyg och mål hur man ska gå tillväga för olika platsspecifika frågeställningar är emellertid nödvändig för utvecklingen. Detta gäller även för Sverige där dokumentation av kunskap och kunskapsluckor relaterat till strategiska förvaltningsmål kan vara en utgångspunkt för den nationella implementeringen.

Nyckelord: ekosystembaserad, fiskförvaltning, verktyg, metoder, nulägesbeskrivning

Abstract

The term “ecosystem approach” originates from the Convention on Biological Diversity, where it is condensed into the so-called Malawi Principles, and aims at ecological, social and economic sustainability in the use of ecosystems and natural resources. Ecosystem-based fisheries management (EBFM) is a way to apply the ecosystem approach in fisheries management by managing aquatic resources and ecosystems on a multidisciplinary basis, with the ecosystems in the primary focus. This report is a literature study which intends to provide an overview of the recent development of EBFM in the world. This includes an overarching state-of-the-art description, case studies in different areas/countries and a compilation of the development of methods and tools in recent years. The report has been financed by the Swedish Agency for Marine and Water Management within the work with the government commission about a strategy for how an EBFM can be developed in Sweden, and the report reflects this commission.

The most prominent change regarding EBFM during recent years is that the discussion is now moving slowly from what the concept is to how it can be applied. The application of EBFM has proven to be a slow process and only a few practical examples can be shown in the literature. Management of fisheries in the world is still primarily based on one species at a time, even in cases where the biological advice includes aspects of the dependency of fish production on the physical and biological conditions in the ecosystems. Among the countries where EBFM have come the furthest are Canada, the USA, New Zealand, Norway and Australia. Substantial work is performed to develop indicators for EBFM, including ecosystems indicators. A consensus is, however, lacking regarding which indicators are the most suitable ones; indicators may have to be adapted to data availability, management goals, and other local preconditions. The international compilations on how EBFM is aimed for in practice do not overall give a unanimous picture of how EBFM should be applied. Most likely, EBFM needs to be developed specifically for each area, depending on local management objectives. Development of several different models and other tools are therefore preferable. The last three years of literature give examples of different ecosystem models, genetic models and other models which can support development of EBFM. It is also important to know the spatial distribution and interactions among species.

To conclude, the most recent years of literature show that the development of EBFM is moving forward. More knowledge of the ecosystems and tools for how to proceed for different place specific issues are, however, necessary for development. This also applies to Sweden where documentation of knowledge and gaps of knowledge related to strategic management goals can be a starting point for the national implementation.

Keywords: ecosystem-based, fisheries, management, tools, state-of-the-art

Innehållsförteckning

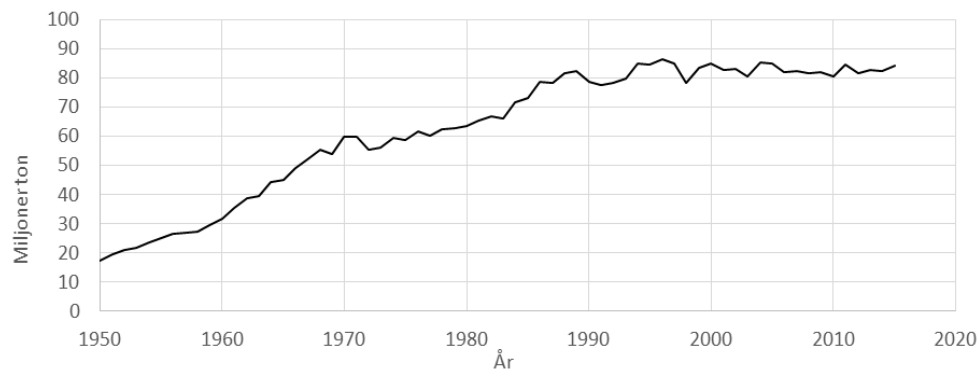
Förkortningar	4
1 Inledning och syfte	5
1.1 Metod och avgränsningar	7
2 Nulägesbeskrivning av EBFF	9
3 Fallstudier för EBFF	13
3.1 Den europeiska unionen (EU)	14
3.1.1 EU och EU-lagstiftningen	14
3.1.2 ICES förutsättningar att stödja EBFF inom EU	16
3.2 Norge	18
3.3 USA	19
3.4 Kanada	20
3.5 Australien	21
3.6 Nya Zeeland	23
3.7 Indonesien	26
4 Metoder och verktyg för EBFF	27
4.1 Modellering	27
4.1.1 Ekosystemmodellering	28
4.1.2 Rumslig modellering	29
4.1.3 Andra modelleringstyper	30
4.2 Ekologisk riskanalys för effekter av fiske (ERAEF)	30
4.3 Indikatorer	34
4.4 Referenspunkter	35
4.5 Genetiska metoder	36
4.6 Områdesskydd	36
4.7 Kvantifiering av måluppfyllelsen för EBFF	37
4.8 Ekosystemplaner för fisket	38
4.9 Acceptabel biologisk fångst (ABC)	38
4.10 Tabeller för fiskbestånd och fiskerier	38
5 Diskussion och slutsatser	39
Erkännanden	42
Referenser	43

Förkortningar

AMFA	Australian Fisheries Management Authority
DFO	Fisheries and Oceans Canada (myndighet ansvarig för bl.a. fiske)
DG ENV	Generaldirektoratet för miljö (EU-kommissionen)
DG MARE	Generaldirektoratet för havsfrågor och fiske (EU-kommissionen)
EBFF	Ekosystembaserad fiskförvaltning
EHFF	Den europeiska havs- och fiskerifonden
eMEY	Ekologiskt betingad maximal ekonomisk avkastning
EU	Den europeiska unionen
FAO	Förenta nationernas livsmedels- och jordbruksorganisation
GFP	EU:s Gemensamma Fiskeripolitik
HaV	Havs- och vattenmyndigheten
HMD	EU:s Havsmiljödirektiv
ICES	Internationella havsforskningsrådet
ITQ	Individuella överförbara fiskekvoter
MEY	Maximal ekonomisk avkastning
MPI	Ministry for Primary Industries (Nya Zeeland)
MSY	Maximal hållbar avkastning
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration (USA)
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
TAC	Totala tillåtna fångsten
USA	Amerikas förenta stater

1 Inledning och syfte

Världens inlandsvatten och hav har historiskt sett möjliggjort fångster av fisk och skaldjur i ökande omfattning till följd av en ökad efterfrågan för mänsklig konsumtion och andra ändamål samt på grund av teknikutvecklingen. Sedan slutet av 1980-talet tycks fångsterna emellertid ha stabiliserats på en nivå nära 80 miljoner ton per år (figur 1). Fortsatt ökad efterfrågan har sedan dess i huvudsak mötts genom akvakultur (odling av fisk eller skaldjur), som dock ofta innebär ett ökat behov av vild foderfisk för produktionen (FAO, 2016). Överfiske har kommit att bli ett globalt problem, även om betydande geografiska variationer i fisketryck och fångsthållbarhet förekommer (FAO, 2016). Detta är ett uttryck för att fiskförvaltningen historiskt sett haft problem att även ur ett snävt enartsperspektiv reglera fisket till nivåer som är långsiktigt hållbara (Cardinale och Svedäng, 2008). Det är således angeläget för förvaltningen att upprätthålla ett uthålligt fiske för målarterna (de arter som fisket avser att fånga) och att samtidigt begränsa fiskets negativa ekosystemeffekter.



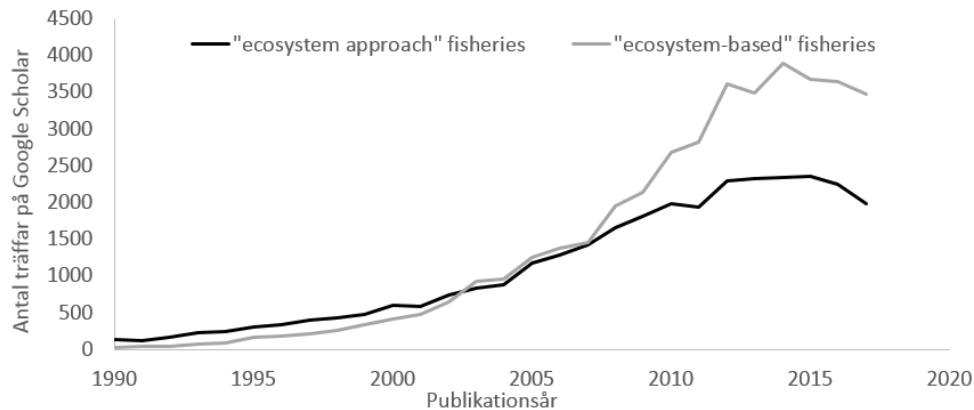
Figur 1. Den globala fångsten av fisk och skaldjur i inlandsvatten och hav 1950-2015. Data från www.fao.org.

Utöver yrkesfisket är fritidsfiske en populär aktivitet, både i Sverige och i övriga världen. Cirka 1,4 miljoner personer som är folkbokförda i Sverige och är i åldern 16-80 år fiskar varje år i svenska vatten (HaV, 2018a). Fritidsfiske kan på

många håll även vara en avgörande faktor för storleken på fiskbestånd (Hyder m.fl., 2018). Kunskap om fritidsfiskets effekt på bestånden är dock begränsad i Sverige och i andra länder, och bättre kunskap är viktigt för en hållbar förvaltning och nyttjande av ekosystemet. I tillägg till yrkes- och fritidsfiske kan fiskbestånd påverkas av en rad övriga faktorer som exempelvis predation och andra födovävsinteraktioner, födotillgång, förändringar i habitattillgång och habitatkvalitet, extremväder och klimatförändringar, övergödning, försurning, miljögifter, vandringshinder, vatten- och kärnkraftverk, sjukdomar och parasiter. Allt detta behöver tas hänsyn till i en holistisk förvaltning.

Ekosystemansatsen är ett begrepp som syftar till att skapa hållbarhet i användningen av landområden, vatten och levande resurser. Begreppet har sitt ursprung i Konventionen för Biologisk Mångfald (www.cbd.int) och konkretiseras där i de 12 så kallade Malawiprinciperna. Ekosystembaserad fiskförvaltning (EBFF) avser att tillämpa ekosystemansatsen i fiskförvaltningen. EBFF går ut på att förvalta fisk och akvatiska ekosystem, på tvärvetenskaplig grund, och på ett ekologiskt, ekonomiskt och socialt hållbart sätt, genom att ta hänsyn till såväl ekosystemtjänster och samhällsfunktioner som ekosystemkomponenternas livsförutsättningar, inklusive förutsättningarna för fiskets målarter och deras byten. Intressenter ska involveras i framtagningen och tillämpningen av mål, strategier och åtgärder i förvaltningen. Det bör noteras att EBFF inte per automatik innebär att ekologisk måluppfyllelse, exempelvis god miljöstatus, är uppnådd. Istället ska EBFF främst ses som ett sätt att arbeta (Long et al., 2015). En genomgång och diskussion av begreppets framväxt, stödet i EU-lagstiftningen och svenska myndigheters syn på EBFF ges i Bryhn m.fl. (2018).

Populariteten för EBFF i forskningsartiklar har ökat globalt sett under de senaste årtiondena, även om toppen kan ha nåtts kring 2014-2015 (figur 2). Det publiceras i genomsnitt cirka 10 forskningsartiklar per dag som på något sätt uttryckligen berör EBFF. Det föreligger en kraftig övervikt för marina ekosystem i dessa artiklar – endast ett fåtal berör inlandsvatten. En majoritet av artiklarna förefaller fokusera på naturvetenskapliga frågeställningar, snarare än att beröra samhällsvetenskaper eller andra discipliner. Det är även vanligt att akvatiska zoologer och andra miljöforskare publicerar inom sitt specialområde och diskuterar sina resultat i relation till EBFF.



Figur 2. Antal sökträffar på Google Scholar (scholar.google.com) per publiceringsår 1990-2017.

Denna rapport syftar till att ge en översikt över de senaste årens utveckling gällande status, metoder och verktyg inom EBFF. I avsnitt två ges en nulägesbeskrivning av tillståndet ("state-of-the-art") för EBFF baserat på de senaste årens vetenskapliga litteratur. Fallstudier runtom i världen där EBFF har tillämpats kommer att redogöras för i avsnitt tre. Avsnitt fyra handlar om metoder och verktyg för EBFF och rapporten avslutas med ett femte avsnitt med en sammanfattande diskussion och slutsatser.

1.1 Metod och avgränsningar

Samtliga avsnitt i denna rapport utgör litteraturstudier. Litteratursökningarna har i stort sett begränsats till att undersöka vad som hänt i utvecklingen av EBFF de senaste åren (2016, 2017 och 2018) och riktades mot studier (både vetenskapliga artiklar från internationella journaler och engelskspråkiga rapporter) som på något sätt svarar på utvecklingen (inom status, fallstudier, metoder och verktyg) av ekosystembaserad fiskförvaltning. Rapporten har alltså huvudsakligen begränsats till de senaste tre åren i ett försök att fånga ny kunskap från dessa processer som kan vara av betydelse för införandet av EBFF för svenska vatten och angränsande havsområden. Detta som ett led i en beställning från Havs- och vattenmyndighetens (HaV:s) arbete med regeringsuppdraget rörande en strategi för hur en EBFF kan utvecklas i Sverige. Många stater har pågående processer som på sikt syftar till att fiskförvaltningen ska baseras på kunskaper om de socioekologiska systemen. Rapporten tar således inte upp all utveckling tillbaka i tiden innan 2016. Fallstudierna fokuserar på utvecklingen i de statsbildningar som enligt tillgänglig information har kommit längst: Kanada, USA, Nya Zeeland, Norge och Australien. Även denna sökning fokuseras på de tre senaste åren. Till viss del tas tidigare litteratur med i syfte

att skapa förståelse för nuvarande fiskförvaltning och utveckling i länderna. Förutom staterna ovan har även litteratur som beskriver utvecklingen inom EU tagits med, då delar av det svenska förvaltningsansvaret hanteras gemensamt inom EU. Rapporten kom i slutändan även att inkludera Indonesien, då det förefaller ske en intressant utveckling i staten att dra lärdom från, och för att tydliggöra att EBFF även kan vara eftersträvansvärt i länder med såväl hög som låg bruttonationalprodukt per capita.

Avsnitt 4 angående metoder och verktyg för EBFF syftar i första hand till att ge en uppdatering av metodik som kan vara av relevans för svenska förhållanden med fokus på vad som har hänt de senaste tre åren. Avsnittet av rapporten är dock inte heltäckande för alla metoder som historiskt sett har testats för utvecklingen av EBFF, då en sådan förteckning skulle bli mycket längre än vad vårt uppdrag har gett utrymme till. Det har förts diskussioner mellan författare och granskare om huruvida exempelvis indikatorer och referenspunkter verkligen utgör verktyg och metoder för EBFF, eller om de istället ska ses som kopplade till förvaltningsmål. Föreliggande rapport klassar indikatorer och referenspunkter som verktyg och metoder för EBFF – exempelvis Patrick och Link (2015) har argumenterat för att EBFF är möjlig även utan indikatorer och referenspunkter, även om EBFF gynnas av dem.

Enligt Cooke m.fl. (2016) är fisk- och skaldjursbestånden i världens inlandsvatten försummade av allmänhet och beslutsfattare, trots att fisket på dessa bestånd är betydande. En följd av att denna skevhet i uppmärksamhet även gäller den vetenskapliga litteraturen om EBFF är att rapporten även har en motsvarande tyngdpunkt på marina ekosystem och naturvetenskapliga frågeställningar. Författarna har icke desto mindre strävat efter att belysa de färskva samhällsvetenskapliga studier om EBFF och de studier om EBFF i inlandsvatten som litteratursökningarna har gett.

2 Nulägesbeskrivning av EBFF

Det tillkommer kontinuerligt nya exempel på hur EBFF tillämpas i praktiken, även om de flesta av de mer principfasta tillämpningarna har skett på en relativt liten skala (Link och Browman, 2017; se vidare i avsnitt 3). En avgörande förändring avseende EBFF under de senaste åren är att diskussionen numera rör sig sakta från vad begreppet är, varför det behövs, och när EBFF är dags att tillämpa, till hur det kan tillämpas (Link och Browman, 2017). Tillämpningen har visat sig vara en långsam process, särskilt på större skalor (Gilman m.fl., 2017; Marshall m.fl., 2018). Juan-Jordá m.fl. (2018) utvärderade EBFF-uppfyllelsen i världshavens Regional Fisheries Management Organizations och fann att den har kommit en bit på väg, men att mycket återstår, inte minst med att minska bifångster och skydda habitat.

Ett problem för tillämpningen av EBFF är att det fortfarande saknas en samsyn om vad begreppet innebär bland intressenter och förvaltare. Yrkesfiskare tenderar till exempel att prioritera principer som hållbarhet, involvering av intressenter, utveckling av långsiktiga mål, samt användning av alla sorters kunskap (Long m.fl., 2017). Trochta m.fl. (2018) undersökte synen på EBFF bland ett brett urval av intressenter, inklusive forskare, miljöorganisationer och fiskare, och fann att olika fiskförvaltningsåtgärder klassades som EBFF av vissa tillfrågade, men inte som EBFF av andra respondenter. Sammanställningen av Trochta m.fl. (2018) visar att det finns ett fortsatt stort behov av att förvaltningsprocessen med ingående intressenter startar med att etablera en samsyn kring vad EBFF i det specifika fallet innefattar.

Enligt Skern-Mauritzen m.fl. (2016) är förvaltningen av fisket i världen fortfarande mestadels enartsbaserad och en mycket liten hänsyn tas till fiskproduktionens beroende av ekosystemens fysiska och biologiska förhållanden. Vidare poängteras i Skern-Mauritzen m.fl. (2016) en tendens att lagstiftare framhäver behoven av en ekosystemansats, men att det i praktiken i förvaltningen av fisket inte genomförs. EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP), exempelvis, föreskriver att ekosystemansatsen ska tillämpas, men i EU-kommissionens beställning av kunskapsunderlag till det internationella havsforskningsrådet (ICES) är det som regel bara totala fångster

baserat på maximal hållbar avkastning (MSY) för målarterna som efterfrågas. För de flesta Nordsjöbestånden som Sverige fiskar på sker sedan ytterligare en förhandling (EU-Norge) där andra justeringar kan göras innan kvoterna slutligen bestäms. De bestånd som förvaltas av ICES genomgår dock en riktmärkesprocedur ("benchmark") vart 3-5:e år med en ny målsättning att integrera ekosysteminformation i enartsmodellerna, bland annat genom att se över referensnivåerna (exempelvis avseende MSY) för bestånden kopplat till deras produktivitet (ICES, 2018). Även Link och Browman (2014) hävdar att förvaltningen av fisk fortfarande fokuserar främst på enartsförvaltning, om än vissa framsteg mot en mer ekosystembaserad förvaltning kan ses. För att nå framgång i tillämpningen av EBFF föreslår Long m.fl. (2017) att förvaltare ska jämföra olika prioriteringar och kombinera kunskap och expertis från fiskare med forskning och institutionella källor.

Trenkel (2018) menade att förvaltningen bör omfatta vidsträckta områden (Large Marine Ecosystems), ha maximal avkastning av flera samspelande arter som mål och utvärdera ekosystem baserat på nivå av primärproduktion. Marshall m.fl. (2018) pekade ut tre vägar framåt för EBFF: (1) att betrakta fiskerier som sammankopplade och interagerande med biofysiska och mänskliga system, (2) minska den administrativa bördan för förvaltande myndigheter och (3) skapa ett ramverk för beslutsfattande som är genomtänkt, informerat och transparent, vilket skulle belysa, snarare än mörklägga, beslutsprocessen inom EBFF. Begränsningar för EBFF i praktiken rör sig om kunskapsförsörjning, kommunikation och styrningsramverk (governance frameworks) avseende den tvärsektoriella påverkan på ekosystemen (Marshak m.fl., 2017). Smith m.fl. (2017) menade att följande komponenter är nödvändiga för att enartsperspektiv ska övergå i EBFF: tydligt identifierade förvaltningsmål, inblandning av intressenter, väldefinierade styrningsramverk, samt vetenskapliga verktyg för analys av ekosystemen.

Analys av hela ekosystem och artinteraktioner kan göra det möjligt att på ett mer preciserat sätt bedöma den långsiktiga vinsten av ett förändrat fiske (Jacobsen m.fl., 2017; Pope m.fl., 2019). Beaktandet av olika ekosystemaspekter har bedömts kunna öka samhällets välfärd (Tan och Jardine, 2018). I Östersjön förväntas EBFF generera ett större ekonomiskt värde än traditionell enartsförvaltning (Yun m.fl., 2018).

Djuphavsområden utgör en särskild utmaning för EBFF där aktiviteter som fiske, utvinning av fossila bränslen, nya ämnen och mineraler pågår eller kommer att påbörjas i framtiden. Danovaro m.fl. (2017) föreslog en förvaltningsstrategi baserad på EBFF som ska bygga på internationell lagstiftning och ta hänsyn till biogeokemi och de organismer som finns i djuphavet.

I litteraturen återfinns få exempel på EBFF i sjöar. Trochta m.fl. (2018) rankade ett flertal olika fiskerier i världen utifrån måluppfyllelsen relaterad till EBFF, men endast två exempel kom från sjöar. Sjöarna rankades också väldigt lågt. Detta trots

att inlandsvatten torde vara relativt enklare att implementera EBFF i än hav eftersom sjöar, vattendrag och avrinningsområden ofta utgör väl avgränsade rumsliga enheter. Värt att notera är att i Sverige finns redan existerande samförvaltningsinitiativ i ett flertal av de stora sjöarna och fler samförvaltningsgrupper är på väg att starta. Det skulle kunna utgöra en bra grund för implementeringen av EBFF i sjöar i Sverige.

Mänskliga aktiviteter och påverkansfaktorer som selektivt fiske, försurning, temperaturförändring, övergödning, miljögiftstillförsel och habitatförändringar pågår ofta samtidigt och kan ha oberoende, samverkande eller motverkande effekter på målarterna och ekosystemen. Serpetti m.fl. (2017), Olsen m.fl. (2018) och Weijerman m.fl. (2018) har gett exempel på hur det är möjligt att analysera flera samverkande mänskliga påverkansfaktorer på ekosystemen.

Det har också framkommit en form av kritik mot EBFF. Resultat i Cardinale m.fl. (2017) antydde att EBFF inte per automatik säkerställer att bestånden skyddas tillräckligt skyndsamt och att det finns en risk att förvaltarna tar för stor hänsyn till den kommersiella fiskerisektorn. Flera studier, äldre än de som denna rapport fokuserar på (men sammanfattade i Fulton m.fl., 2018), har också väckt farhågor om att EBFF inte i tillräcklig grad tar hänsyn till viktiga samhälleliga drivkrafter bakom överfiske, som exempelvis marknadsstörningar, suboptimala incitament, hög efterfrågan, informationsluckor, fattigdom, brist på utkomstalternativ vid sidan av fiske, svagt förvaltningsförfarande (governance), eller otillräcklig kontroll och sanktionering av regelefterlevnaden.

Hur framgångsrik en EBFF kan bli kan begränsas av kunskap och brister i data-tillgång, exempelvis avseende fiskbeståndens rumsliga fördelning under livscykel (Moore m.fl., 2016). Datatillgången över samspelet mellan samhälle och ekosystem behöver också förbättras (Marshall m.fl., 2018). Ekosystemfaktorer som klimat och födotillgång ingår i endast ett fåtal fall i den nuvarande fiskförvaltningen (Skern-Mauritzen m.fl., 2016). Navia m.fl. (2016) visade på toppredatorers (t.ex. hajars) strukturerande funktion för födovävar. Många toppredatorer har globalt sett ett lågt kommersiellt värde (naturligt eller som en följd av överfiske), och behöver därför beaktas särskilt i en EBFF på grund av den strukturerande funktionen (Navia m.fl., 2016). Likaså beaktas sjöfåglars konsumtion av fisk inom viss fiskförvaltning, vilket Scopel m.fl. (2018) och Ainley m.fl. (2018) pekade på att EBFF behöver. Behovet i Sverige av att ta hänsyn till rovdjur som säl och skarv i förvaltningen har även belysts av exempelvis Hansson m.fl. (2017). Corrales m.fl. (2017) och Chagaris m.fl. (2018) exemplifierade hur invasiva arters påverkan på ekosystem och fiske är nödvändigt att beakta i EBFF. Essington m.fl. (2018) visade dock att samhällsnyttan av att kvantifiera ekologiska kopplingar mellan arter, exempelvis för beräkning av flerarts-MSY, inte alltid är så stor, eftersom förståelsen ändå inte räcker till för att förutsäga plötsliga storskaliga regimskiften i födovävar.

Fördelar med att inkludera intressenter och allmänheten i utformningen av strategier och förvaltningsmål för inlandsvatten, kustvatten och hav är många: sådan samverkan kan minska eller eventuellt lösa konflikter, skapa större delaktighet, ta tillvara lokal information, och öka intresset för den akvatiska miljön. Delaktighet ökar idealiskt sett den sociala acceptansen för vad som benämns som ”pragmatiska” miljöåtgärder (Engen et al., 2018). Bryhn m.fl. (2017) pekade på en kontinuerlig inblandning av intressenter i miljöarbetet som en styrka i en fallstudies tillämpning av EBFF. Även systemtänkandet, alltså förståelsen av hur ekosystem fungerar och hänger ihop och påverkas av olika mänskliga aktiviteter, gynnas av samarbete mellan intressenter (Bodin m.fl., 2017). I vissa fall är det dock svårare rent praktiskt att identifiera och sammanföra intressenter; exempelvis avseende svåråtkomliga vatten på stort djup (Grehan m.fl., 2017), i det fiskerimässigt isolerade Rosshavet utanför Antarktis (Brooks och Ainley, 2017) eller i nybildade havsområden i Arktis (Van Pelt m.fl., 2017).

Kollektiv rättighetsbaserad fiskförvaltning går ut på att ge fångsträttigheter till en grupp, snarare än att ge dem till individer. Sådan förvaltning har potentiellt positiva effekter i form av minskad bifångst, minskad påverkan på habitat och minskade rumsliga konflikter. Holland (2018) föreslog sådan fångsträttighetsfördelning som ett steg mot EBFF.

Att uppnå MSY inom fisket föreskrivs inom GFP:n och flera andra typer av lagstiftning (Bryhn m.fl., 2018). Ett antal studier visar på problem med MSY baserade på enartsanalyser när det finns flera fiskade arter som interagerar med varandra ekologiskt. Dessa studier har nu visat att flerarts-MSY går att beräkna (Norrström m.fl. 2017), och att det som förvaltningsmål är mer robust än en uppsättning enarts-MSY för de fiskade arterna (Farcas och Rossberg 2016). ICES (2017) presenterade ett nytt förslag till förvaltningsmål, ekologiskt begränsad maximal ekonomisk avkastning (eMEY) i fisket. eMEY syftar till att den ekonomiska nyttan från fisket för både fiskerisektorn och samhället ska vara så hög som möjligt, givet dess ekologiska förutsättningar.

Även om det går att dra lärdomar från dessa internationella sammanställningar och jämförelser så framträder ingen entydig bild av hur EBFF ska tillämpas. Eftersom ekosystem och fiskerier skiljer sig åt behöver EBFF därför utvecklas specifikt för varje område, beroende på de där rådande förvaltningsmålen (Trochta m.fl., 2018). Med liknande argumentation visade Wondolleck och Yaffee (2017) att ingen enskild modell kan fånga variationen i ekosystem och samhälle över den stora bredd av naturliga och samhällsliga förutsättningar som finns i områden där EBFF eftersträvas.

3 Fallstudier för EBFF

Hur långt EBFF-processen har gått runtom i världen varierar från område till område. Många mindre områden har beskrivits i samband med framsteg inom EBFF, medan det har varit svårare att tillämpa EBFF i en hel stat, en hel politisk union, eller ett helt havsområde. Enligt Trochta m.fl. (2018), som rankade hur väl olika typer av fisken i världen lever upp till en EBFF, var de topprankade exemplen från olika fisken i USA (musselfiske i Alaska, fiske efter plattfisk i nordöstra USA samt korallrevsfisket i Hawaii), även om en del andra fiskerier i USA fick låga rankningar (t.ex. räkfisket i Washington och sikfisket i de stora sjöarna). Den lägsta rankingen avseende i vilken grad EBFF tillämpas, fick enligt Trochta m.fl. (2018) fisket i utvecklingsländerna (exempelvis småskaligt fiske i Ecuador och blåkrabbsfisket i Indonesien) eller fisken som saknar samarbeten i förvaltning mellan olika organ och jurisdiktioner (t.ex. hälleflundefisket i Stilla havet). Vissa stater som Chile har knappt påbörjat EBFF-arbetet (Gelcich m.fl., 2018) medan de stater eller unioner som nämns nedan har kommit betydligt längre. Urvalet av stater och unioner i de fallstudier som beskrivs nedan har skett i dialog mellan Havs- och vattenmyndigheten och SLU Aqua. För Norges och Nya Zeelands del anges ekonomisk statistik. Denna kan jämföras med svensk: år 2017 omsatte yrkesfisket i första försäljningsled 890 miljoner kronor avseende havsbaserat fiske (HaV, 2018b) och 86,5 miljoner kronor avseende sötvattensbaserat fiske (HaV, 2018c), medan fritidsfisket (exklusive unga och äldre samt utländska turister) hade utgifter inklusive investeringar på ca 8,8 miljarder kronor år 2017 (HaV, 2018a).

3.1 Den europeiska unionen (EU)

3.1.1 EU och EU-lagstiftningen

EU strävar mot EBFF i såväl inlandsvatten som hav¹, och det lagliga stödet för detta finns i den kombinerade tillämpningen av Vattendirektivet, Havsmiljödirektivet och en rad andra direktiv som har redogjorts för i bl.a. Bryhn m.fl. (2018) och Rouillard m.fl. (2018). EU har i den gemensamma fiskeripolitiken en särskild komplexitet i att harmonisera de enskilda ländernas förutsättningar för EBFF.

Processen för att tillämpa EBFF i EU har visat sig vara tidskrävande, delvis beroende på en frånvaro av en formaliserad strategi för den praktiska tillämpningen, liksom på bristen på lämpliga institutionella strukturer för att säkerställa att samarbete och koordinering sker på policynivå. Mångfalden av olika fiskerier och den stora geografiska spridningen av fiskerier utgör också svårigheter för att få till en praxis som passar och omfattar alla (Ramirez-Monsalve m.fl., 2016).

Ansvaret för EBFF inom EU vilar till betydande del på två av EU-kommissionens direktorat; Generaldirektoratet för havsfrågor och fiske (DG MARE), ansvarigt för GFP:n, och Generaldirektoratet för miljö (DG ENV), ansvarigt för Havsmiljödirektivet (HMD) och Vattendirektivet (Ballesteros m.fl., 2017). För marina vatten avser GFP:n att sträva mot ekosystemansatsen inom fisket, medan HMD avser att ta hänsyn till all mänsklig aktivitet som påverkar de marina ekosystemen. GFP:n strävar även efter MSY inom fisket (Ramirez-Monsalve m.fl., 2016).

HMD omfattar 11 så kallade ”deskriptorer” som syftar till att beskriva det önskvärda tillståndet i EU:s havsområden, vilket går under begreppet God miljöstatus (GES). Det praktiska ansvaret för tillämpningen av HMD och dess deskriptorer ligger hos EU:s medlemsstaters utsedda myndigheter, och för Sveriges del ligger ansvaret hos HaV. Det svenska arbetet med tillämpningen av HMD har beskrivits i en serie rapporter med samlingsnamnet ”God Havsmiljö 2020” (HaV, 2012ab, 2014, 2015).

GFP inbegriper den europeiska havs- och fiskerifonden (EHFF) som hanterar sociala och ekonomiska aspekter av fisket (Ramirez-Monsalve m.fl., 2016). ICES (se vidare i avsnitt 3.1.2.) är fristående från EU men har via avtal ett stort ansvar för att förse EU-kommissionen med rådgivning avseende EU:s havsbaserade fiske och havsmiljö (Ballesteros m.fl., 2017). ICES strategiska plan 2014-2018 (ICES, 2013) syftar till att skapa en kunskapsförsörjning som motsvarar behoven i en EBFF. GFP:n syftar även till att gradvis fasa ut fiskets utkast av icke kommersiellt gångbar fisk genom att införa landningsskyldighet (Anon, 2013). Förvaltningen av EU:s djupvattenområden i Medelhavet och Nordostatlanten har också komponenter av en

¹ Se <https://www.eea.europa.eu/themes/water/intro>

ekosystemansats, bland annat genom att beakta samspelet mellan fiskpopulationer och koraller, samt påverkan från den rikliga förekomsten av marint skräp (Grehan m.fl., 2017; Davies m.fl., 2017).

EU-kommissionen finansierar rådgivande nämnder (Advisory Councils, AC) som drivs av och samlar intryck från intressenter, t.ex. fiske- och miljöorganisationer (Ballesteros m.fl., 2017). De två nämnderna med direkt intresse för svensk del är den rådgivande nämnden för Östersjön (BSAC) och den för Nordsjön (NSAC). Riktade utlysningar av forskningsprojekt inom EU används som ett sätt att stärka kunskapsbasen och arbetsätten för dessa regionala processer (exempelvis projekten Myfish och MareFrame; Ramirez-Monsalve m.fl., 2016). EU strävar således mot en regionalisering av fiskförvaltningen vilket innebär att medlemsländerna områdesvis har visst mandat att föreslå regionala förvaltningsåtgärder. Begreppet region är relativt. I EU-samarbetet innebär detta att Sverige har direkt intresse i två regioner (Östersjön och Nordsjön inklusive Skagerrak och Kattegatt). Ytterligare beskrivningar av EU:s förvaltningssystem finns i Ramirez-Monsalve m.fl. (2016) och Ballesteros m.fl. (2017).

Ett annat EU-finansierat projekt värt att nämna i sammanhanget är Benthis-projektet som särskilt har undersökt fiskets påverkan på havsbotten och bottendjuren (den bentiska faunan) och tagit fram metodologi för att utföra sådana undersökningar. Detta arbete knyter nära an till HMD:s Deskriptor 6, om havsbottnens integritet. Dödligheten hos bottendjur vid trålning befanns vara relaterad till det sedimentdjup som bottentrålarna plöjer ned i. Projektet undersökte även fiskfångsteffektiviteten hos andra redskap som skulle kunna användas som alternativ till botten-trål (Benthis, 2017).

För de internationellt förvaltade fiskbestånden har medlemsländerna ansvar att beakta fritidsfisket där det har en betydande påverkan på bestånden. Krav ställs på insamling om fritidsfiskets fångster genom både Datainsamlingsförordningen och Kontrollförordningen, vilket innebär att medlemsstaterna ska tillse att fritidsfiske bedrivs i överensstämmelse med mål och bestämmelser i GFP:n.

EU:s ministerråd beslutar årligen om fångstbegränsningar för kommersiellt fångade arter till havs. Besluten om fångstbegränsningar skall baseras på fleråriga planer (multi-annual plans), vilka innehåller förutbestämda mått och steg som är tvingande för olika scenarier. De fleråriga planerna har ett bredare flerarts- och i viss mån ekosystemfokus än de tidigare förvaltningsplanerna som ofta fokuserade på en art i taget. Den senaste flerårsplanen för torsk, strömming och skarpsill i Östersjön (Anon, 2016a) drog upp riktlinjer för hur dessa arters bestånd i Östersjön ska kunna fiskas enligt MSY-principer. En motsvarande flerårsplan för demersala bestånd i Nordsjön antogs nyligen (Anon, 2018). För blåfenad tonfisk finns också en flerårsplan för återhämtning och i den senaste versionen fastställdes riktlinjer för denna arts sårbara bestånd i Medelhavet och östra Atlanten och för hur artens återhämtning

i dessa vatten ska ske (Anon, 2016b). Här bör även Ålförordningen från 2007 nämnas, som föreskriver att 40 % av den beräknat opåverkade biomassan av blankål ska kunna lekvandra ut i Atlanten (Anon, 2007).

3.1.2 ICES förutsättningar att stödja EBFF inom EU

ICES tillämnar en ekosystemansats så till vida att kunskap sammanställs om många delar av de marina ekosystemen samt det mänskliga nyttjandet och påverkan på de marina naturresurserna. Kunskapsuppbyggnaden sker huvudsakligen i arbetsgrupper och workshops som organiseras inom Science Committee (SCICOM). Förmedlingen av kunskap till förvaltningen sker dock i huvudsak i form av rådgivning från Advisory Committee (ACOM) och arbetsgrupper under denna kommitté, rådgivning som beställts av ICES kunder.

När EU-kommissionen (DG MARE) beställer rådgivning från ICES om fiskemöjligheter efterfrågas förslag på fiskekvoter i huvudsak baserat på MSY-målet enligt GFP:n (alternativt baserat på beslutade fleråriga planer). Mycket av ICES övriga arbete visar att andra regleringar av fisket kan krävas för att uppnå mål relaterade till havsmiljön; särskilt med avseende på biologisk mångfald, känsliga livsmiljöer och födovävar. Eftersom målen kring havsmiljön inte är lika explicit uttryckta som t.ex. MSY-målet och inte heller är tydligt kopplade till det senare, så kommer ICES råd kring fiskemöjligheter inte att inkludera kunskaper kring ekosystemeffekter av fisket (ICES 2018a). ICES skulle i högre utsträckning kunna ge råd med hänsyn till ekosystemeffekter av fiske i GFP:ns definierade mål och inkluderade frågeställningar kring hållbart nyttjande av ekosystemen i rådgivningen, om detta efterfrågas av beställaren. En mer integrerad rådgivning från ICES skulle kunna ske genom att utveckla beslutstödsverktyg av olika slag för att synliggöra de avvägningar en ekosystembaserad förvaltning innefattar.

De två produkter som idag tydligast adresserar ekosystemansatsen i ICES rådgivning, Ecosystem overview² och Fisheries overview³, saknar beställare (ICES 2018b) och det är oklart om och hur de inkorporeras i fiskeriförvaltningen. HMD och dess inledande bedömning använder dock information om såväl de kommersiellt nyttjade bestånden som ekosystemeffekterna från fiske ur dessa publikationer. Mycket av underlaget för hur fisk och fiske samt ekosystemeffekter ska bedömas med hjälp av indikatorer har beställts från ICES där de tagits fram i arbetsgrupper och genom workshops. Status och påverkan som beräknats utifrån indikatorerna används både för konventionernas (Ospar, Helcom) statusrapporter och medlemsländernas inledande bedömningar av miljöstatus inom HMD vart sjätte år. ICES skulle

² Se <http://www.ices.dk/community/advisory-process/Pages/Ecosystem-overviews.aspx>

³ Se <http://www.ices.dk/community/advisory-process/Pages/fisheries-overviews.aspx>

enligt ett nystartat initiativ kunna bygga upp en strategi för kunskapsförsörjning enligt ekosystemansatsen baserat på HMD.

En central fråga är vilket uppdrag ICES har eller tar sig när det gäller HMD. Kommissionen anger att medlemsstaterna ska harmonisera sitt HMD-arbete med de grannländer som de delar havsområden med (regional samordning). För Sverige föreslås havskonventionerna Helcom och Oskar stå för denna harmonisering och samordning. De statusrapporter som Helcom och Oskar presenterar för respektive havsområde, och som MS kan använda i sina inledande bedömningar för HMD, skiljer sig med avseende på hur de hanterar kommersiell fisk och ekosystemeffekter av fiske. För vissa frågor eller ekosystemkomponenter finns gemensamma grupper för ICES och konventionernas experter, för andra delar är så inte fallet. För ett fortsatt ICES-arbete med HMD-frågor är det därför viktigt att organisationens uppdrag och roll i relation till havskonventionerna klargörs.

HMD integrerar även nuvarande fiskeriförvaltning på ett tydligt sätt genom sin Deskriptor 3 (kommersiellt fångade arter) där andelen hållbart nyttjade bestånd och rådgivningens täckningsgrad, i form av andelen av fångsterna och arterna som beaktas, utvärderas vart sjätte år. HMD kan därigenom sägas driva på arbetet mot en MSY-förvaltning av de större bestånden såväl som att öka andelen bestånd som bedöms. I det reviderade kommissionsbeslutet för HMD har även deskriptorerna D3 (kommersiellt fångade arter) och D1 (biologisk mångfald) harmoniserats så att oavsiktliga eller oönskade bifångstarter under deskriptorn D1 även ska utvärderas med avseende på fiskeridödlighet vid sidan av abundans och demografi. ICES arbetar redan med att effektivisera sin beståndsanalys och rådgivning (fleråriga råd) samt med att skapa referenspunkter (exempelvis MSY-proxies) för fler arter och bestånd. Det verkar dock som att ICES arbete kring deskriptorn D3.3 (arternas ålders- och storleksstruktur) har avstannat trots att exempelvis forskningen om och övervakningen av torsken i Östersjön visat att detta kan vara ett verkligt problem.

En av grundpelarna för ekosystemansatsen och tillämpning av EBFF är relevanta tids- och rumsskalor. HMD:s skalor är till stor del administrativa där uppföljning och åtgärder kan följa gränser för territorialvatten, havskonventionernas områden eller HMD:s egna subregioner och regioner. ICES har å andra sidan en rådgivning som historiskt sett baserar sig på de större beståndens, fiskets och övervakningens utbredning. På senare år har ekoregioner och EU:s regionalisering av datainsamling fått större betydelse för ICES arbetssätt. HMD arbetar i en 6-årig cykel medan GFP:n och ICES arbete företrädevis sker i en årlig cykel, även om fleråriga planer blir allt vanligare. Det bedöms som ett stort arbete att harmonisera tids- och rumsskalor samt att koppla dessa till administrativt möjliga förvaltningsskalor för en effektiv ekosystemansats. Redan i den klassiska rådgivningen om fiskbestånden finns en problematik kopplad till brister på genetiska data om populationsstruktur och

brister i kunskap om fiskens rumsliga utbredning och migration. Ökad kunskap behövs för analyser av överlapp mellan fiskerier och fiskbeståndens utbredning samt fiskets påverkan på enskilda bestånd, näringsvävar och bevarandemål i skyddade områden.

3.2 Norge

I Norge spelar den marina fiskerinäringen en relativt framträdande roll för den ekonomiska produktiviteten. År 2015 omsatte fiske- och havsbruksnäringen, inklusive förädlingsindustrin, 24 miljarder norska kronor och gav cirka 21 400 arbetstillfällen (SINTEF, 2017), detta i ett land med 5,3 miljoner invånare. Norge antog år 2009 en ny havsresurslag som fastslog att EBFF ska tillämpas i landets kust- och havsområden (Gullestad m.fl., 2017). Tillämpningen av EBFF har stort sett genomförts uppifrån (top-down), främst genom regeringens och Stortingets (det nationella parlamentets) ambitioner och beslut (Sander, 2018). De ekonomiskt viktigaste fiskbestånden för Norge delas med andra stater och rådgivningen för dessa bestånd ges av ICES (där Norge är representerat). Det finns, liksom inom EU, en årlig förvaltningscykel som innefattar datainsamling, beståndsskattning, möten med intressenter (t.ex. oljeindustri, fiskerinäring och miljöorganisationer) och förhandlingar med grannländer. Ansvarig myndighet för havsfiskefrågor är Fiskeridirektoratet. Förvaltningen har resulterat i en minskning av fiskeflottan, vilket har ökat produktiviteten och lönsamheten för de fiskeföretag som är kvar. De fyra förvaltningsstrategierna som anses stärka uppfyllelsen av EBFF är (Gullestad m.fl., 2017):

- (1) Öka den ekonomiska omsättningen i fisket genom att förbättra fiskemönster och genom att minska all oönskad fiskeridödlighet.
- (2) Optimera den långsiktiga ekonomiska avkastningen i fisket genom att förbättra och revidera förvaltningen och fångstregleringen.
- (3) Inlemma ytterligare ekosystemaspekter i takt med att mer relevant kunskap blir tillgänglig. Sådan kunskap inbegriper artinteraktioner (kaskadeffekter), fiskets effekter på bottenmiljöer, samt effekterna av bifångster, sjöfågel och marina däggdjur.
- (4) Låt fiskerinäringen förbli lönsam genom strukturella policyåtgärder som syftar till en fortsatt gradvis minskning av fiskeflottan i takt med att fiskets fångsteffektivitet ökar.

Tre av dessa fyra punkter har en tyngdpunkt på ekonomi, men vägs mot bevarandemål i förvaltningen. Norge tillämpar ekologisk riskanalys (se avsnitt 4.2), ett

sätt att kvantifiera risker för negativ påverkan på fiskbestånd och ekosystem till följd av fiske, som en del av sin EBFF. Fokus på andra fiskarter som har mindre ekonomisk betydelse har ökat gradvis sedan millennieskiftet. Dessa arter fångas i större utsträckning längs kusterna och av fritidsfiskare, varför förvaltningen av sådana arter är mer kostsam och komplicerad. Norge avser att bekämpa främmande arter (Gullestad m.fl., 2017). Här bör dock påpekas att vissa främmande arter, i synnerhet kungskrabban, fiskas med hög avkastning och ger arbetstillfällen på flera håll i landet, vilket skapar ett dilemma för förvaltningen (Sundet och Hoel, 2016).

För att underlätta förvaltningen har tre tabeller utarbetats, ”Beståndstabellen”, ”Tabellen för fångst av datafattiga arter” och ”Fiskeritabellen”, som uppdateras varje vår. Tabellerna hanteras i Microsoft Excel och utgörs till stor del av färgade rutor som anger bedömningar av kvalitet, status, måluppfyllelse och liknande parametrar. Bedömningen (färgsättningen av rutor) görs i samarbete mellan förvaltare, forskare och intressenter (Gullestad m.fl., 2017).

3.3 USA

I över 30 år har USA:s marina fiskeförvaltning styrts av åtta regionala fiskeriförvaltningsråd. Råden utvecklar fiskförvaltningsplaner och ger råd om förordningar, som granskas och implementeras av the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), som råder under handelsdepartementet (US Department of Commerce).

Förnyad vetenskap och politiska beslut har minskat överfiske och bifångstproblematiken, restaurerat utarmade bestånd, och skyddat habitat (Marshall m.fl. 2018). Dessa åtgärder har dock skett i enlighet med traditionell enartsförvaltning. De åtta fiskeriförvaltningsråden förespråkar att mer ekosystembaserade beslut måste tas. Marshall m.fl. (2018) presenterade en reviderad version av fiskeriplanerna för att utveckla EBFF i det amerikanska fisket. Denna förnyade fiskeriförvaltningsplan ska på ett långsiktigt sätt balansera de tre viktiga hörnstenarna; miljömässiga, ekonomiska och sociala mål. Stegen för att nå dit består av (1) inventering av det socioekologiska systemet, (2) fastställande av strategiska mål för förvaltningen, (3) utveckling av projekt och utvärdering av målen, (4) genomförande av förvaltningsstrategier och (5) övervakning av framsteg och utvärdering av effekter.

Trochta m.fl. (2018) jämförde hur väl några utvalda fiskerier i världen uppfyller EBFF. En checklista skapades över egenskaper som skulle återspegla hur väl EBFF implementerats. Checklistan inkluderade 18 kriterier som grupperats i tre huvudämnen: ekosystem, samhälle och förvaltningsprocesser. De tre högsta rankade fiskerier i studien tillhörde USA-baserade fiskerier. Hit räknas musselfiske i Alaska, fiske ef-

ter plattfisk i nordöstra USA samt korallrevsfisket i Hawaii. Korallrevsfisket i Hawaii var det fiske som i studien fick den högsta rankingen, sammanvägt för huvudgrupperna. Det var främst de sociala aspekterna som rankades högst. Hit räknas att socioekonomiska aspekter har inkluderats samt förekomsten av samförvaltning. För plattfisket var det däremot förvaltningsprocessen som fick den högsta rankingen av de tre huvudgrupperna. Förvaltningsplanerna för de högst rankade fiskerierna uppfyller flertalet av de utvalda kriterierna på checklistan i studien, där en av slutsatserna att inget fiske kan förväntas leva upp till samtliga kriterier på grund av skillnader i förvaltningsmål och underliggande ekosystemstruktur (Trochta m.fl., 2018).

3.4 Kanada

Kanada var det första landet i världen att anta en övergripande lagstiftning för havsförvaltning, vilket skedde år 1997. Denna lagstiftning, kallad Kanadas Oceans Act, kräver uttryckligen en ekosystemstrategi i förvaltningen. Sedan dess har Kanadas fiske- och havsdepartement (DFO) skapat ett ramverk för hållbar fiskeripolitik som ligger till grund för beslutsfattandet i det kanadensiska fisket och införlivar försiktighetsåtgärderna och ekosystemets tillvägagångssätt. Ramverket består av fyra huvudkomponenter: bevarande- och hållbar resursutnyttning, ekonomi, policy och principer samt planerings- och övervakningsverktyg. Kanada har bland annat infört fångstkvoter och begränsningar av licenser vilka har varit två av de viktigaste verktygen även om säsongs- och områdesskydd också har använts (Link m.fl., 2011). Framstegen har varit stora men enligt O'Boyle (2006) var den integrerade förvaltningen på Kanadas öst och västkust fortfarande i sina inledande skeden i mitten av 00-talet. Införandet av konceptuella mål för hållbarhet (sociala, ekonomiska och kulturella) och det fortsatta behovet av forskning om lämpliga indikatorer och referenspunkter var några av de stora utmaningar framåt i tiden. År 2017 konstaterade Bundy m.fl. (2017) att den starka fiskeförvaltningen och styrningen dock hade påverkat ekosystemen positivt. Genomförandet av en långsiktig förvaltningsplan, som inkluderar både ekonomiska och sociala dimensioner av fisket i exploaterade ekosystem, var en nyckelfaktor för en framgångsrik och hållbar förvaltning av fisket enligt Bundy m.fl. (2017).

Ett nytt exempel på integrerad förvaltning av fiske i Kanada är i Beauforthavet (Norra ishavet) där det nyligen har skapats ett ramverk och ett samförvaltningsorgan för fisket (Ayles m.fl., 2016). Samförvaltningsorganet består av representanter för en ursprungsbefolkningsgrupp i Kanada, och DFO. Ramverket ska fungera som ett målinriktat tillvägagångssätt för att uppnå ekosystembaserad förvaltning och en hållbar utveckling av fisket. I nuläget pågår inget yrkesfiske i området och ingen

stor konflikt eller nedgång i bestånd föreligger. Detta var snarare ett proaktivt tillvägagångssätt för att förebygga potentiella problem eller hot som kan uppstå i framtiden (Ayles m.fl., 2016).

3.5 Australien

Australiens kommersiella fiske landar över 300 fiskarter och fiskar i alla omkringliggande kust- och havsområden. Därutöver sker även fiske i inlandsvatten. Fritidsfisket sker framför allt i anslutning till befolkningscentra, men fisketurism till mer isolerade områden ökar och dessutom finns ett visst traditionellt fiske. Den nationella fiskeriförvaltningen, Australian Fisheries Management Authority (AFMA), hanterar en del av dessa bestånd och arter, medan andra arter hanteras på delstatsnivå eller i internationella förvaltningsstrukturer. Av de 94 marina fiskbestånd som sammanställs på nationell nivå bedömdes 65 ha god status med avseende på fiskeridödlighet och biomassa och den temporala utvecklingen indikerade att andelen hållbart nyttjade bestånd ökar (Patterson m.fl., 2017). Fisket på vilda bestånd omsatte 2016 i storleksordningen 11 miljarder SEK. Förvaltningsmål för de kommersiella arterna sätt vanligen utifrån maximal ekonomisk avkastning (MEY) för fisket. Fångsterna regleras sedan ofta genom system för total tillåten fångst (TAC) med eller utan individuella kvoter (ITQs). Fiskeriförvaltningen i Australien beskrivs av flera källor som välfungerande och som att EBFF kommit långt i relation till andra länder (Pitcher m.fl., 2009, Costello m.fl., 2012).

En nyckelkomponent i AFMAs ekosystemansats har varit tillämpningen av ett ramverk för förvaltning av ekologisk risk. Detta ramverk är utformat för att interagera med de ekologiska riskbedömningar som görs för ekosystemeffekter av fiske (ERAEF, se avsnitt 4.2). Guidedokumentet för ekologisk riskförvaltning uppdaterades 2017 och ger en god bild av hur ekosystemansatsen tillämpas i förvaltningen och vilka nya verktyg och processer som föreslås inför kommande förvaltningscykel (AFMA, 2017⁴).

Samråd med intressentgrupper är en viktig del i förvaltningen och för den ekologiska riskbedömningen av fiskets effekter. Samarbetet med intressenter är särskilt viktigt under de kvalitativa delarna av riskbedömningen. Under denna del av riskbedömningen identifieras även gemensamma mål för förvaltningen. Utan information från en representativ och bred skara av intressenter anses det finnas en risk att frågor inte blir korrekt identifierade och utvärderade (Hobday m.fl., 2011). Processen är därför även viktig såtillvida att olika typer av kunskap beaktas.

I det system som utvecklats för bedömning av ekologisk risk finns en försiktighetsansats inbyggd genom att en potentiellt hög risk alltid antas råda när data eller

⁴ Se även <http://www.afma.gov.au> .

information saknas för att motsäga det. Denna regel fungerar som ett incitament att samla in data eller kunskap inför framtida bedömningar (Hobday m.fl., 2011). Eftersom högriskkomponenter går vidare till mer kvantitativa analysnivåer finns sedan möjligheten att sälla bort dem som ”falska risker” på nästa nivå om mer information framkommit.

Utvärdering och granskning av riskbedömningen ERAEF bör enligt metodiken ske vart femte år, vilket gör systemet anpassningsbart och sätter tidsramar för förvaltningscykeln. De kommersiella beståndens status och kvoter sätts vanligen årligen och nya data och analyser kan föranleda revideringar i bedömningen vilket ökar flexibiliteten (Patterson m.fl., 2017). Vissa bestånd och fiskerier hanteras nationellt medan förvaltningsskalan i andra sammanhang kan vara inom delstaternas jurisdiktion och havsområden. I några fall används även ekosystemmodeller som Atlantis där de socioekonomiska effekterna av olika förvaltningsstrategier kan skattas (Fulton m.fl., 2007).

Genomgången ovan visar att förvaltningen är på god väg mot EBFF, även om förvaltningssystemet inte tillämpas fullt ut ännu. I ett antal havsområden har dock förvaltningen ytterligare förfinats så att både analysverktygen och utvärderingen av förvaltningsstrategierna bättre möter kraven på en ekosystembaserad fiskeriförvaltning (ex. Fletcher, 2015; Fletcher m.fl., 2016). Flera senare australiensiska studier tar upp utmaningarna med en långsiktigt hållbar och ekosystembaserad förvaltning av fiskresurserna givet klimatförändringarna (ex. Caputi m.fl., 2016; Creighton m.fl., 2016). I Australien är även påverkan från trålning en aktuell fråga. Pitcher m.fl. (2016) bedömde effekter av bottentrålning för demersala habitat och i relation till nuvarande rumsliga förvaltning av fisket. Studien jämförde överlapp mellan olika livsmiljöer, trålningens fotavtryck och den rumsliga fördelningen av områden skyddade från trålning.

I jämförelse med Sverige har Australien en större diversitet och mångfald av både arter och fiskerier att förvalta. De ekologiska riskbedömningarna ger struktur till förvaltningsramverket med goda förutsättningar att tillämpa ekosystemansatsen, men det finns ändå stora skillnader i förvaltningen mellan arter, fiskerier och områden framförallt orsakat av skillnader i datatillgång, kunskap och resurser. Australien har större rådighet över fisket i sin ekonomiska zon samt ett större relativt ekonomiskt värde i fisket (framför allt för att det fokuserar på arter med högre pris) med bättre förutsättningar att motivera en högre kostnad för förvaltningen. De senaste årens publicering indikerar att klimatförändringar, områdesskydd och effekter av trålning likt i Sverige är aktuella frågor för EBFF.

3.6 Nya Zeeland

Nya Zeeland införde sitt nuvarande system med fiskekvoter 1986, som senare fastslogs i en ny lagstiftning för fiskeriförvaltningen 1996. År 2016 omfattade kvotsystemet 641 bestånd fördelat på 123 arter (MPI, 2016a). Totalkvoter sätts baserat på ett långsiktigt hållbart uttag av fisk där underlag för bedömning finns, varefter andelar fördelas till kommersiellt fiske, fritidsfiske och traditionellt fiske av maorier (MPI, 2016b). Systemet tar hänsyn till lokal kunskap och viktiga lokala fångstplatser för ursprungsbefolkningen. Årliga fångstmöjligheter i det kommersiella fisket baserar sig därefter på individuella överförbara kvoter (ITQ). Huvuddelen (83 %) av de bedömda fiskbestånden nyttjas hållbart och andelen överfiskade bestånd har minskat med 10 % sedan 2009. Där tillräcklig information saknas tillämpas en försiktighetsansats med låga kvoter för att minimera riskerna för bestånden. Fritidsfisket och det kommersiella fisket beräknas tillsammans skapa 16 000 arbetstillfällen på Nya Zeeland (med 4,8 miljoner invånare) där fritidsfisket står för 40 % av omsättningen på totalt 25 miljarder SEK. Över 90 % av fiskeriprodukterna exporteras till ett årligt värde av cirka 11 miljarder SEK. Nya Zeeland förvaltar 4,4 miljoner km² ekonomisk zon och har 44 marina reservat som täcker in 9,5 % av kustvattnen. Nya Zeeland har infört tekniska regleringar till skydd för marina däggdjur, sjöfåglar och broskfiskar. Känsliga marina livsmiljöer skyddas från fiske i marina skyddsområden och sedan 2007 är 32 % av den nyzeeländska havsbotten dessutom skyddad mot bottenrålning och skrapning (MPI 2016b). I dagsläget används dock den traditionella enartsförvaltningen som grund, där de ovan beskrivna skyddet för känsliga arter och livsmiljöer beskrivs som ett första steg mot en ekosystemansats (Cryer m.fl., 2016). Mer om fisk och fiske i Nya Zeeland finns att läsa på förvaltningsmyndighetens hemsida⁵. Liksom i fallet för övriga länder i denna rapport läggs stort fokus på det marina fisket och ett mindre fokus på fiske i inlandsvatten i Nya Zeeland.

Det finns likheter med svenska förhållanden och förvaltning, men betydande skillnader i en längre tradition med ITQs och fördelning av kvoter mellan intressenter. Nya Zeeland har dessutom en exklusiv rådighet över fisket i sin ekonomiska zon samt ett större ekonomiskt värde i fisket med bättre förutsättningar att motivera en högre kostnad för förvaltningen.

Nya Zeeland används ibland som exempel på en nation med väl förvaltade fiskbestånd (Costello m.fl., 2012), och topp tre med avseende på införandet av EBBF (Pitcher m.fl. 2009). Ansvarig förvaltande myndighet (Ministry for Primary Industries, MPI) i Nya Zeeland beskriver dock sin fiskeriförvaltning som i huvudsak traditionell enartsförvaltning om än en framgångsrik sådan. Cryer m.fl. (2016), med perspektiv inifrån MPI, diskuterar komponenter i den befintliga förvaltningen och

⁵ <http://www.mpi.govt.nz/protection-and-response/sustainable-fisheries/>

hur de kan användas som byggstenar för EBFF. Representanter för fiskerinäringen lyfter fram den nyzeeländska modellen för deltagande av intressenter i forskning och förvaltningsprocess som ett föredöme att ta influenser ifrån i den europeiska processen (Mackinson och Middleton, 2018). Det finns dock även kritiska röster om fiskeriförvaltningen, främst för att många beståndanalyser saknar fiskerioberoende data, och även för att det befaras att orapporterade fångster och utkast gör att de totala fångsterna är minst dubbelt så höga som de officiella fångster som i dessa fall är den enda datakällan för beståndsuppskattningar (Simmins m.fl., 2016; Slooten m.fl., 2017).

Det ekonomiskt viktiga hummerfisket är ett exempel på fiskerier där studier kring förutsättningar och verktyg för EBFF nyligen genomförts (Eddy m.fl., 2017). Bland de faktorer som studerades återfinns effekter av fiskefria områden för hummerbestånden (Young m.fl., 2016) och avvägningar mellan fångster och ekosystemeffekter av fisket (Eddy m.fl., 2015, 2016). Nya Zeeland reviderar nu hela sitt förvaltningssystem och eftersom ett huvudsyfte med rapporten är att skapa en nulägesbild av olika länders ”roadmap” för EBFF kommer beskrivningen här att fokusera på de nya förslag som föreslås.

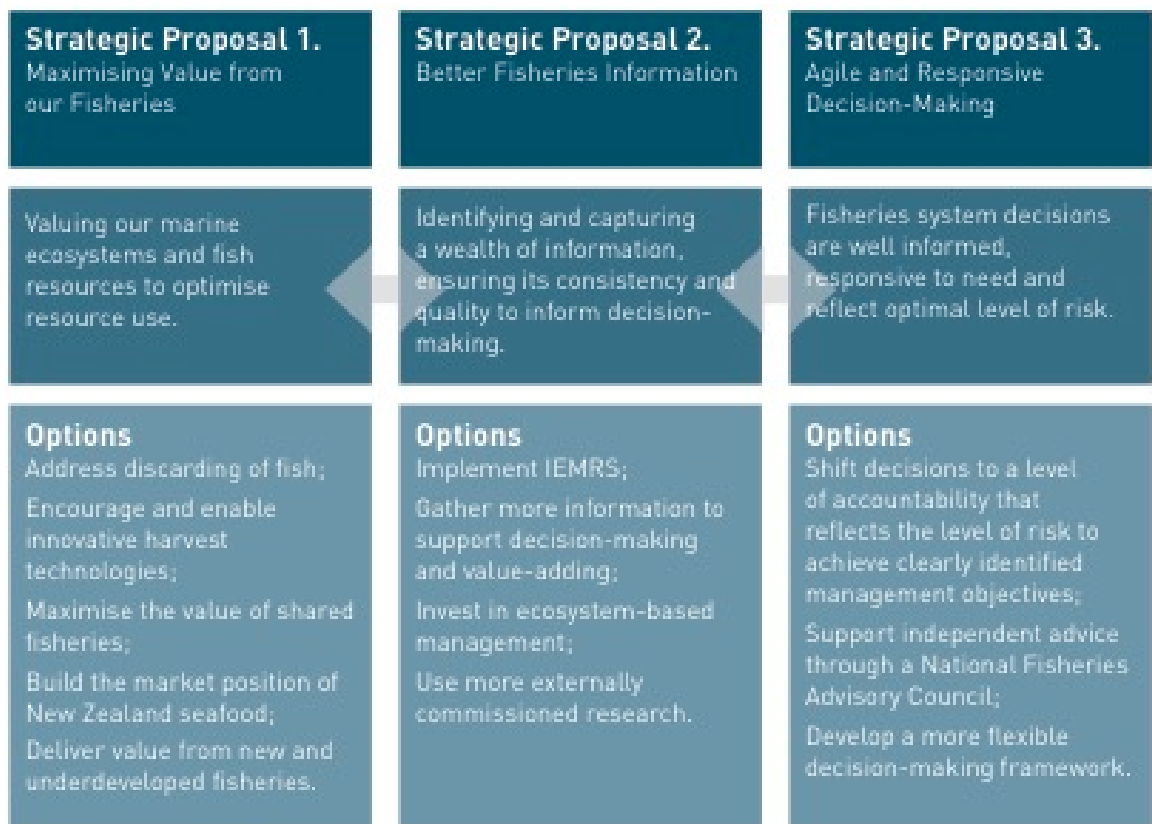
År 2014 lanserade Nya Zeeland ”The Sustainable Seas National Challenge”, som utgår ifrån interaktioner mellan människan och ekosystemen samt balanserar brukande och bevarandet av havsresurserna, med EBFF som grund (figur 3). Året efter, 2015, initierade Nya Zeeland en revidering av fiskeriförvaltningen med ambitionen att starta implementeringen av en ny förvaltning under 2018. Förslaget som kallas ”The future of our fisheries” har tre strategiska huvudförslag: (1) maximera värdet från fisket, (2) bättre fiskeriinformation, (3) snabbt och adaptivt beslutsfattande i en förvaltning som hanterar risker (figur 4).



Figur 3. Vision och mål för en reviderad fiskeriförvaltning i Nya Zeeland (MPI, 2016b).

Det första förslaget bygger på en värdering av fisket och ekosystemen för dess brukare. Det andra förslaget inbegriper införandet av EBFF. EBFF kräver enligt utredningen mer och andra typer av information än vad den traditionella beståndsförvaltningen haft till sitt förfogande. Förslaget anser att detta måste beaktas vid utformningen av kunskapsinhämtning och förvaltning, samt för hur olika sektorer kan

bidra till extrakostnader relaterat till införandet av EBFF. Större fokus läggs på att bygga upp och upprätthålla hög täthet av fisk som en del i ekosystemen, vilket potentiellt kan innebära att bestånd ska ha förvaltningsmål som är högre än de som krävs för hållbart nyttjande, det vill säga högre än referensnivån för målarten. Ett annat delförslag handlar om finansiering av extern forskning för att ta fram erforderlig information och kunskap som kommer att krävas. Det tredje förslaget inbegriper utveckling av förvaltningen över finare geografiska skalor och för flera sektorer som ett sätt att tydligare involvera fler brukare i beslutsprocesser och därmed nå ett ökat delat ansvar. Med det nyzeeländska förslaget följer mer detaljerade regelförändringar för att skapa goda incitament (exempelvis för att minska utkast), samt för en kostnadseffektiv kontroll av att reglerna efterlevs (MPI, 2016c).



Figur 4. Strategiska förslag för en reviderad fiskeriförvaltning i Nya Zeeland (MPI, 2016b). De angivna alternativen i den nedre raden av rutor är inte exklusiva utan kompletterar varandra. IEMRS står för Integrated Electronic Monitoring and Reporting System.

3.7 Indonesien

Öriket Indonesien hör till topproducenterna av vildfångad fisk bland världens stater och omkring 60 % av denna fisk fångas i småskaligt fiske. De mest känsliga bestånden tros vara de som finns i anslutning till korallrev.

Indonesiens regering ser EBFF som det bästa sättet att uppnå hållbarhet i fisket och samtidigt garantera livsmedelsförsörjningen och ekonomisk självförsörjning för en stor del av landets befolkning. Den praktiska tillämpningen har dock, som på många andra håll, varit en långsam process.

EBFF eftersträvas i tätt samarbete med forskare av olika discipliner och intressenter som exempelvis flera aktiva miljöorganisationer. En webbsida⁶ har utvecklats för att sammanställa fiskerirelaterade data från landets fiskevatten.

Den ansvariga myndigheten, Ministeriet för havs- och fiskerifrågor (Kementarian Kelautan dan Perikanan), har dragit upp två vägkartor för tillämpning av EBFF under två femårsperioder, 2010-2014 och 2015-2019. År 2019 är det tänkt att en fiskförvaltningsplan ska finnas för vardera av de elva fiskförvaltningsområdena i landet. Varje fiskförvaltningsområde har ett fiskförvaltningsråd där även intressenter inbjuds att delta.

Aktörer som fiskförvaltare, fiskare, miljöorganisationer och samhällsledare deltar i träningsprogram som ska öka kompetensen och kunskapen inom EBFF.

Indonesien har skrivit under flera internationella konventioner som föreskriver EBFF, däribland Konventionen för biologisk mångfald där de s.k. Malawi-principerna för EBFF ingår. Därutöver har ett flertal lagar stiftats som syftar till att EBFF ska eftersträvas (Muawanah m.fl., 2018).

Några av de utmaningar som kvarstår är (Muawanah m.fl., 2018):

- Brist på tvärsektoriell koordination
- Effekter av andra sektorer än fisket
- Begränsad tillgång till vetenskaplig kunskap om exempelvis fiskbestånden
- Brister i kapacitetsbyggandet
- Förvaltningsförfarandet (governance) i vart och ett av de 11 fiskförvaltningsområdena
- Decentraliseringen av resursförvaltningen från distrikt till provinser

⁶ <http://www.ifish.id>

4 Metoder och verktyg för EBFF

I och med att tillämpningen av EBFF har ökat så ökar också utvecklingen och behovet av metoder och verktyg för EBFF. Som nämnts i introduktionsavsnittet så ska detta avsnitt endast ses som ett urval av exempel ur en stor bredd av metoder och verktyg som har använts inom traditionell fiskförvaltning och kan tillämpas för EBFF eller som nyutvecklas för att passa EBFF. Metoderna och verktygen är generellt sett lämpliga i samtliga delar av förvaltningscykeln. Det finns dock inget allmänt krav på att någon av metoderna och verktygen är nödvändiga för EBFF, utan Sverige kan välja att satsa på de metoder och verktyg som passar för svenska förhållanden.

4.1 Modellering

Modellering är en relativt vanlig och omskriven verktygstyp i EBFF-litteraturen. Med hjälp av modeller går det att simulera förändringar i ekosystemet till följd av en bibehållen eller förändrad förvaltning. Resultaten relaterade till olika scenarier kan sedan användas i diskussioner med intressenter och som grund för utveckling av förvaltningsmål. Behovet av modeller i EBFF är emellertid omtvistat och ofta sätter brister i rumslig och tidsmässig upplösning för data av olika komponenter begränsningar. Trochta (2018) skriver å ena sidan att användningen av ekosystemmodeller (se 4.1.1.) höjer måluppfyllelsen inom EBFF. Kuparinen och Uusi-Heikkilä (2018) hävdar att modeller som sådana är nödvändiga för EBFF. Patrick och Link (2015) menar å andra sidan att modellering inte alls är nödvändig för EBFF och att en brist på modeller felaktigt kan användas som en förevändning för att inte tillämpa EBFF. Den sistnämnda studien hävdar istället att en EBFF med strävan mot ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet med involvering av intressenter kan tillämpas även när det råder brist på data och användbara modeller. En ytterligare komplexitet är att alla ekosystemmodeller har sina fördelar och brister och som ett resultat förefeller det inte heller finnas någon ”bästa” modell (Espinoza-Tenorio

m.fl. 2012; Farrel m.fl., 2017). Fördelar med att använda modeller som tar hänsyn till flera samtida påverkansfaktorer på ekosystemen har också lyfts fram (Peck m.fl. 2016). Antalet modelleringstyper som används inom EBFF är stort och svårt att greppa, och nedan följer några av de i litteraturen mest förekommande modelleringstyperna och andra metoder/verktyg från den senaste litteraturen. En klassisk, utförlig och välciterad översikt av modeller för EBFF ges av Plagányi (2007). En nyare översikt ges av Collie m.fl. (2016), som drog slutsatsen att det finns en optimal modellstorlek med en lagom nivå av komplexitet. Pope m.fl. (2019) jämförde nio marina flerartsmodeller och drog utifrån jämförelsen slutsatsen att EBFF om möjligt bör ta hänsyn till prognoser från ett flertal modeller per område.

4.1.1 Ekosystemmodellering

Ekosystemmodeller tar hänsyn till olika arter och funktionella grupper i näringsväven, biogeokemiska faktorer, klimat och förändringar i samhällsmässiga förutsättningar. Grüss m.fl. (2017) föreslog åtta punkter för att optimera tillämpningen av ekosystemmodellering: 1) identifiera de prioriterade förvaltningsfrågorna 2) använda modelleringsscenarioer som virtuella experiment, 3) förbättra kalibreringen och valideringen av modellerna, 4) genomföra känslighets- och osäkerhetsanalyser, 5) se till att modelleringen är transparent så att andra forskare, förvaltare och intressenter ska kunna följa hur modelleringen har gjorts, 6) förbättra kommunikationen av resultaten, 7) dokumentera modelleringsansträngningar samt 8) upprätthålla modellernas och modelleringskodens skick. Nedan beskrivs två av de mest använda ekosystemmodellerna, Ecopath med Ecosim och Atlantis. För en mer utförlig genomgång, se Plagányi (2007) och Collie m.fl. (2016).

Ecopath med Ecosim (EwE)

Ecopath med Ecosim (EwE) är det mest använda modelleringsramverket för akvatiska ekosystem, och beskrivs av Heymans m.fl. (2016) som relativt användarvänligt. Ramverket kan exempelvis användas för att utvärdera ekologiska, ekonomiska och sociala aspekter på olika förvaltningsalternativ (Heymans m.fl., 2016; Serpetti m.fl., 2017; Lercari m.fl., 2018). EwE har tillämpats på svenska ekosystem, exempelvis genom att utvärdera effekten på kommersiellt nyttjade fiskbestånd av klimat, säl och sjöfågel samt genomförandet av Aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan; Bauer m.fl., 2018). EwE har även tillämpats för att få insjöar att förvaltas med EBFF (Musunguzi m.fl., 2017).

Atlantis

Atlantis är en annan vanlig ekosystemmodell som simulerar vattenströmmar, näringscykler och trofiska interaktioner från primärproducenter till toppredatorer.

Detta sker i tre dimensioner. Atlantis möjliggör sammankopplingar mellan mänsklig respons och ekosystemrespons under påverkan av en mångfald av sammanfallande mänskliga aktiviteter som fiske och klimatgasutsläpp. Även indirekta effekter på arter från mänsklig påverkan kan simuleras (Marshall m.fl., 2017; Storch m.fl., 2017; Olsen m.fl., 2018). Atlantis-simuleringar av Fulton m.fl. (2018) visade att ekosystemen och det långsiktiga fisket tjänar på en utförlig datainsamling och att en bredd av ekosystem- och samhällsfaktorer beaktas i analysen. Atlantis har också tillämpats på insjöar (Musinguzi m.fl., 2017).

4.1.2 Rumslig modellering

Rumslig modellering är verktyg som bland annat är användbart för att kartera utbredningen av arter och habitat (Elith och Leathwick, 2009). Det utgör i dag grunden för kunskap om vad som finns var i akvatiska miljöer, vilket gynnar ekosystembaserade utvärderingar. Behoven av kunskap om vad som finns och sker under vattnet är stora, inte minst jämfört med kunskapen om var olika ekosystemkomponenter finns på land.

Rumslig modellering har använts för att identifiera och kartera de viktigaste livsstadier, och deras betydelse för beståndens storlek (Sundblad m.fl., 2014), vilket integrerar naturvård med fiskförvaltning. Kopplingen mellan miljö- och fiskförvaltning kan även exemplifieras med utvärdering av Natura 2000-skyddade miljöer som också fungerar som reproduktionsmiljöer (Sundblad m.fl., 2011). Man kan även utvärdera scenarier av miljöstrategier, som Aktionsplanen för Östersjön (Bergström m.fl., 2016), för att undersöka vilka som gynnas eller missgynnas av olika förvaltningsalternativ, särskilt om modelleringen har kopplingar till ekonomi och intresser.

Rumsliga modeller går att åskådliggöra med 2- eller 3-dimensionella kartor som gör det möjligt att analysera mänsklig påverkan och dess effekter i olika delar av ekosystemen. Ekosystem är som regel inte homogena, utan ekosystemkomponenter och påverkansfaktorer har geografiska faktorer som behöver tas hänsyn till. Dessutom är vissa ekosystemmodeller som Atlantis (se 4.1.1.) beroende av rumsliga drivvariabler. Grüss m.fl. (2018a) använde t.ex. OSMOSE-modellen för att konstruera fördelningskartor för olika fiskarter i norra Mexikanska golfen, med data från provfisken. Moore m.fl. (2016) och Grüss (2018b) använde andra rumsliga angreppssätt, exempelvis generalised additive modelling (GAM), för att undersöka fiskpopulationers rumsliga utbredning. Även riskområden för ytterligare spridning av nyligen etablerade invasiva arter, t.ex. svartmunnad smörbult, kan undersökas med rumslig modellering (Florin m.fl., 2017).

Ur ett EBFF-perspektiv är utvecklingen av rumsliga modeller som integrerar flera arters utbredningsmönster samtidigt av potentiellt intresse. Flertalet metoder

existerar, exempelvis Gaussiska processer i Bayesiska nätverk samt så kallade ”joint species distribution models”. Dessa modeller tar hänsyn till samvariation både gällande förklarande miljövariabler och vilka arter som förekommer för att mer realistiskt beskriva organismers utbredningsområden och undersöka om utbredningen styrs av miljöfaktorer eller biotiska interaktioner (t.ex. Juntunen m. fl., 2012; Harris, 2015; Pollock m.fl., 2014).

4.1.3 Andra modelleringstyper

Det finns, som tidigare nämnts, ett stort antal modelleringstyper. Genomförbarhetsmodellering (viability modelling) går ut på att jämföra den ekologiska och den ekonomiska genomförbarheten hos olika fiskförvaltningsalternativ. Flera olika fiskerier och en mångfald av fiskarter kan simuleras. Modellernas komplexitet klassas som intermediär och inbegriper inte andra komponenter i ekosystemet än fisk (Doyen m.fl., 2017). Resultaten kan relatera till olika förvaltningsmål som maximal hållbar avkastning (MSY), maximal ekonomisk avkastning (MEY) eller försiktighetsansatsen. Osäkerheter, tröskelvärden och *tipping points* kan ingå i modelleringen (Doyen m.fl., 2017). Doyen m.fl. (2017) undersökte fyra olika fallstudier och fann att de alla kunde uppnå ekonomisk och ekologisk genomförbarhet genom att justera fiskeansträngningen.

Hahlbeck m.fl. (2017) visade på möjligheten att använda GAM för att bedöma sannolikheten för bifångster. Navia m.fl (2016) utvecklade en födovävsmodell för att undersöka olika scenarier för selektivt fiske utanför Colombia.

Ett beslutstödssystem är en modellansats som kan relatera förvaltningsalternativ till utfall av olika typer av modeller. På så sätt kan verktyget utvärdera och belysa fördelar och nackdelar med olika förvaltningsalternativ. EU-projektet MareFrame utvecklar ett beslutstödssystem för Östersjön (ICES, 2017). ICES (2017) föreslog också en åldersstrukturerad bioekonomisk modell för att definiera fångstkontrollregler i Östersjön.

4.2 Ekologisk riskanalys för effekter av fiske (ERAEF)

Ekologisk riskbedömning är ett etablerat verktyg inom miljöförvaltning, bland annat med avseende på giftiga ämnen och främmande arter (se Suter, 2006; Lawrence, 2017). Den ekologiska riskbedömningen har i Australien anpassats till att bedöma risker relaterade till fiskets effekter på ekosystemen och utgör en av grundpelarna för landets utveckling av ekosystembaserad fiskförvaltning (Hobday et al., 2011). I juni 2017 publicerade Australiens myndighet med ansvar för fisket ett uppdaterat

guidedokument för ekologisk riskbedömning avseende fisket (AFMA, 2017). Den ekologiska riskbedömningen för effekter av fiske (ERAEF) innehåller en hierarki av bedömningsmetoder, med kvalitativa bedömningar i ett första steg och mer detaljerade kvantitativa metoder i slutsteget. Metoden gör att arter med hög respektive låg risk kan sorteras fram och även att databrist och kunskapsluckor identifieras. Riskbedömningen används för att styra förvaltningsåtgärder till att minska de ekologiska riskerna i enlighet med den förvaltningsstrategi som överenskommit för fisket (AFMA, 2017).

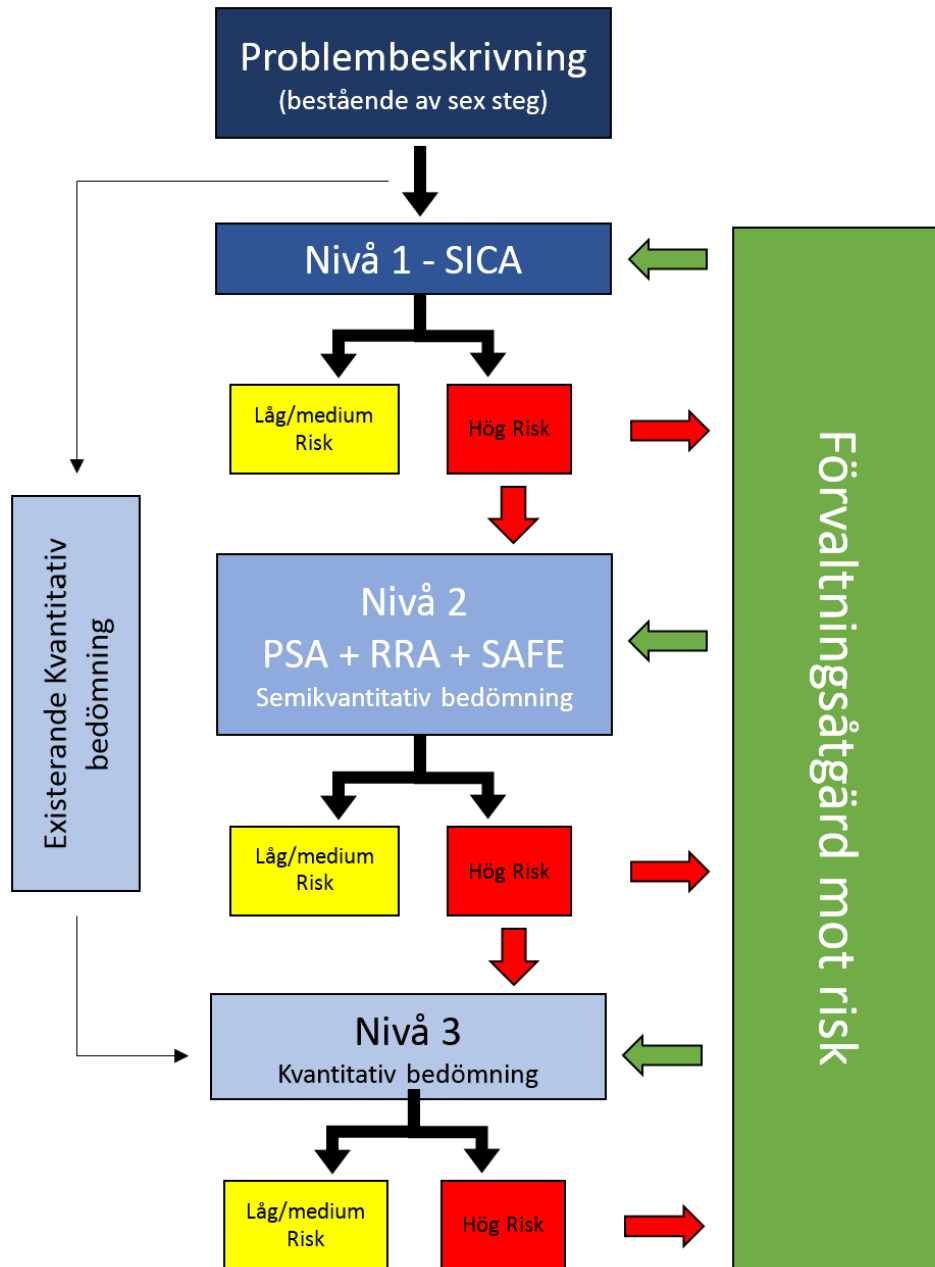
ERAEF tar i sin nuvarande form hänsyn till effekter av fiske för fem nyckelkomponenter i den marina miljön: i) målarter, ii) bifångstarter, iii) oönskade bifångstarter, iv) skyddade arter samt, v) livsmiljöer och artsamhällen. Bedömningen identifierar därigenom arter, habitat och samhällen som riskerar att påverkas negativt av ett visst fiskeri. Genom att bedöma påverkan på alla dessa nivåer inom ett gemensamt ramverk syftar ERAEF till att ge förvaltarna förutsättningar att fatta bättre underbyggda och mer välavvägda beslut.

Riskbedömningen sker genom en sekvens av förutbestämda steg (se figur 5) där intressenterna framför allt deltar aktivt i de första stegen kring problembeskrivning och kvalitativ riskanalys:

Problembeskrivning – Här beskrivs fisket, artlistor och habitat, förvaltningens hållbarhetsmål, faror (fiskeaktiviteter med potentiellt negativ inverkan på ekosystemen). Problembeskrivningen innefattar fem huvudsakliga steg som beskrivs mer i detalj i Hobday m.fl. (2007):

1. Karaktärisering av fisket
2. Listor över arter, habitat och andra ekosystemkomponenter (nedan kallade enheter)
3. Identifiering av förvaltningsmål för komponenter och delkomponenter
4. Identifiering av risker relaterat till fiskeaktiviteterna
5. Bibliografi – Sammanställning av alla källor och referenser som åberopas i ERAEF

Regler för vilka steg (exempelvis risker) som tas vidare till Nivå 1 ingår i riskbedömningen.



Figur 5. Förenklad bild av den ekologiska riskbedömningen för effekter av fiske som används i australiensisk förvaltning. Metoden innefattar en problembeskrivning samt 3 hierarkiska nivåer. SICA – Scale Intensity Consequence Analysis; PSA – Productivity Susceptibility Analysis; RRA – Residual Risk Analysis; SAFE – Sustainability Assessment for Fishing Effects.

Nivå 1 (SICA) – Scale Intensity Consequence Analysis. En heltäckande men kvalitativ analys som identifierar den känsligaste enheten (art, habitat eller artsamhälle) inom varje ekologisk komponent. Nivå 1 syftar till att sälla bort komponenter med

låg risk från analyser kopplade till nivå 2, enligt principen att om mer känsliga arter bedöms vara utsatta för en låg risk kommer det samma att gälla för mindre känsliga arter. Risken fås genom att bedöma exponering (scale) och effektstorlek (intensity) för en aktivitet, där en hög klassning leder till att komponenten tas vidare till nivå 2 i riskbedömningen enligt Hobday m.fl. (2007). SICA bygger på expertbedömningar inklusive bidrag från intressenter.

Nivå 2. – PSA-analys. När risken för en ekologisk komponent bedöms som betydande under nivå 1 och ingen planerad förvaltningsåtgärd som hanterar risken kan identifieras krävs en bedömning på nivå 2. Productivity Susceptability Analysis (PSA) är en artspecifik (eller habitat-/artsamhällsspecifik) och semikvantitativ metod som bedömer risken för varje enhet som inkluderades från nivå 1. PSA baseras på ett angreppssätt utvecklat av Stobutzki m.fl. (2002), och kan förenklat sägas bero av två faktorer: den utvärderade enhetens känslighet och dess produktivitet. Känsligheten innefattar storleken av påverkan som en fiskeaktivitet kan förväntas ha på en bedömningsenhet (art, habitat eller artsamhälle). Produktiviteten speglar bedömningsenhetens förmåga till återhämtning efter att den decimerats eller skadats genom fiske. Metoden ger ett mått på olika bedömningsenheters relativa risk vid överfiske men kvantifierar inte den absoluta risken. Under senare tid har kompletterande utvärderingsverktyg utvecklats som kan tillämpas under nivå 2. Verktyget Residual Risk Analysis (RRA) hanterar andra typer av information kring risker för arter än de som inkluderas under PSA (AFMA 2017). Sustainability Analysis for Fishing Effects (SAFE) är nyare använder och mer kvantitativa metoder för att skatta risker och tillämpas i två olika datahungliga varianter, bSAFE och eSAFE, som med olika noggrannhet skattar fiskeridödligheten (Zhou och Griffiths, 2008; Zhou m.fl., 2011). Metoderna rekommenderas nu framför PSA för alla arter där tillräckliga data finns tillgängliga (Zhou m.fl., 2016).

Enheter som bedöms ha en hög risk under nivå 2 kan antingen hanteras och åtgärdas direkt, eller tas vidare till nivå 3 för en kvantitativ bedömning.

Nivå 3 – Ett enhetsspecifikt, kvantitativt och modellbaserat angreppssätt som tar hänsyn till dynamik hos både enheten och fisket i tid och rum. Metoden bör även kunna kvantifiera osäkerheter i bedömningen. Denna nivå innefattar mer traditionella analytiska beståndsuppskattningsmodeller. Här återfinns även flerartsmodeller med referensnivåer där hänsyn tas till att målarter kan interagera i näringsväven som konkurrenter eller som predatorer och byten. Slutligen kan ekosystemmodeller användas och ge vägledning om hur olika förvaltningsalternativ kan förväntas påverka arter, habitat och ekologiska samhällen samt socioekonomiska aspekter av fisket (exempelvis Fulton m.fl., 2007).

Angreppsätt som ERAEF lyfts fram bland annat baserat på följande fördelar:

- Den är övergripande och syftar till att vara heltäckande
- Den är konsekvent – och gör det möjligt för förvaltare att fatta underbyggda och konsekventa beslut baserade på bästa möjliga kunskap. Risken minskar att förvaltningsbeslut fattas baserat på dåligt underbyggda antaganden eller ensidig information.
- Den är resurs- och kostnadseffektiv – potentiella risker sorteras bort i nivå 1 så att den större arbetsinsatsen i nivå 2 och nivå 3 fokuseras till de största riskerna associerade med ett fiske.
- Den identifierar högriskaktiviteter – som kan initiera en omedelbar respons från förvaltningen, i de fall där det kan vara olämpligt att fördröja åtgärder i väntan på mer data och fördjupade analyser
- Den följer försiktighetsprincipen – genom att fiskeaktiviteter antas utgöra en hög risk där det saknas information, vetenskapliga belägg eller logiska argument som motsäger det. Detta ger incitament till att samla in mer data och utföra analyser för bättre informerade förvaltningsbeslut.

4.3 Indikatorer

Indikatorer gör det möjligt att kvantitativt följa förändringar i ekosystem och mänskliga samhällen, och de möjliggör uppföljning av effekter från förvaltningsåtgärder eller annan förändrad mänsklig påverkan. Indikatorer har angetts som centrala (Large m.fl., 2013) eller rentav nödvändiga (Jennings, 2005; Fay m.fl., 2013) för EBFF. Denna syn har dock kritiserats av Patrick och Link (2015) som argumenterar för att EBFF även är möjlig i datafattiga system. Det pågår icke desto mindre ett intensivt arbete för att ta fram indikatorer för EBFF, inklusive ekosystemindikatorer. Utan kvantitativa indikatorer för viktiga ekosystemaspekter som förväntas påverkas av fiske riskerar förvaltningen, ekosystemansatsen till trots, att även fortsatt bara ta hänsyn till målartens status och de indikatorer kring lekbiomassa och fiskeridödlighet som återfinns där. Sammanfattningsvis kan sägas att det saknas en samsyn om vilka indikatorer som är mest lämpliga, och indikatoruppsättningen kan i tillägg behöva anpassas till datatillgång och övriga lokala förutsättningar.

HELCOM har utvecklat ett sammantaget Baltic Sea Pressure Index för mänskliga påverkansfaktorer på Östersjöns ekosystem och ett Baltic Sea Impact Index för effekterna på ekosystemen⁷. Otto m.fl. (2017) och Torres m.fl. (2017) tog fram indikatorer för Östersjöns pelagiska födovävar, vilket kopplar till det bredare arbetet med HMD:s Deskriptor 4 om marina födovävar. Tam m.fl. (2017) undersökte och

⁷ Se <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/cumulative-impacts/>

diskuterade operationella ekosystemindikatorer för EBFF. Bland de indikatorer som slutligen valdes som mest lämpliga var den primärproduktion som krävs för att upprätthålla ett fiske, djurplanktonindikatorer, den karismatiska megafaunans produktivitet, integrerade trofiska indikatorer och biomassan av funktionella grupper. Thibaut m.fl. (2017) utvärderade ett ekosystembaserat kvalitetsindex anpassat till klipprevsekosystem. Bourdaud m.fl. (2016) föreslog fyra indikatorer för EBFF; genomsnittlig trofisk nivå, marint trofiskt index, en högtrofinivåindikator samt en toppredatorindikator. Maes m.fl. (2016) utvecklade ett ramverk för indikatorer avseende ekosystemtjänster som kopplar till HMD:s Deskriptor 1 om biodiversitet. Scopel m.fl. (2018) analyserade sjöfåglars maginnehåll för att skapa indikatorer för fiskrekrytering. Ortiz m.fl. (2017) föreslog användningen av indikatorer för nyckelartskomplex som lämpligt i det område de undersökte på Antarktis. Dempsey m.fl. (2017) analyserade indikatorer för fiskbestånd, mänsklig användning av fisk och omgivande miljö. Piet m.fl. (2017) undersökte användningen av överskottsproduktion i fiskbestånden (den produktion som inte är nödvändig för beståndens fortlevnad) som indikator för EBFF.

4.4 Referenspunkter

MSY-begreppet är centralt i EU:s GFP och andra ramverk för miljölagstiftning. MSY går ut på idén om att det finns en maximalt långsiktigt hållbar avkastning och att fiske under eller över denna nivå ger en lägre avkastning. MSY går även att kvantifiera för flera interagerande fiskbestånd. Bedömningen av MSY för flera bestånd hamnar ofta lägre än MSY i enartsbedömningar eftersom flerartsbedömningar även tar hänsyn till födotillgång och artinteraktioner som predation och konkurrens (Moffitt m.fl., 2016). Referenspunkter är nivåer hos indikatorer som förvaltningen bör förhålla sig till i regleringen av fiske eller annan mänsklig påverkansfaktor. I likhet med mångfalden hos indikatorer finns det en likartad mångfald i referenspunkter och urvalet av referenspunkter behöver relateras till vardera fiskbestånd och ekosystem. Moffitt m.fl. (2016) beskrev en modelleringsbaserad metodik för bestämningen av biologiska flerartsmässiga referenspunkter relaterade till MSY, baserat på modellering av fiskeridödlighet och artinteraktioner, och föreslog att denna metod kan användas som en mer holistisk bas för fångstkvoter i en EBFF. Ett liknande angreppssätt beskrevs och analyserades av Buchheister m.fl. (2017). Bourdaud m.fl. (2016) föreslog en annan metod baserad på ekosystemindikatorer, som föreslås användas avseende fisket i en EBFF. För många svenska ekosystem och fiskbestånd går MSY inte att beräkna, exempelvis för att tillgången till data är bristfällig, varför alternativa referenspunkter behöver tas fram. Referenspunkter för EBFF kan och bör även tas fram för andra ekosystemvariabler än de fiskerelaterade.

4.5 Genetiska metoder

För att kunna förvalta ett fiskbestånd på ett hållbart sätt i en EBFF måste man kunna avgöra vilken typ av individer som ingår i beståndet. Nuvarande förvaltning utgår som regel från administrativa enheter, men genetiska metoder för beståndsindelning utvecklas snabbt och blir allt billigare (Casey m.fl., 2016). Ett exempel på dessa nyare genetiska metoder är genomik, som går ut på att analysera organismers hela arvs massa. Genomik kan möjliggöra ekologiska definitioner av förvaltningsenheter och kvantifiera hur olika förvaltningsenheter förhåller sig till varandra. Genomik kan också underlätta för att analysera blandbestånd med större precision (Sinclair-Waters m.fl., 2018). Därigenom kan genomiken bidra till att stabilisera produktionen av ekosystemtjänster som livsmedel genom att låta förvaltningen utgå från vad naturen kan producera och på vilket sätt (Bernatchez m.fl., 2017).

En annan metod inom genetikens område är eDNA (miljö-DNA) som går ut på att analysera DNA (deoxiribonukleinsyra) i vattenprover. På så sätt kan man få reda på vilka organismer som har släppt ifrån sig DNA i vattnet. eDNA är en icke-destruktiv analysmetod som går att använda som komplement till provfiske och planktonprovtagning (Lacoursière-Roussel m.fl., 2016; SLU, 2017). Utvecklingen av metoden går snabbt framåt.

4.6 Områdesskydd

Områdesskydd avseende fisk är en av de historiskt sett första tekniska bevarandeåtgärderna för fiskbestånden tillsammans med regleringar av redskap, tid och storlek, och kan vara ett viktigt verktyg inom EBFF (Kincaid m.fl., 2017). I bästa fall uppnås en högre förekomst av organismer som fisk och skaldjur, effekter som kan spridas till områden utanför det skyddade området (Gill m.fl., 2017; Olsen m.fl., 2018). Syftet med områdesskydd är som regel att skydda viktiga områden för fisken, ofta lek- eller uppväxthabitat. Idealiskt sett gynnar det även fisket på sikt genom att bestånden i större områden stärks. Områdesskydd kan exempelvis innebära att ett område blir helt fiskefritt, säsongsmässigt fiskefritt, eller att vissa redskap förbjuds inom ett visst område. Fiske kan även regleras i skyddade områden med avsikt att uppnå bevarandemål för andra ekosystemkomponenter. Fiskeaktiviteter kan då regleras för att skydda exempelvis marina däggdjur, sjöfågel eller känsliga livsmiljöer (HaV 2016). Att engagera fiskare i förvaltningen avseende områdesskydd förefaller gynna såväl naturskyddsmål som fiskförvaltningsmål enligt Kincaid m.fl. (2017). Langlois m.fl. (2016) undersökte ett fiskefritt område utanför västra Australien och fann att det tidigare intensiva hummerfisket i området hade gett hög abundans av småfisk som i sin tur lever på ryggradslösa djur, vilket skulle kunna antyda en trofisk

kaskadeffekt. Fiskefria områden och annat områdesskydd har även tillämpats i Sverige och en översikt ges av Bergström m.fl. (2016) samt på SLU Aquas hemsida⁸. I EU ger GFP:ns Artikel 11 (Anon, 2013) medlemsstaterna stöd åt inrättande av områdesskydd för att skydda fiskbestånd.

4.7 Kvantifiering av måluppfyllelsen för EBFF

Bryhn m.fl. (2018) pekade på möjligheten att använda en checklista, eller ett poängsystem (scorecard), för att dokumentera och kvantifiera framsteg inom EBFF. Denna metodik kan även belysa bristerna inom EBFF för ett visst område eller en viss typ av verksamhet. Slutligen kan en gemensam checklista harmonisera tillämpningen av EBFF mellan områden. Det har under de senaste åren tagits fram flera exempel på checklistor för EBFF, men dessa checklistor skiljer sig lika mycket från varandra som de olika definitionerna för EBFF gör (se avsnitt 2; Trochta m.fl., 2018). Borgström m.fl. (2015) tog fram ett utvärderingsschema för EBFF i sex svenska kustvattenområden. I detta schema ingick följande tre komponenter: (1) systemtänkande i problembeskrivningen, (2) specificitet hos innehållet i ekosystemaspekter och förvaltningsfaser, och (3) integrering av förvaltningsfaser. Baltic Scope (2017) utarbetade en checklista med tio rubriker, däribland huruvida havsplaneringen stödjer arbetet mot god miljöstatus, och huruvida deltagande och kommunikation ges utrymme inom havsplaneringen. Kincaid m.fl. (2017) använde en checklista anpassad för EBFF som inbegrep säsongsmässigt eller helt fiskefria områden och poängsatte måluppfyllelsen enligt kriterier som till vilken grad fiskare involveras i förvaltningen, om det finns en framtagna förvaltningsplan, och om det förekommer miljöövervakning. Trochta m.fl. (2018) presenterade en poänggivande checklista med 18 kategorier som inbegrep gränsdragningar, ekosystembaserade mål, beaktande av osäkerheter samt tillämpningen av ekosystemmodeller. Juan-Jordá m.fl. (2018) undersökte måluppfyllelsen för EBFF i de stora oceanerna och använde en egenutvecklad sexgradig checklista som sträckte sig från ”Litet eller inget framsteg endast av den vetenskapliga kommittén” (mörkröd färg) till ”Fullt framsteg hos kommissionen” (mörkgrön färg). Ett annat exempel presenterades av Jin m.fl. (2016), ett verktyg (”portföljförvaltning”), för tillämpning av EBFF. Verkttyget involverar en applikation som tar hänsyn till fiskbeståndens beroende av olika faktorer, osäkerheter och hållbarhetsbegränsningar.

⁸ <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/radgivning/fiskefria-omraden/>

4.8 Ekosystemplaner för fisket

I USA tillämpas ekosystemplaner för fisket, som har målsättningen att på ett strukturerat sätt få förvaltningen att arbeta enligt EBFF-principer. Processen med ekosystemplaner är cirkulär och utgår från (1) nulägesbeskrivningen. Där inventeras samband, indikatorer och hot, varefter steget tas mot (2) förvaltningsmål. Förvaltningsmålen ska ha en vision om vart förvaltningen bör sträva och innehålla prioriteringar av strategiska och operationella delmålsättningar. Därefter undersöks (3) hur förvaltningsmålen ska nås, genom att fastställa mått för måluppfyllelsen och genom att utarbeta potentiella förvaltningsstrategier, varav en av dessa ska väljas. Steg (4) är att tillämpa den valda förvaltningsstrategin med hjälp av en arbetsplan, en tidsplanering och resurser. Detta ska sedan leda till (5) en utvärdering av måluppfyllelsen där data från miljöövervakningen jämförs med de avsedda resultaten med förvaltningsstrategin. Ekosystemplanen för fisket ska vara adaptiv, alltså anpassas till förändrade förutsättningar (Levin m.fl., 2018).

4.9 Acceptabel biologisk fångst (ABC)

Acceptabel biologisk fångst (ABC) tillämpas i Sydkorea som ett mellansteg med en försiktighetsansats för att uträkna den totala tillåtna fångsten (TAC). ABC tar hänsyn till ekosystemets produktionskapacitet för olika arter och väger in risk- och habitatfaktorer så att bestånden ska kunna tåla fisket (Kang m.fl., 2018). ABC balanserar risk för överfiske med möjligheter för hållbart fiske på ett sätt som tar hänsyn till att en alltför låg risk för överfiske också innebär att fiskresursen underutnyttjas och att fisket inte blir bärkraftigt. Wiedenmann m.fl. (2017) fann i modellsimuleringar att användandet av en ABC-buffert för beräkning av TAC var effektivt. En sänkning av gränsen från 50 % sannolikhet för överfiske till 30 % sannolikhet beräknades leda till minskad variation i fångsterna, en snabbare återhämtning av utarmade bestånd och en ökning av den långsiktiga fångsten.

4.10 Tabeller för fiskbestånd och fiskerier

Ett EBFF-verktyg som lyfts fram av Gullestad m.fl. (2017) är användningen av tabeller med en skala som översätts till färg där färgen motsvarar en bedömning av risker eller betydelse. Dessa tabeller har beskrivits i avsnittet om Norge (3.2.). Tabellerna tas fram i samarbete mellan förvaltare, forskare och intressenter och synliggör bestånd och fiskerier med god, måttlig eller dålig måluppfyllelse (Gullestad m.fl., 2017).

5 Diskussion och slutsatser

I denna rapport ges en översikt över den senaste utvecklingen av EBFF som förekommit i vetenskaplig litteratur och i engelskspråkiga rapporter. Även om begreppet EBFF har förekommit i många år saknas fortfarande en entydig bild över hur EBFF ska tillämpas. I stater med hög bruttonationalprodukt per capita, där fiske även är en viktig sektor, såsom Kanada, USA, Nya Zeeland, Norge och Australien, har förvaltningen kommit längst i måluppfyllelsen för huruvida EBFF uppnås i förvaltningen. En av nyckelfaktorerna förefaller vara en väl fungerande fiskeriförvaltning som förespråkar EBFF, direkt eller indirekt. En annan faktor kan vara en hög grad av nationell rådighet över fiskeregleringar och fiskeresursen.

I Norge tillämpas en havsresurslag och för att underlätta förvaltningen har tabeller tagits fram som underlättar bedömningar av kvalitet, status, och måluppfyllelse för EBFF. I USA har fiskförvaltningsplaner utgjort grunden i förvaltningen som styrts av regionala fiskförvaltningsråd. De fiskförvaltningsplaner och åtgärder som förvaltningsråden har utvecklat har lett till minskat överfiske och bifångster, återhämtning av utarmade bestånd och ökad mängd skyddat habitat (Marshall m.fl. 2018). Åtgärder har dock främst skett i enlighet med traditionell enartsförvaltning samtidigt som förvaltningsråden efterfrågar fler ekosystembaserade beslut. Marshall m.fl. (2018) presenterade därför en reviderad version av fiskförvaltningsplanerna för att tydligare utveckla EBFF i det amerikanska fisket. Även i Kanada krävs uttryckligen en ekosystemstrategi i förvaltningen. Nyckelfaktorer för en framgångsrik och hållbar förvaltning av fisket var enligt Bundy m.fl. (2017) den långsiktiga förvaltningsplan, som vid sidan av ekologin inkluderar både ekonomiska och sociala dimensioner av fisket i exploaterade ekosystem.

I Australien, som också lyfter framgång i att implementera EBFF, har tillämpningen av ett ramverk för förvaltning av ekologisk risk varit en nyckelfaktor. Även i Nya Zeeland sätts totalkvoter baserat på ett långsiktigt hållbart uttag av fisk, varefter fiskeresursen fördelas till kommersiellt fiske, fritidsfiske och traditionellt fiske av ursprungsbefolkningen (maorierna). Fiskförvaltning beskrivs som i huvudsak

traditionell enartsförvaltning men flertalet komponenter finns redan som kan användas som byggstenar för utveckling mot en mer ekosystembaserad fiskförvaltning (Cryer m.fl. 2016). Bland annat lyfts deltagande av intressenter i forskning och förvaltningsprocess i Nya Zeeland som ett föredöme att ta inspiration ifrån i den europeiska processen (Mackinson och Middleton, 2018).

Avsnittet om metoder och verktyg för EBFF visar en liten del av de omfattande typer av metodik som används, såväl inom traditionell fiskförvaltning som EBFF. En stor tyngd i den senare litteraturen ligger på beskrivning och tillämpning av olika modelleringsansatser. Bryhn m.fl. (2018) menade att en bredd av olika modeller är att föredra framför att lägga alla ansträngningar på en viss modelleringstyp, beroende på att olika modeller har olika styrkor och svagheter (Espinoza-Tenorio m.fl. 2012; Farrel m.fl., 2017). Användningen av ett flertal modeller per område, om möjligt, rekommenderas även av Pope m.fl. (2019).

Få exempel i litteraturen på EBFF återfinns avseende sjöar och andra inlandsvatten. Även om dessa områden torde vara relativt enklare med avseende på principen om rumslig avgränsning. I USA, där utvecklingen räknas ha kommit längst, var till exempel sikfisket i de stora sjöarna de fiskerier som rankades lägst enligt EBFF-kriterier av Trochta m.fl. (2018).

För att gå mot en EBFF krävs även att faktorer som predation, habitat, klimatpåverkan, påverkan från övergödning, miljögifter, sjukdomar, vattenkraftspåverkan, samt fritidsfiske, integreras. Inom EU ställs nu krav på insamling om fritidsfiskets fångster genom såväl Datainsamlingsförordningen som Kontrollförordningen. Även för de nationellt förvaltade arterna arbetar den ansvariga myndigheten, HaV, med regeringsuppdraget att föreslå utformning av rapporteringsskyldighet och fördelning av den tillgängliga fiskeresursen för andra fiskare än yrkesfiskare. SLU Aqua arbetar under 2018, på uppdrag från HaV, med att föreslå en datainsamlingsplan för kunskapsförsörjning till fisk-, havs- och vattenförvaltningen för att tillgodose vetenskapliga underlag för rådgivning kring fritidsfiskets omfattning, utbredning, betydelse och påverkan.

Förvaltningen av fisk är globalt sett fortfarande mestadels enartsbaserad enligt (Skern-Mauritzen m.fl. 2016). Att gå från enartsbaserad fiskeriförvaltning till EBFF förefaller vara svårare att genomföra i praktik än i teori. De olika fallstudierna visar på en stor variation i metodik och tillämpning. Resultat i Cardinale m.fl. (2017) tyder även på att EBFF inte per automatik säkerställer att bestånden skyddas tillräckligt skyndsamt och att det finns en risk att förvaltarna tar för stor hänsyn till den kommersiella fiskerisektorn när intressenter blir mer delaktiga i förvaltningen. I andra arbeten finns det farhågor för att EBFF kan innebära en alltför försiktig förvaltning där fisket och livsmedelsförsörjningen underordnas bevarandemål i alltför hög grad (se sammanställning i Patrick och Link, 2015).

Sammantaget visar litteraturstudien att flera framgångsrika tillämpningar av EBFF har skett nyligen i världen. Hur EBFF har tillämpats och vilka nyckelfaktorer som har funnits har varit olika för olika länder eller områden. I de allra flesta fall har dock den biologiska rådgivningen och förvaltningen för enskilda bestånd använts som en del i uppbyggnaden av EBFF. Dessutom har det ofta funnits tekniska regleringar av fisket relaterat till skydd av vissa känsliga arter eller livsmiljöer att bygga vidare på. Det finns ett stort behov av att förvaltningsprocessen med ingående intressenter startar med att etablera en samsyn och strategiska förvaltningsmål för vad EBFF i det specifika fallet innefattar (Trochta m.fl. 2018). En systematisk dokumentation av kunskap såväl som kunskapsluckor relaterat till uppsatta mål kan sedan vägleda prioriteringar i det fortsatta arbetet. Ett sådant arbetssätt föreslås vara en utgångspunkt för den nationella tillämpningen i Sverige.

Erkännanden

Rapporten har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten, projekt ”Ekosystemansatsen i fiskförvaltningen”. Vi vill tacka alla på Havs- och vattenmyndigheten samt SLU Aqua som har bidragit med kommentarer till denna rapport. I synnerhet vill vi tacka de två rapportgranskarna, Daniel Valentinsson och Göran Sundblad.

Referenser

- Ainley, D. G., Santora, J. A., Capitolo, P. J. (m.fl.) (2018). Ecosystem-based management affecting Brandt's Cormorant resources and populations in the central California Current region. *Biological Conservation* 217, 407-418.
- AFMA (2017). Guide to AFMA's Ecological Risk Management. AFMA, Canberra.
- Anon. (2007). Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. OJ L 248, 17-23.
- Anon (2013). Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC, OJ L 354, 28.12.2013, s. 22-61.
- Anon. (2016a). Regulation (EU) 2016/1139 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2016 establishing a multiannual plan for the stocks of cod, herring and sprat in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks, amending Council Regulation (EC) No 2187/2005 and repealing Council Regulation (EC) No 1098/2007. OJ L 191, 1-15.
- Anon. (2016b). Regulation (EU) 2016/1627 of the European Parliament and of the Council of 14 September 2016 on a multiannual recovery plan for bluefin tuna in the eastern Atlantic and the Mediterranean, and repealing Council Regulation (EC) No 302/2009. OJ L 252, 1-52.
- Anon. (2018). Regulation (EU) 2018/973 of the European Parliament and of the Council of 4 July 2018 establishing a multiannual plan for demersal stocks in the North Sea and the fisheries exploiting those stocks, specifying details of the implementation of the landing obligation in the North Sea and repealing Council Regulations (EC) No 676/2007 and (EC) No 1342/2008. OJ L 179, 1.
- Ayles, B., Porta, L., Clark, R McV. (2016). Development of an integrated fisheries co-management framework for new and emerging commercial fisheries in the Canadian Beaufort Sea. *Marine Policy* 72, 246- 254.
- Ballesteros, M., Chapela, R., Ramírez-Monsalve, P., Raakjaer, J., Hegland, T. J., Nielsen, K. N., Laksá, U., Degnbol, P. (2017). Do not shoot the messenger: ICES advice for an ecosystem approach to fisheries management in the European Union. *ICES Journal of Marine Science*, fsx181.
- Baltic Scope (2017). The ecosystem approach in maritime spatial planning. A checklist toolbox. Baltic Scope, Göteborg.
- Bauer, B., Meier, H. E. M., Casini, M., Hoff, A., Margonski, P., Orio, A., Saraiva, S., Steenbeek, J., Tomczak, M. (2018). Reducing eutrophication increases spatial extent of communities supporting commercial fisheries: a model case study. *ICES Journal of Marine Science*, fsy003.
- Benthis (2017). Benthis – Final report. IMARES, Ijmuiden.

- Bergström, U., G. Sundblad, A.-L. Downie, M. Snickars, C. Boström, Lindegarth, M. (2013). Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modeling. *Journal of Applied Ecology* 50, 680–690.
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A. (2016). Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports 2016:20*. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Bernatchez, L., Wellenreuther, M., Araneda, C., Ashton, D. T., Barth, J. M. I. m.fl. (2017). Harnessing the power of genomics to secure the future of seafood. *Trends in Ecology & Evolution* 32, 665–680.
- Bodin, Ö., Sandström, A., Crona, B. (2017). Collaborative networks for effective ecosystem-based management: a set of working hypotheses. *Policy Studies Journal* 45, 289–314.
- Bordaud, P., Gascuel, D., Bentorcha, A., Brind'Amour, A. (2016). New trophic indicators and target values for an ecosystem-based management of fisheries. *Ecological Indicators* 61, 588–601.
- Borgström, S., Bodin, Ö., Sandström, A., Crona, B. (2015). Developing an analytical framework for assessing progress toward ecosystem-based management. *AMBIO* 44, S357–S369.
- Brooks, C. M., Ainley, D. G. (2017). Fishing the bottom of the Earth: the political challenges of ecosystem-based management. I: Dodds, K., Hemmings, A. D., Roberts, P. (red.) *Handbook on the politics of Antarctica*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, s. 422–438.
- Bryhn, A. C., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H., Svedäng, H. (2017). A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science* 74, 431–442.
- Bryhn, A., Bergek, S., Wennhage, H., Beier, U. (2018). SLU Aquas kunskapsförsörjning och rådgivning som stöd till en ekosystembaserad fiskförvaltning. *Aqua reports 2018:1*. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Buchheister, A., Miller, T. J., Houde, E. D. (2017). Evaluating ecosystem-based reference points for Atlantic menhaden. *Marine and Coastal Fisheries* 9, 457–478.
- Bundy, A., Chuenpagdee, R., Boldt, J.L., de Fatima Borges M, Lamine Camara, M., Coll, M., Diallo, I., Fox, C., Fulton, E. A., Gazihan, A., Jarre, A., Jouffre, J., Kleisner, K.M., Knight, B., Link, J., Matiku, P.P., Masski, H., Moutopoulos, D.K., Piroddi, C., Raid, T., Sobrino, I., Tam, J., Thiao, D., Torres, M.A., Tsagarakis, K., van der Meeren, G.I., Shin, Y.J. (2017). Strong fisheries management and governance positively impact ecosystem status. *Fish and Fisheries* 18, 412–439.
- Cardinale M., Svedäng, H. (2008). Mismanagement of fisheries: Policy or science? *Fisheries Research* 93: 244–247.
- Cardinale, M., Svenson, A., Hjelm, J. (2017). The “easy restriction” syndrome drive local fish stocks to extinction: The case of the management of Swedish coastal populations. *Marine Policy* 83, 179–183.
- Caputi, N., Kangas, M. Denham, A.(m.fl.) (2016) Management adaptation of invertebrate fisheries to an extreme marine heat wave event at a global warming hot spot. *Ecology and Evolution* 6, 3583–3593.
- Casey, J., Jardim, E., Martinsohn, J. T. (2016). The role of genetics in fisheries management under the E.U. common fisheries policy. *Journal of Fish Biology* 89, 2755–2767.
- Chagaris, D., Binion-Rock, S., Bogdanoff, A. (m.fl.) (2017). An ecosystem-based approach to evaluating impacts and management of invasive lionfish. *Fisheries* 42, 421–431.
- Collie, J. S., Botsford, L. W., Hastings, A., Kaplan, I. C., Largier, J. L. m.fl. (2016). Ecosystem models for fisheries management: finding the sweet spot. *Fish and Fisheries* 17, 101–125.
- Cooke, S. J., Allison, E. H., Beard, T. D. (m.fl.) (2016). On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio* 45, 753–764.

- Corrales, X., Ofir, E., Coll, M., Goren, M., Edelist, D., Heymans, J. J., Gal, G. (2017). Modeling the role and impact of alien species and fisheries on the Israeli marine continental shelf ecosystem. *Journal of Marine Systems* 170, 88-102.
- Danovaro, R., Aguzzi, J., Fanelli, E. m.fl. (2017). An ecosystem-based deep-ocean strategy. *Science* 355, 452-454.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn R., Gaines, S. D., Deschenes, O., Lester, S. E. (2012). Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science* 338: 517–520.
- Creighton, C., Hobday, A. J., Lockwood, M. (m.fl.) (2016). Adapting management of marine environments to a changing climate: a checklist to guide reform and assess progress. *Ecosystems* 19, 187-219.
- Cryer, M., Mace, P. M., Sullivan, K. J. (2016). New Zealand's ecosystem approach to fisheries management. *Fisheries Oceanography* 25, 57–70.
- Davies, J. S., Guillaumont, B., Tempera, F. (m.fl.) (2017). A new classification scheme of European cold-water coral habitats: Implications for ecosystem-based management of the deep sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 145, 102-109.
- Dempsey, D. P., Koen-Alonso, M., Gentleman, W. C., Pepin, P. (2017). Compilation and discussion of driver, pressure, and state indicators for the Grand Bank ecosystem, Northwest Atlantic. *Ecological Indicators* 75, 331-339.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A. m.fl. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish and Fisheries* 18, 1056–1072.
- Eddy, T. D., Coll, M., Fulton, E. A., Lotze, H. K. (2015) Trade-offs between invertebrate fisheries catches and ecosystem impacts in coastal New Zealand. *ICES Journal of Marine Science* 75, 1380–1388.
- Eddy, T. D., Lotze, H. K., Fulton, E. A., (m.fl.) (2016) Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish and Fisheries* 18, 40-53.
- Eddy, T. D., Araújo, JN, Bundy, A., Fulton, E. A., Lotze, H. K. (2017) Effectiveness of lobster fisheries management in New Zealand and Nova Scotia from multi-species and ecosystem perspectives. *ICES Journal of Marine Science* 74, 146 –157.
- Elith, J., Leathwick, J. R. (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677–697.
- Engen, S., Runge, C., Brown, G., Fauchald, P., Nilsen, L., Hausner, V. (2018). Assessing local acceptance of protected area management using public participation GIS (PPGIS). *Journal for Nature Conservation* 43, 27-34.
- Essington, T. E., Sanchirico, J. N., Baskett, M. L. (2018). Economic value of ecological information in ecosystem-based natural resource management depends on exploitation history. *PNAS*, in press.
- FAO (2016). *The state of the world's fisheries and aquaculture*. FAO, Rom.
- Farcas, A., Rossberg, R. G. (2016). Maximum sustainable yield from interacting fish stocks in an uncertain world: two policy choices and underlying trade-offs. *ICES Journal of Marine Science* 73, 2499-2508.
- Fay, G., Large, S. I., Link, J. S., Gamble R. J. (2013). Testing systemic fishing responses with ecosystem indicators. *Ecological Modelling* 265, 45–55.
- Fletcher, W.J., 2015. Review and refinement of an existing qualitative risk assessment method for application within an ecosystem-based management framework. *ICES J. Mar. Res.* 72, 1043–1056.
- Fletcher, W. J., Wise, B. S., Joll, L. M., Hall, N. G., Fisher, E. A., Harry, A. V., Fairclough, D. V., Gaughan, D. J., Travaille, K, Molony, B. W., Kangas, M. (2016). Refinements to harvest strategies to enable effective implementation of Ecosystem Based Fisheries Management for the multi-sector, multi-species fisheries of Western Australia. *Fisheries Research* 183, 594 - 608.

- Florin, A.-B., Reid, D., Sundblad, G., Näslund, J. (2017). Local conditions affecting current and potential distribution of the invasive round goby – Species distribution modelling with spatial constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207, 359–367.
- Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C. (2007). Alternative management Strategies for South-east Australian Commonwealth Fisheries: Stage 2: Quantitative Management Strategy Evaluation. Australian Fisheries Management Authority, Fisheries Research and Development Corporation Report. 378 s.
- Fulton, E. A., Punt, A. E., Dichmont, C. M., Harvey, C. J., Gorton, R. (2018). Ecosystems say good management pays off. *Fish and Fisheries*, in press.
- Gelcich, S., Reyes-Mendy, F., Arriagada, R., Castillo, B. (2018). Assessing the implementation of marine ecosystem based management into national policies: Insights from agenda setting and policy responses. *Marine Policy* 92, 40-47.
- Gill, D. A., Mascia, M. B., Ahmadi, G. N., Glew, L., Lester, S. E., Barnes, M. (m.fl.) (2017). Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature* 543, 665–669.
- Gilman, E., Weijerman, M., Suuronen, P. (2017). Ecological data from observer programmes underpin ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 74, 1481–1495.
- Grehan, A. J., Arnaud-Haond, S., D’Onghia, G., Savini, A., Yesson, C. (2018). Towards ecosystem based management and monitoring of the deep Mediterranean, North-East Atlantic and beyond. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 145, 1-7.
- Grüss, A., Rose, K. A., Simons, J. (m.fl.) (2017). Recommendations on the use of ecosystem modeling for informing ecosystem-based fisheries management and restoration outcomes in the Gulf of Mexico. *Marine and Coastal Fisheries* 9, 281-295.
- Grüss, A., Thorson, J. T., Babcock, E. A., Tarnecki, J. H. (2018a). Producing distribution maps for informing ecosystem-based fisheries management using a comprehensive survey database and spatio-temporal models. *ICES Journal of Marine Science* 75, 158–177.
- Grüss, A., Chagaris, D. D., Babcock, E. A., Tarnecki, J. H. (2018b). Assisting ecosystem-based fisheries management efforts using a comprehensive survey database, a large environmental database, and generalized additive models. *Marine and Coastal Fisheries* 10, 40–70.
- Gullestad, B., Abotnes, A. M., Bakke, G., Skern-Mauritzen, M., Nedreaas, K., Søvik, G. (2017). Towards ecosystem-based fisheries management in Norway – Practical tools for keeping track of relevant issues and prioritising management efforts. *Marine Policy* 77, 104-110.
- Hahlbeck, N., Scales, K. L., Dewar, H., Maxwell, S. M., Bograd, S. J., Hazen, E. L. (2017). Oceanographic determinants of ocean sunfish (*Mola mola*) and bluefin tuna (*Thunnus orientalis*) bycatch patterns in the California large mesh drift gillnet fishery. *Fisheries Research* 191, 154-163.
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N. Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G. Ovegård, M., Salmi, J., Sendek, D., Vetemaa, M. (2017). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science* 75, 999–1008.
- Harris, D. J. (2015). Generating realistic assemblages with a joint species distribution model. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 465–473.
- HaV (2012a). God Havsmiljö 2020 – Del 1: Inledande bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Rapport 2012:19. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2012b). God Havsmiljö 2020 – Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer. Rapport 2012:20. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2014). God Havsmiljö 2020 – Del 3: Övervakningsprogram. Rapport 2014:20. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

- HaV (2015). God havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön - Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Rapport 2015:30. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2016) Handlingsplan för marint områdesskydd: Myllrande mångfald och unika naturvärden i ett ekologiskt nätverk under ytan. Slutredovisning av regeringsuppdrag M2015/771/Nm. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2018a). Det yrkesmässiga fisket i havet 2017. Statistiska meddelanden JO 55 SM 1801. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2018b). Det yrkesmässiga fisket i sötvatten 2017. Statistiska meddelanden JO 56 SM 1801. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV (2018c). Fritidsfisket i Sverige 2017. Statistiska meddelanden JO 57 SM 1801. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., Christensen, V. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331, 173-184.
- Holland, D. S. (2018). Collective rights-based fishery management: a path to ecosystem-based fishery management. *Annual Review of Resource Economics* 10, 469-485.
- Hyder, K., Weltersbach, M. S., Armstrong, M., m.fl. (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context - Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries* 19, 225-243.
- ICES (2013). ICES Strategic Plan 2014-2018. ICES, Köpenhamn.
- ICES (2017). Report of the Workshop on DEveloping Integrated AdviCE for Baltic Sea ecosystem-based fisheries management (WKDEICE2). ICESCM 2017/IEASG:14. ICES, Gdynia.
- Jacobsen, N. S., Burgess, M. G., Andersen, K. H. (2017). Efficiency of fisheries is increasing at the ecosystem level. *Fish and Fisheries* 18, 199-211.
- Jennings S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries* 6, 212-232.
- Jin, D., DePiper, G., Hoagland, P. (2016). Applying Portfolio Management to Implement Ecosystem-Based Fishery Management (EBFM). *North American Journal of Fisheries Management* 36, 652-669.
- Juan-Jordá, M. J., Murua, H., Arrizabalaga, H., Dulvy, N. K., Restrepo, V. (2018). Report card on ecosystem-based fisheries management in tuna regional fisheries management organizations. *Fish and Fisheries* 19: 321-339.
- Juntunen, T., Vanhatalo, J., Peltonen, H. Mäntyniemi, S. (2012). Bayesian spatial multispecies modelling to assess pelagic fish stocks from acoustic- and trawl-survey data. *ICES Journal of Marine Science* 69, 95-104.
- Kang, H. J., Seo, Y. I., Zhang, C. I. (2018). A preliminary study on ABC estimation approach for ecosystem-based TAC management. *Ocean & Coastal Management* 157, 9-22.
- Kincaid, K., Rose, G., Devillers, R. (2017). How fisher-influenced marine closed areas contribute to ecosystem-based management: A review and performance indicator scorecard. *Fish and Fisheries* 18, 860-876.
- Kuparinen, A., Uusi-Heikkilä, S. (2018). Sustainability of fishing is about abundance: a response to Bernatchez et al. *Trends in Ecology and Evolution* 33, 307-308.
- Lacoursière-Roussel, A., Côté, G., Leclerc, V., Bernatchez, L. (2016). Quantifying relative fish abundance with eDNA: a promising tool for fisheries management. *Journal of Applied Ecology* 53, 1148-1157.
- Langlois, T. J., Bellchambers, L. M., Fisher, R., Shiell, G. R., Goetze, J., Fullwood, L., Evans, S. N., Konzewitsch, N., Harvey, E. S., Pember, M. B. (2016). Investigating ecosystem processes using

- targeted fisheries closures: can small-bodied invertivore fish be used as indicators for the effects of western rock lobster fishing? *Marine and Freshwater Research* 68, 1251-1259.
- Large S. I., Fay G., Friedland K. D., Link J. S. (2013). Defining trends and thresholds in responses of ecological indicators to fishing and environmental pressures. *ICES Journal of Marine Science* 70, 755–767.
- Lercari, D., Defeo, O., Ortega, L., Orlando, L., Gianelli, I., Celentano, E. (2018). Long-term structural and functional changes driven by climate variability and fishery regimes in a sandy beach ecosystem. *Ecological Modelling* 368, 41-51.
- Levin, P. S., Essington, T. E., Marshall, K. N. (m.fl.) (2018). Building effective fishery ecosystem plans. *Marine Policy* 92, 48-57.
- Link, J. S., Bundy, A., Overholtz, W. J., Shackell, N., Manderson, J., Duplisea, D., Hare, J., Koen-Alonso, M., Friedland, K. D. (2011). Ecosystem-based fisheries management in the Northwest Atlantic. *Fish and Fisheries* 12, 152-170.
- Link, J. S., Browman, H. I. (2014). Integrating what? Levels of marine ecosystem-based assessment and management. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1170–1173.
- Link, J. S., Browman, H. I. (2017). Operationalizing and implementing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science* 74, 379–381.
- Long, R. D., Charles, A., Stephenson, R. L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57, 53-60.
- Long, R. D., Charles, A., Stephenson, R. L. (2017). Key principles of ecosystem-based management: the fishermen's perspective. *Fish and Fisheries* 18, 244-253.
- Mackinson, S., Middleton, D. A. J. (2018). Evolving the ecosystem approach in European fisheries: Transferable lessons from New Zealand's experience in strengthening stakeholder involvement. *Marine Policy* 90 194-202.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L. (m.fl.) (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14-23.
- 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.
- Marshall, K. N., Kaplan, I. C., Hodgson, E. E. (m.fl.) (2017). Risks of ocean acidification in the California Current food web and fisheries: ecosystem model projections. *Global Change Biology* 23, 1525-1539.
- Marshall, K. N., Levin, P. S., Essington, T. E. m.fl. (2018). Ecosystem-based fisheries management for social–ecological systems: renewing the focus in the United States with next generation fishery ecosystem plans. *Conservation Letters*, 11: e12367.
- Moffitt, E. A., Punt, A. E., Holsman, K., Aydin, K. Y., Ianelli, J. N., Ortiz, I. (2016). Moving towards ecosystem-based fisheries management: Options for parameterizing multi-species biological reference points. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 134, 350-359.
- Moore, C., Drazen, J. C., Radford, B. T., Kelley, C., Newman, S. J. (2016). Improving essential fish habitat designation to support sustainable ecosystem-based fisheries management. *Marine Policy* 69, 32-41.
- MPI - Ministry of Primary Industries (2016a). The future of our fisheries: volume I. <http://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/14662-the-future-of-our-fisheries-volume-i>
- MPI - Ministry of Primary Industries (2016b). The future of our fisheries: volume II: the fisheries management system review. <http://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/14665-the-future-of-our-fisheries-volume-ii-the-fisheries-management-system-review>

- MPI - Ministry of Primary Industries (2016c). The future of our fisheries: volume III: Integrated electronic monitoring and reporting system. <http://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/14668-the-future-of-our-fisheries-volume-iii-integrated-electronic-monitoring-and-reporting-system>
- Muawanah, U., Yusuf, G., Adrianto, L., Kalthar, J., Pomeroy, R., Abdullah, H., Ruchimat, T. (2018). Review of national laws and regulation in Indonesia in relation to an ecosystem approach to fisheries management. *Marine Policy* 91, 150-160.
- Musinguzi, L., Natugonza, V., Ogutu-Ohwayo, R. (2017). Paradigm shifts required to promote ecosystem modeling for ecosystem-based fishery management for African inland lakes. *Journal of Great Lakes Research* 43, 1-8.
- Navia, A. F., Cruz-Escalona, V. H., Giraldo, A., Barausse, A. (2016). The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecological Modelling* 328, 23-33.
- Norrström, N., Casini, M., Holmgren, N. M. A. (2017). Nash equilibrium can resolve conflicting maximum sustainable yields in multi-species fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 74, 78-90.
- Olsen, E., Kaplan, I. C., Ainsworth C. (m.fl.) (2018). Ocean futures under ocean acidification, marine protection, and changing fishing pressures explored using a worldwide suite of ecosystem models. *Frontiers in Marine Science* 5, 64.
- Ortiz, M., Hermosillo-Núñez, B., González, J. (m.fl.) (2017). Quantifying keystone species complexes: Ecosystem-based conservation management in the King George Island (Antarctic Peninsula). *Ecological Indicators* 81, 453-460.
- Otto, S., Kadin, M., Torres, M. A., Casini, M., Huss, M., Blenckner, T., Gårdmark, A. (2017). Ecosystembaserad utveckling av indikatorer för pelagiska födovävar. Rapport 6788. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Patrick, W. S., Link, J. S. (2015). Myths that continue to impede progress in ecosystem-based fisheries management. *Fisheries* 40, 155-160.
- Patterson, H., Noriega, R., Georgeson, L., Larcombe, J., Curtotti, R. (2017), Fishery status reports 2017, Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics and Sciences, Canberra. CC BY 4.0.
- Peck M. A., Arvanitidis, C., Butenschön, M., Melaku Canu, D., Chatzinikolaou, E., m.fl. (2016). Projecting changes in the distribution and productivity of living marine resources: a critical review of the suite of modelling approaches used in the large European project VECTORS. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 201, 40-55.
- Piet, G. J., van Overzee, H. M. J., Miller, D. C. M., Royo Gelabert, E. (2017). Indicators of the 'wild seafood' provisioning ecosystem service based on the surplus production of commercial fish stocks. *Ecological Indicators* 72, 194-202.
- Pitcher, T. J., Kalikoski, D., Short, K., Varkey, D., Pramod, G. (2008) An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. *Marine Policy* 33, 223-232.
- Plagányi, E. E. (2007). Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO, Rom.
- Pope, J. G., Bartolino, V., Kulatska, N., Bauer, B., Horbowy, J., Ribeiro, J. P. C., Sturludottir, E., Thorpe, R. (2019). Comparing the steady state results of a range of multispecies models between and across geographical areas by the use of the jacobian matrix of yield on fishing mortality rate. *Fisheries Research* 209, 259-270. Elektronisk version tillgänglig.
- Rouillard, J., Lago, M., Abhold, K., Röschel, L., Kafyeke, T., Mattheiß, V., Klimmek, H. (2018). Protecting aquatic biodiversity in Europe: How much do EU environmental policies support ecosystem-based management? *Ambio* 47, 15-24.

- Sander, G. (2018). Against all odds? Implementing a policy for ecosystem-based management of the Barents Sea. *Ocean & Coastal Management* 157, 111-123.
- Scopel, L. C., Diamond, A., Kress, S. W., Hards, A. R., Shannon, P. (2018). Seabird diets as bioindicators of Atlantic herring recruitment and stock size: a new tool for ecosystem-based fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75, 1215-1229.
- Serpetti, N., Baudron, A. R., Burrows, M. T. (m.fl.). (2017). Impact of ocean warming on sustainable fisheries management informs the Ecosystem Approach to Fisheries. *Scientific Reports* 7, 13438.
- Simmons, G., Bremner, G., Whittaker, H., Clarke, P., Teh, L., Zylich, K., Zeller, D., Pauly, D., Stringer, C., Torkington, B., Haworth, N. (2016). Reconstruction of marine fisheries catches for New Zealand (1950–2010). The University of British Columbia, Vancouver.
- SINTEF (2017). Ringvirkningsanalyse for teknologi- og serviceleverandører til sjømatnæringen - leverandører, utviklingstrekk og eksport. SINTEF, Trondheim.
- Sinclair-Waters, M., Bentzen, P., Morris, C.J., Ruzzante, D.E., Kent, M.P., Lien, S., Bradbury, I.R. (2018). Genomic tools for management and conservation of Atlantic cod in a coastal marine protected area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1–11.
- Skern-Mauritzen, M., Ottersen, G., Handegard, N. O., Huse, G., Dingsør, G. E., Stenseth, N. C., Kjesbu, O. (2016). Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries management. *Fish and Fisheries* 17, 165-175.
- Slooten, E., Simmons, G., Dawson, S.M., Bremner, G., Thrush, S.F., Whittaker, H., McCormack, F., Robertson, B.C., Haworth, N., Clarke, P.J., Pauly, D., Zeller, D. (2017). Evidence of bias in assessment of fisheries management impacts. *PNAS* 114, E4901-E4902.
- SLU (2017). Fisk, kräftor och musslor som eDNA – test av metodik och användbarhet. <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/individnival/genetik-och-genetisk-mangfald/fisk-krافتor-och-musslor-som-edna-test-av-metodik-och-anvandbarhet/> [åtkomst 2018-06-15].
- Smith, D. C., Fulton, E. A., Apfel, P. (m.fl.) (2017). Implementing marine ecosystem-based management: lessons from Australia. *ICES Journal of Marine Science* 74, 1990–2003.
- Stobutzki, I. C., Miller, M. J., Heales, D. S., Brewer, D. T. (2002). Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fishery Bulletin* 100:800-821.
- Storch, L. S., Glaser, S. M., Ye, H., Rosenberg, A. A. (2017) Stock assessment and end-to-end ecosystem models alter dynamics of fisheries data. *PLoS ONE* 12, e0171644.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. (2011). Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48, 112–120.
- Sundblad, G., Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43, 1020–1028.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* 71, 672–680.
- Sundet, J.H., Hoel, A.H. (2016). The Norwegian management of an introduced species: the Arctic red king crab fishery. *Marine Policy* 72, 278-284.
- Tam, J. C., Link, J. S., Rossberg, A. G., Rogers, S. I., Levin, P. S. m.fl. (2017). Towards ecosystem-based management: identifying operational food-web indicators for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 2040–2052.
- Tan, Y., Jardine, S. L. (2018). Considering economic efficiency in ecosystem-based management: the case of horseshoe crabs in Delaware Bay. *Environmental and Resource Economics* (in press).
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C. F. (m.fl.) (2017). An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algae-dominated shallow rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin* 117, 311-329.

- Thorpe, R. B., Jennings, S., Dolder, P. J. (2017). Risks and benefits of catching pretty good yield in multispecies mixed fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 74, 2097-2106.
- Torres, M. A., Casini, M., Huss, M., Otto, S. A., Kadin, M., Gårdmark, A. (2017). Food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures. *Ecological Indicators* 77, 67-79.
- Trenkel, V. M. (2018). How to provide scientific advice for ecosystem-based management now. *Fish and Fisheries* 19, 390-398.
- Trochta, J. T., Pons, M., Rudd, M. B., Krigbaum, M., Tanz, A., Hilborn, R. (2018) Ecosystem-based fisheries management: Perception on definitions, implementations, and aspirations. *PLoS ONE* 13, e0190467.
- Van Pelt, T. I., Huntington, H. P., Romanenko, O. V., Mueter, F. J. (2017). The missing middle: Central Arctic Ocean gaps in fishery research and science coordination. *Marine Policy* 85, 79-86.
- Weijerman, M., Gove, J. M., Williams, I. D., Walsh, W. J., Minton, D. Polovina, J. J. (2018). Evaluating management strategies to optimise coral reef ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, in press.
- Wondolleck, J. M., Yaffee, S. L. (2017). *Marine ecosystem-based management in practice*. Island Press, Washington.
- Wiedenmann, J., Wilberg, M., Sylvia, A., Miller, T. (2017). An evaluation of acceptable biological catch (ABC) harvest control rules designed to limit overfishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 1028–1040.
- Wondolleck, J. M., Yaffee, S. L. (2017). *Marine ecosystem-based management in practice: Different pathways, common lessons*. Island Press, Washington.
- Young, M. A., Ierodiaconou, D., Edmunds, M., Hulands, L., Schimel A. C. G. (2016). Accounting for habitat and seafloor structure characteristics on southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) assessment in a small marine reserve. *Marine Biology* 163, 141.
- Yun, S. D., Hutniczak, B., Abbott, J. K., Fenichel, E. P. (2017). Ecosystem-based management and the wealth of ecosystems. *PNAS* 114, 6539–6544.

