

## Biologiska aspekter av rums- och tidsskalor i genomförandet av ekosystembaserad fiskförvaltning

### Sammanfattning

Ekosystembaserad fiskförvaltning (EBFF) är ett sätt att förvalta fisk- och skaldjursbestånd på tvärvetenskaplig grund genom att låta förvaltningen omfatta hela ekosystem, inklusive mänsklig påverkan, och göra lämpliga avgränsningar i tid och rum. Liksom vid traditionell fiskförvaltning påverkas de avgränsningar som väljs för EBFF av rums- och tidsspecifika ekologiska, ekonomiska och sociala förutsättningar. Denna rapport om de biologiska aspekterna av tid- och rumsskalor för EBFF kan därvidlag ge insikter om var förvaltningsskalorna skiljer sig från de viktigaste ekologiska skalorna. De rumsspecifika ekologiska förutsättningarna för EBFF kan i praktiken beröra avgränsningar av olika fisk- eller skaldjurspopulationers utbredningsområden. Därutöver påverkas ett val av lämplig förvaltningsskala av andra biologiska aspekter som till exempel spridningsfaser, rörlighet, växlingar mellan olika habitat under olika livsstadier eller under olika delar av årscykeln, kopplingar till andra arter, samt naturlig dödlighet. Därtill påverkas ekosystemen av mänskliga aktiviteter som till exempel fiske, habitatdegradering, klimatförändringar och försurning, vilka har olika rumsliga och tidsmässiga skalor. För stationära arter som abborre, gädda och gös föreslås små rumsliga förvaltningsskalor. För långvandrande arter som ål och lax krävs stora rumsliga förvaltningsskalor som omfattar hela utbredningsområdet. De tidsspecifika förutsättningar som måste tas hänsyn till i en EBFF är bland annat populationsdynamik. De biologiska förvaltningsmål som ställs upp inom en EBFF blir avgörande för hur väl de ekologiska skalorna överensstämmer med förvaltningsskalan. Fiskpopulationer har en årlig reproduktionscykel och eftersom variationer i årsklasser starkt kan påverka fiskpopulationernas storlek och rekryteringsframgång rekommenderar denna rapport generellt en ettårig förvaltningsskala. Det är dock viktigt med flexibilitet och adaptivitet i förvaltningen så att förändringar i miljön och hela ekosystemet, som har en längre cykel än ett år, beaktas. Andra ekologiska faktorer som exempelvis sjukdomar kan verka på ännu kortare tidsskalor, vilket förvaltningen också behöver ta hänsyn till. Den mest betydelsefulla mänskliga påverkansfaktorn på fisk och skaldjur i större svenska sjöar och i havet är fisket, som typiskt sett är säsongbundet. Samtidigt verkar många

andra mänskliga påverkansfaktorer som övergödning, försurning och klimatförändringar, på en kontinuerlig tidsskala. Att åtgärda sådana faktorer tar ofta längre tid än ett år för att komma till stånd och ytterligare tid innan de ger effekt i ekosystemen. Sammantaget ger vi i denna rapport en rekommendation avseende en huvudsaklig förvaltningscykel på sex år, i enlighet med Vattendirektivet och Havsmiljödirektivet.

*Nyckelord:* ekosystembaserad, fiskförvaltning, rumslig skala, tidsskala

## Abstract

Ecosystem-based fisheries management (EBFM) is a way to manage fish and shellfish stocks on a multidisciplinary basis by including whole ecosystems, and human activities affecting them, and by making appropriate delineations in time and space. Delineations in EBFM, and in traditional fisheries management, are affected by ecological, economic and social preconditions which are restricted in time and space. The spatially specific preconditions can in practice concern possible delineations of the areal distribution of certain fish or shellfish species. Moreover, the management scale is affected by other ecological aspects such as spreading phases, mobility, habitat changes during different life stages or seasons, interconnections with other species, and natural mortality. In addition, ecosystems are affected by various kinds of anthropogenic activities such as fishing, habitat degradation, eutrophication, climate change and acidification, which act on different temporal and spatial scales. Small geographical management scales are recommended for stationary fish populations of perch, pike and pikeperch, while large management scales are recommended for more migratory populations such as eel and salmon, in order to cover the whole distribution area. Time-specific preconditions which have to be accounted for in an EBFM are, e.g., population dynamics and migration. Fish populations have annual reproduction cycles and since variations in year classes strongly affect the size of the fish populations and their reproduction success, the report recommends management which accounts for changes on a one-year timescale. Other ecological factors such as diseases can act on even shorter timescales, which also have to be accounted for. The most influential human activity on fish and shellfish in large Swedish lakes and seas is fishing, which is typically confined to fishing seasons. Meanwhile, many anthropogenic activities affecting aquatic ecosystems, such as eutrophication, acidification and climate change, act on a continuous time-scale. However, management actions can take longer time than a year to be implemented and additional time is required for actions to affect the ecosystems. Altogether, a predominant management cycle of six years, in line with the Water Framework Directive and the Marine Strategy Framework Directive, is recommended.

*Keywords:* ecosystem based, fisheries management, spatial scale, temporal scale

## Innehåll

1	Inledning och syfte .....	4
2	Geografiska avgränsningar .....	4
2.1	Faktorer som påverkar geografiska avgränsningar .....	5
2.2	Nuvarande geografiska förvaltningsskalor .....	11
3	Tidsmässiga avgränsningar.....	17
3.1	Faktorer som påverkar tidsmässiga avgränsningar .....	17
3.2	Nuvarande tidsmässiga förvaltningsskalor .....	18
4	Exempelpopulationer .....	20
4.1	Kustlekande skrubbskädda i Egentliga Östersjön .....	20
4.2	Europeisk ål .....	22
5	Diskussion och slutsatser.....	23
6	Tackord.....	28
7	Referenslista .....	28

## 1 Inledning och syfte

Ekosystembaserad fiskförvaltning (EBFF) är tillämpningen av ekosystemansatsen i fiskförvaltningen som syftar till att främja biologisk mångfald och hållbart nyttjande. Det är ett sätt att förvalta fiske och fisk- och skaldjursbestånd på en tvärvetenskaplig grund genom att inkludera hela ekosystem, snarare än att enbart fokusera på fiskets målarter, det vill säga de arter som fisket syftar till att fånga. För att följa en EBFF ska de förvaltande myndigheternas beslut och de avvägningar som görs i besluten baseras på vetenskapliga grunder men också på intressenternas kunskaper och inflytande avseende verkningfulla åtgärder och behov av avvägningar för att minimera skador på ekosystemfunktioner och på de samhällsintressen som representeras. Intressenter är någon som har ett intresse i fiskförvaltningen, exempelvis yrkesfiskare, fritidsfiskare, miljöorganisationer, turismföretagare eller allmänheten. Ekologiska, ekonomiska och sociala indikatorer används för att spåra förändringar i miljön och deras påverkan på människa och samhället. EBFF har uppmärksammats i ett stort antal vetenskapliga artiklar och rapporter (t.ex. Pikitch m.fl., 2004; Fulton m.fl., 2014; Long m.fl., 2015; Link och Browman, 2017; Bryhn m.fl., 2018), samt av utvecklare av flera EU-direktiv som Havsmiljödirektivet (Anon, 2008), den senaste förändringen av den Gemensamma Fiskeripolitiken (Anon, 2013) samt Havsplaneringsdirektivet (Anon, 2014a). Antalet praktiska exempel på EBFF är stigande internationellt (Link och Browman, 2017) och nu anses tiden vara inne för att börja tillämpa eller åtminstone sträva mot EBFF i Sverige (Anon, 2014b). Ansvarig myndighet för fiskförvaltning i Sverige är Havs- och vattenmyndigheten (HaV). En av HaVs viktigare uppdrag från regeringen 2016-2018 har arbetsnamnet ”*En strategi för hur ekosystemansatsen och försiktighetsansatsen ska tillämpas i fiskförvaltningen (HaVs strategiska plan 2016-2018)*”. De senaste tre regleringsbrev för HaV har föreskrivit att myndigheten ska redogöra för hur en EBFF ska bli en integrerad del i uppfyllandet av målen i den svenska havs- och vattenförvaltningen (Miljö- och energidepartementet, 2017).

En viktig beståndsdel i EBFF är att avgränsa förvaltningen geografiskt och tidsmässigt, eftersom avgränsning förbättrar de praktiska möjligheterna till en effektiv förvaltning (HaV, 2012; Long m.fl., 2015; Bryhn m.fl., 2018). Denna rapport syftar till att ge underlag till en av de viktiga principerna för EBFF, avgränsning i tid och rum, för tillämpning av EBFF i Sverige, främst utifrån ett ekologiskt perspektiv. I avsnitt två redogörs för skäl till geografiska avgränsningar, i avsnitt tre skäl till tidsmässiga avgränsningar, i avsnitt fyra redogörs för två exempelpopulationer av fisk och i avsnitt fem diskuteras hur skäl till rumslig och tidsmässig avgränsning ska hanteras vid val av rumslig och tidsmässig skala.

## 2 Geografiska avgränsningar

För tillämpning av EBFF i Sverige behöver geografiskt lämpliga avgränsningar identifieras (HaV, 2012). Dessa rumsspecifika avgränsningar påverkas av såväl

ekologiska och ekonomiska som sociala förutsättningar (Long, 2015). Populationer och habitat har olika geografisk utbredning, samtidigt som ekologiska processer och mänskliga verksamheter också verkar på olika skalor. Den nuvarande förvaltningen av fiskarter som fiskas i svensk ekonomisk zon sker på flera och väldigt olika skalor. Fiskbestånd kan förvaltas - helt eller delvis - av privata fiskevattenägare och/eller fiskevårdsområdesföreningar, eller som ytvattenförekomster (Vattendirektivet) via det kommunala planansvaret, inom regionalt ansvar, ibland med samverkan mellan flera län och/eller i samförvaltningsgrupper (t.ex. i de stora sjöarna). Nuvarande havsförvaltning delas upp rumsligt i två (Havsmiljödirektivet) eller flera (havsplaneringen) havsbassänger. Detta beskrivs mer detaljerat i de avsnitt som följer. Pomeroy m.fl. (2019) talar om behovet att ”skala upp” EBFF för att få det verksamt på regional och internationell nivå, och att ”skala ner” EBFF för att få det funktionellt på lokal och ekosystemnivå. Enligt ekosystemansatsens andra princip bör förvaltningen emellertid vara decentraliserad till lägsta tillämpbara nivå (www.cbd.int).

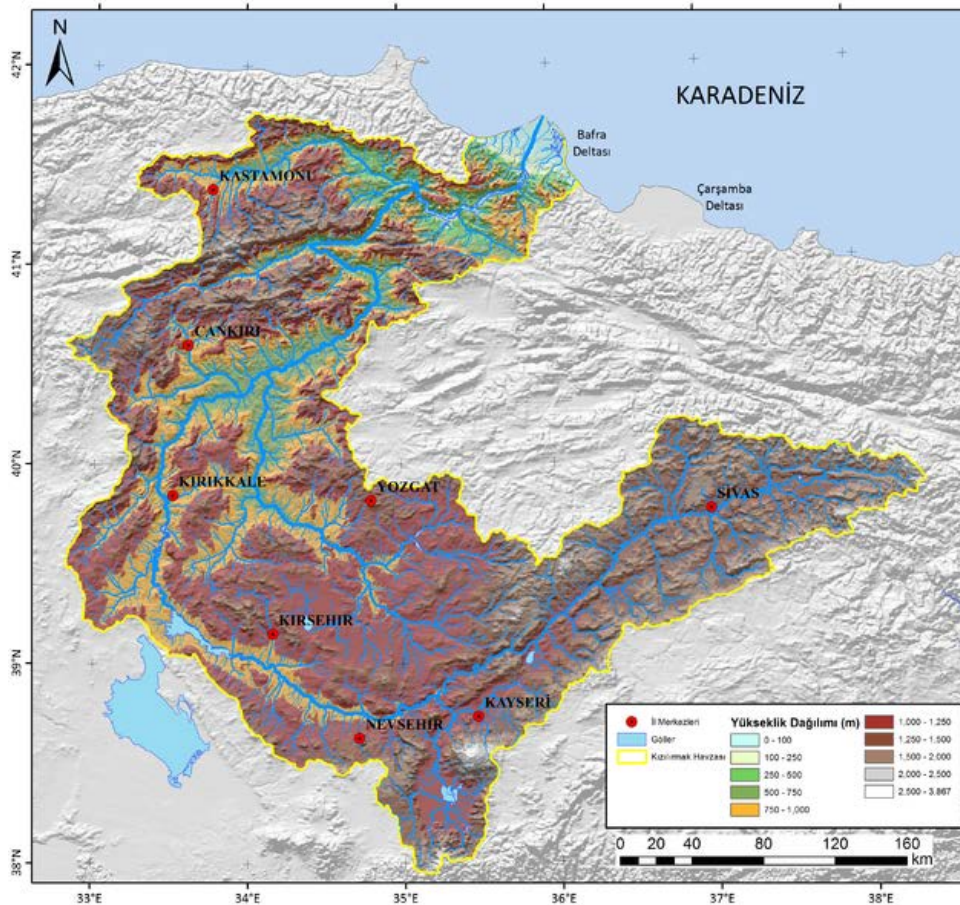
### *2.1 Faktorer som påverkar geografiska avgränsningar*

#### **Rumslig utbredning av fiskpopulationer**

En viktig förutsättning för hur man väljer lämpliga områden att tillämpa EBFF är de olika fiskbeståndens utbredning (Östman m.fl., 2017), en fråga som har engagerat forskningen i över hundra år (Hawkins m.fl., 2016). Det går att argumentera för att det inte finns några ”korrekta” sätt att rumsligt avgränsa populationer (undergrupper av en art; se diskussionen nedan) av organismer, eller ekosystem (Levin, 1992). Trots detta behöver förvaltningen avgränsas i tid och rum, något som också är ett av kriterierna för en EBFF. Utbredningsområdet är det geografiska område där en viss organism eller population tillbringar hela eller delar av sitt liv. Utbredningen av arter och habitat, ekosystemfunktioner och även de fysiska processer som reglerar ekosystemen sker på flera olika geografiska skalor. Det existerar således inte någon unison geografisk avgränsning som passar för samtliga arter och ekosystem.

Utbredningen av fiskpopulationer varierar även på olika skalor. I marina vatten finns exempel på att utbredningsområdet kan sträcka sig från någon kilometer till 100 km (Palumbi, 2004). Den rumsliga utbredningen av fiskpopulationer kan skilja sig åt beroende om det handlar om inlandsvatten eller marina vatten. Marina vatten är mer öppna och har sällan vandringshinder. I inlandsvatten hänger vattnen ihop i avrinningsområden (fig. 1). Ett avrinningsområde är ett geografiskt område där vattnet i hela området flödar mot samma slutpunkt. Inom dessa avrinningsområden finns inte sällan vandringshinder som hindrar fiskpopulationer från att breda ut sig. I sötvatten kan på så sätt en sjö eller damm utgöra habitat och utbredningsområde för en enskild fiskpopulation (Scheffer m.fl., 2006; Anderson m.fl., 2017). I den andra ändan av skalan återfinns flera diadroma (vandrande) fiskarter, exempelvis atlantlax som kan vandra tusentals kilometer (McCormick m.fl., 1998) för att sedan återvända till geografiskt avgränsade områden för lek. Den europeiska ålen utgör ett annat exempel vars enda population fortplantar sig i Sargassohavet på andra sidan

Atlanten och vars uppväxthabitat utgörs av större delen av Europa, norra Afrika och västra Asien (Schmidt, 1923; Moriarty och Dekker, 1997).



Figur 1. Illustration av ett avrinningsområde. Sjöar och vattendrag hänger ihop i nätverk som kallas avrinningsområden. Bild: Erturac, Wikimedia Commons.

### Rumslig utbredning av fiskens föda

I en EBFF är det även viktigt att ta hänsyn till födovävsinteraktioner såsom fiskarternas födoval då födan är en del av fiskens livsmiljö och därigenom kan utgöra en grund för beståndets geografiska avgränsning. Vissa fiskarter, som torsk, kolja, vitling, lax, öring, gädda och gös är rovfiskar (FishBase, 2018). Dessa rovfiskars föda kan bestå av allt ifrån relativt stationära arter, som mört och andra karpfiskar (FishBase, 2018) till strömming och skarpsill som kan röra sig över hela havsbassänger (Parmanne m.fl., 1994). Fiskarter som sill och siklöja äter djurplankton (FishBase, 2018). Djurplankton har begränsad geografisk rörlighet och kan, liksom dess föda växtplankton, betraktas som stationära även om utbredningen ofta uppvisar stor rumslig variation. Växt- och djurplankton kan även medfölja vattenströmmar längre sträckor (Jönsson och Watson, 2016). Trenkel (2017) pekade på att ekosystemens produktivitet bestäms på stora skalor och argumenterade utifrån det att EBFF bör tillämpas på stora havsområden ("large marine ecosystems"). Bentivora fiskar som mört och björkna äter bottendjur, som kan vara fastsittande

(t.ex. musslor), men omfattar också mer rörliga maskar och kräftdjur, vilka dock inte rör sig ens i samma utsträckning som de fiskarter som beskrivs som stationära. Strandvegetation (makrofyter) som vass, tång eller ålgräs är fastsittande och även om de inte utgör någon huvudsaklig födokälla åt de flesta fiskarter kan de tjäna som barnkammare och skafferi åt fisken, där fiskyngel och småväxta fiskarter äter betande smådjur som lever på strandvegetationen (Baden m.fl., 2012).

### ***Konkurrens, predatorer och sjukdomar***

Ekologiskt viktiga företeelser inbegriper även ekosystemprocesser som konkurrens och naturlig dödlighet hos organismer samt deras rumsliga aspekter. Bland orsaker till naturlig dödlighet hos fisk i Sverige bör nämnas predation från andra fiskarter samt från marina däggdjur och fåglar (KSLA, 2013; Hansson m.fl., 2017), liksom sjukdomar (SVA, 2017a). Predatorer som rovfiskar, däggdjur och fåglar rör sig ofta över större och även i viss mån annorlunda områden än den fisk som de äter. Fiskätande fåglar migrerar längre söderut från vatten som isbeläggs på vintern. Mellanskarv kan exempelvis migrera säsongsvis från Sverige ner till Afrika. Sälar finns längs hela den svenska kusten och kan uppvisa ett migrerande beteende. Sälar har spårats från den svenska västkusten i sydostlig riktning in i Östersjön och västerut så långt som till Skottland (Maria Ovegård, pers. komm.). Beskrivningen av trofiska interaktioner kan även bero på vilken skala som studeras. Exempelvis reglerar kustens rovfiskar (som gädda, gös och abborre) mesopredatorer som storspigg, snultor eller karpfisk som i sin tur reglerar betare, vilket slutligen påverkar mängden trådalger. Återkopplingsmekanismerna mellan mesopredatorer-betare-trådalger beror dock på vilken skala man studerar (Donadi m.fl., 2017).

På motsvarande sätt kan en fiskpopulation ha ett annat geografiskt hemområde än dess konkurrenter. Exempelvis konkurrerar strömming och skarpsill om ungefär samma födoresurs i Östersjön, men de har olika utbredning (Parmanne m.fl., 1994). Facilitering innebär positiva artinteraktioner med synergistiska effekter. Ett exempel på facilitering är att invasiva, främmande arter kan utöva synergistisk påverkan på varandra och bidra till ökad ömsesidig spridning (Mooney m.fl., 2005). Eklöv och VanKooten (2001) fann i försök i dammar att abborre växer snabbare när den samexisterar med gädda, än när den är ensam, och bestånd av gädda och abborre kan ha olika geografisk utbredning. Allt detta påverkar lämpligheten för den geografiska skala som är lämpligast för förvaltning.

### ***Spridning och spridningsfaser***

Spridning är när en population långsiktigt utökar sitt habitat, exempelvis på grund av god födotillgång eller andra gynnsamma livsförutsättningar. Populationerna kan även kolonisera nya vatten och överge gamla lekplatser och uppväxthabitat. På så sätt kan artsammansättningen i exempelvis fisk- eller bottendjurssamhällen ändras över tid. Inhemska arter kan, i mån av förmåga, sprida sig till närliggande vatten om inga avgränsande vandringshinder föreligger (Hein m.fl., 2011). I inlandsvatten bör förvaltningen beakta avrinningsområdenas geografiska utbredning.

Under de senaste decennierna har förändrade utbredningsområden konstaterats för flera marina fiskbestånd som fiskas kommersiellt (ICES 2017a) och ytterligare förändringar i utbredning förväntas. Framför allt tillskrivs den förändrade utbredningen klimatförändringar, men även fiske och annan miljöpåverkan anses påverka. Nuvarande förvaltningssystem bygger på relativ stabilitet för fiskenaernas kvoter så att varje land tilldelas en viss procent av fångstmöjligheterna baserat på historiska fångster i fisket. Om beståndens utbredning förändras kan vissa bestånd komma att minska inom ett enskilt lands fiskeområde medan andra sprider sig till nya fiskeområden. I så fall uppstår en missanpassning mellan de arter som ett land har kvoter för att fånga och de arter som kan fångas. Med en adaptiv förvaltning kan hänsyn tas till förändrade fiskemöjligheter.

En fiskart som drastiskt har ändrat sitt utbredningsområde är den invasiva svartmunnade smörbulten, som innan år 2008 inte hade observerats i Sverige men som därefter ökat i antal och sprids längs kusterna (Florin m.fl., 2017). Andra exempel på invasiva arter i svenska akvatiska ekosystem är japanskt jätteostron, signalkräfta, vandarmussla och ullhandskrabba (se <https://www.havochvatten.se/frammandearter>).

En annan aspekt är olika arters spridningsfaser, som är ett livsstadium när individer ur en viss population byter habitat. Ålen byter exempelvis habitat och sprids från Sargassohavet till kontinenten i sitt leptocephalus- och glasålsstadium, och ofta vidare till sötvatten under gulålsfasen (Moriarty och Dekker, 1997). Laxens spridningsfas inträffar i flera stadier. Ynglen sprids från lekhabitatet ut till uppväxtområdet, medan smolt (ett juvenilt livsstadium) kan spridas ut i pelagialen (den fria vattenmassan) (McCormick m.fl., 1998). Skarpsillens främsta spridningsfas i Bohuslän inträffar vid cirka ett års ålder, då den börjar vandra ut från fjordområdena till utsjön (Andersson, 1954). Abborren har en spridningsfas vid kläckning, då ynglen simmar ut från grunda strandnära områden till pelagialen. Efter någon månad sker nästa spridningsfas då abborynglen återigen söker sig tillbaka in mot stränderna för att bilda stim med andra abborrar (Andersson, 1954).

Spridning och spridningsfas skiljer sig mellan inlandsvatten och hav. Medan havet är relativt öppet kan spridning och spridningsfaser i inlandsvatten begränsas av vandringshinder, utdikningar och andra habitatfragmenteringar.

Förvaltningen behöver ta hänsyn till spridning och spridningsfas hos fiskar och andra arter. Framför allt kan det vara relevant att överväga områdesskydd för lek- eller lekfredning för sårbara populationer med högt fisketryck. Även vägen till lek- eller uppväxtområden för migrerande fiskar kan behöva särskilt skydd.



### **Säsongsväxlingar i habitat**

Fångster av fisk och skaldjur på en fångstlokal uppvisar ofta tydliga säsongsvariationer. En vanlig orsak är att fiskpopulationer under året kan växla mellan grundare och djupare vatten. Säsongsmässiga vandringar kan urskiljas med till exempel märkningsexperiment. Ett exempel på växlingar mellan säsong, i Gullmarsfjorden, beskrivs i Pihl och Wennhage (2002), där högst fångster i provfiske erhöles på sommaren, vilket kunde tyda på att de fångade arterna vandrar in i fjorden då. Många fiskarter vandrar till grundare vatten i samband med leken (Andersson, 1954; Bergström m.fl., 2015; Adill m.fl., 2017; Perry m.fl., 2018).

### **Genetiska delpopulationer**

En annan faktor som påverkar vilken skala EBFF ska implementeras på är om det finns lokala delpopulationer (metapopulationer). Dessa identifieras vanligen på ett av följande fem sätt: (i) med hjälp av molekylära metoder med DNA, RNA eller proteiner, (ii) demografiska karaktärsdrag hos den antagna populationen (t.ex. populationstillväxt, (iii) individuella fenotypiska karaktärsdrag som storlek eller ålder vid könsmognad, kroppsform, eller storlek vid en viss ålder, (iv) kemiska markörer eller (v) migrationsstudier (Östman m.fl., 2017).

För t.ex. abborre har studier visat en hög grad av genetisk isolering på olika skalor, vilket tyder på att populationerna i hög grad är lokala (Bergek och Björklund, 2009; Bergek m.fl., 2010; Olsson m.fl., 2011). Abborre längs den svenska kusten vandrar sällan längre avstånd än en mil (Olsson m.fl., 2011). Saulamo & Neuman (2002) visade genom märkningsstudier längs Östersjön att abborren sällan rör sig över 10 km, något som bekräftats senare i genetiska studier (Olsson m.fl., 2011). I Mälaren har tre genetiskt distinkta populationer av gös identifierats (Dannewitz m.fl. 2010), vilket visar på behovet av lokal förvaltning. För sik i Vättern finns också genetiska skillnader inom sjön (HaV, 2019), vilket även har konstaterats för abborre i sjöar (Bergek och Björklund, 2007). Östman m.fl. (2017) sammanställde populationsrelaterad information om ett flertal fiskarter i svenska havsområden och fann bland annat att gös och utsjöflundra är ungefär lika stationära som abborre, medan gädda, tånglake och sik rör sig över något större område. Att torskfiskar, som har stora utsjöbestånd, även har eller har haft lokala kustpopulationer på västkusten framgår i ett flertal rapporter och forskningsartiklar såsom Sundelöf m.fl. (2013) och André m.fl. (2016). Sill (Molander, 1952; Vitale m.fl., 2015) och skarpsill (Ruzzante m.fl., 2006), som också har stora utsjöbestånd, förefaller vara genetiskt differentierade längs Bohuskusten. Även plattfisk kan ha stora utsjöbestånd men vara genetiskt differentierade längs kusten (Östman m.fl., 2017), vilket kan nödvändiggöra en förvaltning geografiskt anpassad till de olika bestånden.

Under delar av livscykeln kan ibland flera olika populationer av samma art förekomma i samma område. Detta kan utgöra problem vid förvaltningen eftersom de olika delpopulationerna kan vara olika känsliga för fiske. Ett särskilt tydligt exempel gäller lax och öring i havet och Väneren (Piccolo m.fl., 2012).

Var den geografiska gränsen mellan delpopulationer går är knappast enklare att fastställa än gränsen mellan olika populationer (Hawkins m.fl., 2016). Om det är populationer eller delpopulationer som bäst bör förvaltas var för sig är en relativt öppen fråga. En fördel med en liten (exempelvis länsbaserad) skala är, som tidigare nämnts, att lokala förutsättningar - exempelvis för stationära arter - bättre kan beaktas. Förvaltning på större skala kan gynna populationer med större geografisk utbredning, exempelvis strömming i Egentliga Östersjön. Historiskt sett har det inte varit möjligt att särskilja genetiska populationer regelmässigt vilket har varit en bidragande orsak till överfiske på små lokala populationer. Det har funnits ett mycket litet skydd för lokala kustpopulationer av exempelvis torsk när dessa förvaltats tillsammans med de mycket större utsjöbestånden. För exempelvis rödspotta i Västerhavet utgår dock råd från ICES om att fiske bör undvikas i vissa delområden av förvaltningsområdet för att man inte ska fiska för hårt på svaga delbestånd (ICES, 2012). För torsken i Västerhavet genomförs genetiska analyser på fisk från geografiskt heltäckande provfisken flera gånger årligen för att kunna förvalta det mindre och överfiskade Kattegattbeståndet mer fristående från det större Nordsjöbeståndet (ICES, 2018).

Kunskapen om fiskbeståndens utbredning är fortfarande fragmentarisk och kunskapsuppbyggnaden leder till att man identifierar allt fler lokala populationer eller genetiskt värdefulla varianter. I ett EBFF-perspektiv är det värt att poängtera vikten av att bevara den genetiska mångfalden, såväl mellan arter som inom arter.

### **Mänskliga påverkansfaktorer**

Bland mänskliga aktiviteter är den enskilt största påverkansfaktorn för fiskpopulationers hållbarhet och fortlevnad i marina vatten en hög intensitet av selektivt fiske på stora individer, såväl globalt sett (Neubauer m.fl., 2013) som i svenska vatten (Svedäng och Bardou, 2003; Österblom m.fl., 2007; Sundelöf m.fl., 2013; Lundholm och Stöhr, 2014). Det pågår dock en debatt om detta i forskarsamhället, och alla håller inte med (se t.ex. Froese m.fl., 2015; Burgess m.fl., 2015). Yrkesfisket pågår främst till havs, men sker även i inlandsvatten. Den rumsliga utbredningen för yrkesfisket till havs hanteras bland annat inom ramen för den svenska havsplaneringen (<https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/havsplanering>). I många vatten utgör emellertid fritidsfiske den främsta mänskliga påverkansfaktorn på fiskbestånden, särskilt i sjöar och längs kusten (HaV, 2019). Post m.fl. (2008) pekar på ett ökat tryck i närheten av städer och föreslår att istället för förvaltning per sjö så behövs en mer regional ansats. Storleken på regionen beror på storleken på städerna – ju fler människor desto större område. Man kan utifrån denna studie göra jämförelser med mänsklig befolkningstäthet och lokala fiskpopulationer på kusten, likväl som kustavsnitt och de stora sjöarna. Även fritidsfiskerapporten Karlsson m.fl. (2014) använde befolkningsstatistik som indikator för fisketryck från fritidsfiske.

Ett annat betydande problem för fiskpopulationer i svenska vattendrag, men även i andra vatten, (Jonsson och Jonsson, 2015), är vattenkraft och annan habitatförlust och habitatfragmentering (Sih m.fl., 2000; Airoidi och Beck, 2007; Calles m.fl., 2010; Hanski, 2011). Under lek- och uppväxtstadierna är fiskar särskilt beroende av förhållanden som bara återfinns i specifika lek- och uppväxthabitat (Seitz m.fl., 2013; Sundblad m.fl., 2014). Lek och uppväxt är störningskänsliga livsstadier för fisken. Det är därför särskilt viktigt att vattenkraft, vattenomledningar, fiske, tätortsbebyggelse och andra fysiska aktiviteter sker med minsta möjliga negativa påverkan på lek- och uppväxtmiljöerna och på den köns mogna fiskens möjligheter att nå lekområdena. Sådan påverkan är ofta småskalig, men kan sammantaget ackumuleras över tid (Sundblad och Bergström, 2014). Lekområdena kan omfatta en vik (hos t.ex. gös) eller ett helt havsområde som Sargassohavet (ål) och lekområdenas utbredning bör tas särskild hänsyn till vid bedömning av lämplig rumslig skala.

För vissa fiskpopulationer eller andra organismer i akvatiska ekosystem kan dock exempelvis globala klimatförändringar (Brander, 2007), övergödning eller andra typer av föroreningar vara de mest avgörande påverkansfaktorerna (Andersen m.fl., 2015). Försurning har under 1900-talet varit en stor påverkansfaktor för fisk och andra organismer i svenska sjöar. Trots att andelen försurade sjöar har minskat på grund av minskade utsläpp av försurande ämnen till atmosfären i kombination med kalkning (Holmgren m.fl., 2016) så är 47 % av sydvästra Sveriges sjöar fortfarande försurade beroende på såväl globala som lokala antropogena utsläpp ([www.miljomal.se](http://www.miljomal.se)). Övergödning till havs sker som regel på stor skala, exempelvis över hela Egentliga Östersjön (Bryhn m.fl., 2017a). Övergödning av sjöar är starkt kopplad till processer i tillrinningsområdet (Smith m.fl., 2014). Försurning har såväl lokala som regionala och globala ursprung och spridningsvägar (Roy m.fl., 2014). De olika skalor som dessa miljöproblem verkar på behöver tydliggöras i förvaltningen och anpassas till relevant nivå.

## 2.2 Nuvarande geografiska förvaltningsskalor

I nuläget förvaltas fisk i Sverige på flera olika geografiska skalor. Inga tidigare publikationer har föreslagit några lämpliga geografiska indelningar för EBFF i Sverige, men några har berört geografisk indelning inom ramen för traditionell fiskförvaltning, vilka kommer att redogöras för nedan. HaV ger årligen ut en översikt över fisk och skaldjursbestånd i hav och sötvatten (<https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2019-01-24-fisk--och-skaldjursbestand-i-hav--och-sotvatten-2018-resurs--och-miljooversikt.html>) med rekommendationer för förvaltning, en rapport som Sveriges lantbruksuniversitet tar fram på HaV:s uppdrag (HaV, 2019). Där rekommenderas t.ex. lokal förvaltning av gädda, abborre och gös, som förekommer i många inlandsvatten samt längs ostkusten. Därutöver tog HaV (2019) upp betydelsen av lokala populationer för bland annat hummer, torsk, kolja, bleka och rödspätta längs västkusten, sik och skrubbskädda längs ostkusten, samt

röding i insjöar, även om publikationen inte uttryckligen rekommenderade lokal förvaltning av dessa arter. Saulamo och Neuman (2002) föreslog lokal förvaltning av gädda, abborre, gös, sik och piggvar längs kusten. Sandström m.fl. (2002) förordade lokal förvaltning av skärgårdsfisken i svenska Östersjön, Finland och Estland. Sandström m.fl. (2002) tog vidare upp samhällsvetenskapliga aspekter som att skärgårdsfiskare försörjer sig på en mångfald av aktiviteter, vilka behöver beaktas i förvaltningen. Neuman m.fl. (2004) pekade på möjligheterna för lokal förvaltning av Östersjökustens sötvattensarter och västkustens skaldjursbestånd. Ett återkommande bekymmer för tillståndsgivningen när det gäller yrkesfiske är att vetenskapliga råd ofta gäller för stora områden (t.ex. svenska Östersjön), som kan innehålla betydande lokala variationer. Där fiske på en viss art kan behöva begränsas överlag i området med ansträngningsminskningar eller redskapsspecifika regler, kan det finnas delområden med bättre förutsättningar för hållbart fiske. Likaså kan motsatsen gälla – överlag ges fångstrekommendationer för torsk i Skagerrak (ICES, 2018a), vilka dock kan vara olämpliga i Skagerraksfjordar där torskpopulationerna är kraftigt utarmade.

### **Vattendirektivet**

Inom EU:s ramdirektiv för vatten, Vattendirektivet, (direktiv 2000/60/EG) klassificeras ekologisk status för varje så kallad ytvattenförekomst, vilket innebär ”en avgränsad och betydande vattenförekomst som till exempel en sjö eller delar av denna, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka” (Anon, 2000). Antalet kustvattenförekomster i Sverige enligt Vattendirektivet är 660 (Bryhn m.fl., 2017a) och antalet vattenförekomster i sjöar och vattendrag uppgår till 23 000 (Löfgren m.fl., 2014). Vattenförekomsterna är alltså väldigt talrika och i den mån generaliseringar kan göras kan det vara lämpligt att förvalta flera av dessa vattenförekomster tillsammans. I Vattendirektivet finns fisk i sjöar och vattendrag med som en av flera olika biologiska indikatorer. Fisksamhällen i kustzonens vattenförekomster behandlas istället under Havsmiljödirektivet.

### **Havsmiljödirektivet**

Havsmiljödirektivet (HMD; Anon, 2008) föreskriver nationella åtaganden för att nå god status och ett hållbart fiske för kommersiellt nyttjade fisk- och skaldjursarter, med utgångspunkt i bedömningen av havsmiljöns status. I enlighet med HMD utvärderas ett antal påverkansfaktorer av potentiell betydelse för fiskbeståndens utveckling, exempelvis habitatens utbredning, övergödningseffekter och miljögifter. Sveriges åtgärdsprogram för havsmiljön (HaV 2015), samt föregående rapporter i serien ”God havsmiljö 2020” utarbetar bedömningar och åtgärdsförslag uppdelat på två förvaltningsområden: Nordsjön och Östersjön såsom föreskrivs enligt Havsmiljöförordningen (HVMFS 2012:18). Vad avser fisk är det tydligt att åtgärderna för att uppnå god miljöstatus (GES) främst berör arter och bestånd som förvaltas nationellt (endast svenska vatten). Exempelvis finns åtgärder för att ytterligare minska fiskeridödligheten innanför trålgränsen samt lekfredningsområden och fredningstider för utvalda arter. Havsmiljöförordningen

förskriver dock även generell samordning mellan medlemsländer som delar havsområden i avsikt att skapa gränsöverskridande bedömningar och åtgärdsprogram. I dessa avseenden deltar Sverige i ICES arbete (se följande avsnitt) för att bedöma de internationellt förvaltade fiskbeståndens status såväl som påverkan från fisket i form av fiskeridödlighet, bifångster och bottenpåverkan. Indelningarna för varje bestånd i HaV (2015) gjordes i linje med ICES bedömningar och fångstråd och EU:s fiskeriförvaltning.

### **ICES**

Det internationella havsforskningsrådet ICES består av forskare från olika länder (däribland från SLU Aqua för Sveriges del). Forskarna samlas i arbetsgrupper, bland annat för olika arter och bestånd, och utarbetar, beståndsuppskattningar och analyser av påverkansfaktorer på bestånden samt vetenskapligt grundade fångstråd. ICES är en rådgivande organisation som alltså inte bedriver förvaltning. ICES syftar till att ta fram vetenskapligt underlag som ska ligga till grund för fiskförvaltning, och arbetar genomgående enligt EBFF-principer (ICES, ej daterad). Råden till förvaltande myndigheter sammanställs av rådgivningsgruppen (ICES ACOM; Ballesterio m.fl., 2017). Den årligt återkommande beställningen från EU till ICES består dock i allt väsentligt av fångstråd i form av totalkvot (TAC) för ett urval av kommersiellt fiskade bestånd. För svenskt vidkommande bedöms bestånden inom ICES i huvudsak för två förvaltningsområden: Östersjön och Nordsjön (inklusive Västerhavet), uppdelade i ICES delområden (subdivisions; SD). Bedömningen för enskilda arter kan där så bedöms befogat vara ytterligare uppdelade i separata bestånd. Ofta ger detta en komplex bedömning och förvaltning, som exempelvis för bestånden av höst- och vårlekande sill som båda återfinns i Skagerrak/Kattegattområdet (ICES, 2017b). I vissa fall, som för strömmingen i Bottenhavet och Ålands hav, kan en definierad geografisk avgränsning med hänvisning till ett relevant ekosystem göras. Torsken är ett annat aktuellt exempel där fiske på en blandning av flera bestånd i nuläget komplicerar rådgivningen och förvaltningen i såväl Östersjön som Nordsjön. Utöver detta är torsken även en art vars ekosystemfunktion diskuteras i flera sammanhang. Torsken anses kunna ha en strukturerande roll i ekosystemen, både i utsjön och vid kusten (Ljunggren m.fl., 2010), där olika torskbestånd svarar för den strukturerande ekosystemtjänsten i respektive system. Dessutom anses kustens habitat vara viktiga som uppväxtområden för såväl kust- som utsjöbestånd. Bland de fiskar som förvaltas som arter ingår ”widely distributed stocks” med ett utbredningsområde som omfattar större områden än Nordsjön eller Östersjön. Dessutom finns ett antal arter där kunskap saknas om beståndsuppdelning, men även arter där beståndens utbredning i huvudsak överensstämmer med förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön.

### **EU**

EU delar upp ansvaret för fisket (den gemensamma fiskeripolitiken) och ansvaret för miljön (Vattendirektivet, Havsmiljödirektivet samt Art- och Habitatdirektivet) i två generaldirektorat: DG MARE, respektive DG ENV (Ballesterio m.fl., 2017). DG MARE har sin egen geografiska uppdelning av ansvarsområden. Fleråriga

förvaltningsplaner i enlighet med EU:s gemensamma fiskeripolitik för de kommersiellt nyttjade bestånden utarbetas i de regionala rådgivningsgrupperna BALTFISH och Scheveningen för Östersjön respektive Nordsjön. Dessa grupper förbereder frågor enligt den gemensamma fiskeripolitiken inför fiskeministrarnas beslut om kvoter i EU. För Nordsjöns del fattas i praktiken en stor del av besluten under EU-Norge-förhandlingar i linje med aktuella avtal. Möjligheter finns dock att som i Scheveningen-gruppen ha ytterligare geografiskt begränsade möten som exempelvis möten mellan Sverige, Danmark och Norge om Skagerrak-Kattegattområdet.

För den gemensamma fiskeripolitikens ändamål är datainsamlingen avseende fiskbestånden (DCF/EU-MAP) för närvarande fördelad mellan EU-medlemsstater med fiskeintressen (Anon, 2008). Datainsamlingen har historiskt sett reglerats relativt hårt genom förordningen och i viss mån saknat de adaptiva återkopplingar som ska känneteckna EBFF. Insamlingen är dock internationellt samordnad och ger jämförbara data för analyser på havsområdesnivå (Östersjön/Nordsjön) med avseende på fisk och fiskerier. Nu pågår en regionaliseringsprocess för att göra datainsamlingen per havsområde mer styrd av slutanvändarna (de som använder data för forskning eller förvaltning) och svara upp mot behov för havsområdenas fleråriga förvaltningsplaner. Det återstår ännu att se om regionaliseringen till havsområdesnivå utgör en funktionell skala för en adaptiv datainsamling och förvaltning. För Havsmiljödirektivets behov finns ingen motsvarande internationellt harmoniserad och EU-finansierad datainsamling, vilket begränsar kunskapsunderlaget för EBFF.

### ***HELCOM och OSPAR***

HELCOM är en regional havsmiljökonvention som samordnar forskning, bedömning och miljöövervakning i Östersjöområdet, inklusive Kattegatt. OSPAR är motsvarande organ som verkar i Nordostatlanten, som även inkluderar Skagerrak och Kattegatt. I viss mån tillhandahåller HELCOM och OSPAR standarder för miljöövervakning som kan tillämpas om nationell finansiering är tillgänglig. Det bedöms dock återstå mycket arbete innan datainsamlingen för havsmiljön, inklusive ekosystemeffekter av fiske, kan anses vara harmoniserad per havsområde (Havsmiljödirektivets subregion-nivå, se avsnittet för Havsmiljödirektivet).

### ***Svensk havsplanering***

Havsplanering är ett sätt att beskriva och försöka samordna mänskliga havsbaserade aktiviteter som fiske, försvar, sjöfart, naturskydd och energiutvinning. Havsplaneringen sker med huvudsakligt fokus på den rumsliga dimensionen. Svensk havsplanering sker dels inom ramen för det kommunala planansvaret närmast kusten (ut till den så kallade baslinjen), dels i tre olika havsområden (Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet; HaV, 2014). Bottenhavet har som sådant varit föremål för en svensk och finländsk fallstudie när det gäller havsplanering (Plan Bothnia; Backer och Frias, 2013).

### **Nationell förvaltning av bestånd**

Fisk- och skaldjursbestånd som i huvudsak är begränsade till svenska nationella vatten förvaltas av svenska myndigheter och organisationer. Hit rör förvaltningen av allmänt vatten längs kusten och allmänt vatten i de stora sjöarna i Sverige (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och delar av Storsjön i Jämtland). Havs och vattenmyndigheten har det nationella ansvaret och länsstyrelserna har det regionala ansvaret. Alla andra sjöar i Sverige har enskilt vatten och förvaltningen sköts av kommun, fiskevattenägare, fiskevårdsområden, företag eller organisation. Till arter som förvaltas nationellt hör exempelvis gös, harr, öring, sik, ål, abborre, gädda, siklöja, piggvar, blåmussla och hummer. Här ligger ansvaret för förvaltning på HaV, fiskerättsägare eller båda. Fiskerättsägare verkar lokalt medan HaV är en central myndighet, som dock kan fatta detaljerade beslut om begränsningar i fiske på lokala nivåer (Östman m.fl., 2016).

### **Länsvis fiskevård**

Länsstyrelserna ansvarar för och fördelar medel för olika fiskevårdsåtgärder i respektive län. Det kan exempelvis handla om habitatförbättringar, förbättring av vattenkvaliteten eller utsättning av fisk eller skaldjur. Länsstyrelser utför även provfiske för att följa fiskbeståndens utveckling. De prövar även tillstånd för vattenkraftverk och annan miljöpåverkande verksamhet (<https://www.lansstyrelsen.se/stockholm/privat/jakt-och-fiske/fiske/fiskevardsatgarder.html>).

### **Vattenvårdsförbund**

Vattenvårdsförbund hanterar ett visst vattenområdes resurser, inklusive fisk och vattenkvalitet, och arbetar med att ta tillvara eller skydda dessa på bästa sätt. Vattenvårdsförbunden kan bestå av representanter för kommuner, länsstyrelser, regionala företag och miljöorganisationer. Exempel på vattenvårdsförbund är Mälarens, Vänerns, Kävlingeåns och Gullspångsälvens vattenvårdsförbund.

Inom Vätternvårdsförbundet finns sedan 2007 arbetsutskottet ”Samförvaltning Fiske”. Samförvaltningen utgör i dag ett forum för ett brett spektrum av förvaltningsfrågor om fisk och fiske i Vättern, exempelvis fiskevård, beståndsstatus, fördelningsfrågor samt regler och fisketillsyn. I samförvaltningen finns förutom vattenvårdsförbundet även representanter från olika myndigheter, olika fiskesegment, företagares intresseorganisationer och SLU. Denna samverkansform har underlättat överenskommelser gällande åtgärder, målarbete, uppföljning och biologiska mål för Vättern. En gemensam förvaltningsplan för Vättern togs fram 2017 (Vätternvårdsförbundet 2017). I planen redogörs för ingående arters status och nyttjande i olika segment och överenskommelse gällande åtgärder, målarbete och uppföljning av indikatorer och biologiska mål redovisas och följs upp. Liknande initiativ finns sedan 2013 också i Vänern, via Vänerns vattenvårdsförbund, men arbetet med förvaltningsplaner och målarbete är ännu inte lika omfattande som i Vättern. För Hjälmaren och Mälaren pågår det processer för

framtagande av förvaltningsplaner. Längs kusten pågår översyner av föreskrifter på ostkusten och för laxälvarna i Norr- och Västerbotten.

För de nationellt förvaltade bestånden saknas tillförlitliga data för att kunna göra kvantitativa beståndsanalyser (undantaget gös och siklöja i vissa sjöar), och ofta saknas tydliga mätbara förvaltningsmål, vilket resulterar i en mindre effektiv förvaltning (Östman m.fl. 2016). Men Havs- och Vattenmyndigheten (2015) har satt upp som generella mål för hållbart fiske att för nationella bestånd att de inte ska beskattas hårdare än att de ger största hållbara avkastning (MSY) samt att de har en naturlig storleks- och åldersstruktur. Arbetet pågår för att få en översikt av vilka förvaltningsmål som kan vara lämpliga för olika typer av nationellt förvaltade fisk- och skaldjursbestånd (Östman m.fl. 2016). I Östman m.fl. (2016) betonas vikten av att använda flera olika mål i stället för att förlita sig på ett enda för att underlätta hållbart nyttjande i våra nationellt förvaltade vatten.

### ***Fiskevårdsområden***

Fiskevårdsfrågor i svenska inlandsvatten hanteras även i ca 2 000 fiskevårdsområden. Ett fiskevårdsområde drivs av en förening av de ingående fiskevattenägarna. Ett enskilt fiskevatten är ofta relativt litet och kan omfatta delar av en sjö eller ett vattendrag. En vanlig aktivitet för ett fiskevårdsområde är att sälja fiskekort till fritidsfiskare. Hur t.ex. Värmland är uppdelat i fiskevårdsområden framgår i Länsstyrelsens karta under följande länk: <https://www.lansstyrelsen.se/varmland/forening/jakt-och-fiske/fiske/fiskevardsomraden.html>.

### ***Miljöövervakning***

Den nationella miljöövervakningen ger en översiktlig bild av tillståndet och förändringar i miljön i Sverige. Miljökvalitetsmål, krav i miljölagstiftningen och Sveriges åtaganden om rapportering inom internationella direktiv och konventioner avgör vad som undersöks. Framför allt EU:s miljöpolitik ställer stora krav på nationell rapportering. Övervakningen är indelad i tio olika programområden:

- luft
- kust och hav
- sötvatten
- våtmark
- skog
- jordbruksmark
- fjäll
- landskap
- miljögiftssamordning
- hälsorelaterad miljöövervakning.

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för programområde kust, hav och sötvatten, resterande övervakning ansvarar Naturvårdsverket för.



### 3 Tidsmässiga avgränsningar

Enligt HaV (2012) ska tidsmässiga avgränsningar vara tydliga i EBFF. I praktiken kan detta yttra sig som en förvaltningscykel där det blir tydligt hur datainsamling, analyser, rådgivning och förvaltningsbeslut återkommande uppdateras. Sammanställningen av Long m.fl. (2015) visar också att lämpliga tidsmässiga skalor är en viktig beståndsdel i EBFF.

#### 3.1 Faktorer som påverkar tidsmässiga avgränsningar

##### **Lek och årsklasser**

Svenska fiskpopulationer leker en gång om året; dock varierar tidpunkten för lek mellan arter och populationer (FishBase, 2018). Strömming i Östersjön och sillen i Västerhavet förekommer exempelvis i två lektidskategorier; vårlekare och höstlekare (Parmanne m.fl., 1994; ICES, 2017b). Variationer i rekryteringsframgång kan i hög grad avgöra hur stora fiskpopulationers årsklasser är och därmed även variationer i fiskpopulationernas storlek (Iles och Beverton, 2000). Förvaltningen behöver därför ta hänsyn till både ettåriga variationer och utveckling över längre tid, och om nödvändigt förändra tillämpningen av fångstbegränsning, lekfredning eller andra åtgärder under år när rekryteringen är särskilt svag eller stark.

##### **Andra ekologiska faktorer**

Många av de ekologiska faktorer som nämns under rumsliga avgränsningar har en kontinuerlig påverkan på fisk, skaldjur och ekosystem. Det gäller exempelvis predation, konkurrens, facilitering och spridning. Predationen från däggdjur och sjöfågel torde dock vara begränsad i istäckta områden och koncentrerad till isfria områden eller områden med genomträngbar is under issäsongen, som varar längst i norr och kortast i söder. Spridningsfaser, exempelvis laxsmoltens vandringar, inträffar som regel säsongsbundet och årligen och kan bero på vattentemperatur, vattenflöde och ljusstyrka (Jonsson, 1991). Födottillgången kan också variera mellan säsonger. Djurplankton, som utgör föda för många fiskarter, visar ofta tydliga säsongsmässiga variationer (Díaz-Gil m.fl., 2014). Många fiskar byter också föda under sin livscykel, exempelvis från plankton till fisk, vilket påverkar vilket habitat de återfinns i. Förvaltningen bör alltså ta hänsyn till olika habitat- och födoval vid geografiska avgränsningar. Denna tidsmässiga aspekt hänger således ihop med vilken typ av geografisk avgränsning som används. Sjukdomstillstånd hos fisk och andra organismer i ekosystemen är inte kontinuerliga utan kan inträffa relativt plötsligt. Ett exempel är herpes- och iridovirus som återfanns i döda laxfiskar i flera år och älvar 2014 och 2015 (SVA, 2017b). Dessa tidsmässiga faktorer bör tas hänsyn till i förvaltningen, varför förvaltningen bör vara adaptiv. De senaste åren har exempelvis laxdöd brett ut sig i en del av svenska vattendrag som kopplats till tiaminbrist. Det råder dock stora frågetecken kring vad som är orsakerna till en eventuell tiaminbrist och om det kan vara fråga om kumulativa effekter (miljögifter, patogener och föda, m.m.) där tiaminbrist bara är en del av problematiken. Problematiken kan utöver detta vara kopplad till ett visst habitat/område, från

uppväxtområden i Östersjön, till lekområden i sötvatten. Allt detta är viktigt att ta hänsyn till när man i förvaltningen överväger lämpliga geografiska avgränsningar.

### **Mänskliga påverkansfaktorer**

Fiske påverkar som regel kontinuerligt men kan också vara koncentrerat till en viss säsong på året beroende av art och plats. Det gäller exempelvis torskfisket (Königson m.fl., 2009), siklöjefisket (Rova och Carlsson, 2001), laxfisket, öringfisket och gäddfisket (Fiskeriverket, 2010). Fiskets långsiktiga effekter kan däremot yttra sig i populationsminskningar och storleksförändringar, ibland allvarliga sådana (FAO, 2016). Vattenkraften påverkar ekosystemen året runt, men dödligheten för fisk är störst när kraftverken är i drift (turbinskador och turbindödlighet), och när fiskens vandringsperioder inträffar (Winter m.fl., 2006). Habitatfragmentering och andra avgörande förändringar i habitat kan ske plötsligt, exempelvis vid anläggning av en damm, eller kontinuerligt, eller när anläggning av bryggor och marinor gradvis minskar tillgången till lekhabitat längs sjöstränder och kuster (Sundblad och Bergström, 2014; Eriander, 2016). Övergödning, försurning och klimatförändringar verkar också delvis kontinuerligt; utsläpp av näringsämnen till havet, växthusgaser i atmosfären och försurande ämnen kan ge effekter som varar i många årtionden (Savchuk och Wulff, 1999; IPCC, 2014; Henriksson och Brodin, 2012). Organiska miljögifter som DDT, PCB och dioxiner är långlivade och finns länge kvar i våra ekologiska system och effekterna av sådana utsläpp kan därför bli mer eller mindre kontinuerliga (<http://chm.pops.int>).

### *3.2 Nuvarande tidsmässiga förvaltningsskalor*

#### **Vattendirektivet**

Förvaltningscykeln för Vattendirektivet är sexårig och nuvarande förvaltningsplaner gäller för 2016-2021. För Norra Östersjöns vattendistrikt innebär förvaltningscykeln exempelvis tre perioder med samråd, och två tidpunkter för rapportering till EU. Förvaltningen är adaptiv, vilket innebär att förbättringsarbete ständigt pågår (Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2017). Som tidigare nämnts är fisk i inlandsvatten en av indikatorerna för ekologisk kvalitet i Vattendirektivet.

#### **Havsmiljödirektivet**

Havsmiljödirektivet har också en sexårig förvaltningscykel och där gäller den nuvarande cykeln för 2018-2023. Under denna ska tidigare beslutade åtgärder påbörjas. Dessutom ska bedömningar uppdateras, vad god miljöstatus är ska revideras liksom miljö kvalitetsnormer, indikatorer, miljöövervakningsprogrammet och åtgärdsprogrammet (<https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/havsmiljodirektivet/havsmiljodirektivet.html>).

#### **ICES**

ICES bedriver rådgivning avseende kommersiellt fångade arter till havs. Rådgivningen avseende hållbar fångst ges i regel årligen för varje bedömt bestånd och baseras till stor del på tillgängliga och årliga uppgifter om fångst och beståndens

skattade biomassor. Råden relaterar även till EU:s olika flerårsplaner för fiskfångst, se avsnittet nedan. Vart tredje till femte år genomgår arbetsgrupperna för varje bestånd en riktmärkesprocess ("benchmark") varvid metodiken för beståndsskattning utvärderas och revideras vid behov ([www.ices.dk](http://www.ices.dk)). Här kan man även ta hänsyn till förändringar i beståndens produktivitet genom att ändra referensvärden för ett hållbart nyttjande (MSY).

### ***EUs gemensamma fiskeripolitik***

EU:s ministerråd fattar årligen beslut om fångstbegränsningar för kommersiellt fångade arter till havs kopplat till ICES rådgivning. Därutöver utarbetas under EU:s Gemensamma Fiskeripolitik (GFP) olika flerårsplaner (multi-annual plans) för många av dessa fiskarter. Till dessa flerårsplaner räknas Ålförordningen från 2007 (Anon, 2007). Flerårsplaner upprättas nu för de större bestånden i Östersjön och nu senast i Nordsjön. Dessa planer sak uppdateras vart tredje år enligt nuvarande förvaltning. Nationella ålförvaltningsplaner ska ha upprättats (för Sveriges del gjordes detta 2008) och utvärderats 2012, 2015 och 2018 och därefter vart sjätte år (Anon, 2007). 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 principen om maximalt hållbart uttag (MSY), vilket är det allmänna syftet med flerårsplanerna. För blåfenad tonfisk, som förekommer periodvis i svenska västkustvatten, fastställdes riktlinjer i EU:s senaste flerårsplan för denna arts sårbara bestånd i Medelhavet och östra Atlanten och för hur artens återhämtning i dessa vatten ska ske (Anon, 2016b).

### ***HELCOM och OSPAR***

HELCOM och OSPAR förhåller sig till Havsmiljödirektivets sexåriga förvaltningscykler. Därtill har Aktionsplanen för Östersjön (BSAP) en flerårig förvaltningscykel för näringsämnen som går ut på 1) övervakning och bedömning, 2) ekologisk målsättning och indikatorer, 3) mål, 4) maximalt tillåten belastning, 5) specifika minskningsmål per land, 6) åtgärder och 1) åter till övervakning och bedömning.

### ***Svensk havsplanering***

Havsplaneringen befinner sig för tillfället i en samrådsfas. De tre havsplaner (Västerhavet, Östersjön och Bottniska Viken) som håller på att utarbetas ska publiceras senast år 2021 och har i nuvarande skede ett flertal tidsmässiga mål, men rent övergripande, så siktar planerna på att nå mål uppsatta till år 2030. Dessutom diskuterar planerna utvecklingen så långt framåt som 2050 ([www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)).

### ***Nationellt förvaltade bestånd***

För de nationellt förvaltade bestånden saknas ofta tillförlitliga data för att kunna göra kvantitativa beståndsanalyser, och ofta saknas tydliga mätbara förvaltningsmål, vilket resulterar i en mindre effektiv förvaltning (Östman m.fl. 2016). Arbete pågår för att få en översikt av vilka förvaltningsmål som kan vara lämpliga för olika typer av nationellt förvaltade fisk- och skaldjursbestånd (Östman

m.fl. 2016). Hit räknas även vilka tidsintervall som är lämplig att användas. Bedömningar och förvaltningsråd för Sveriges nationella arter presenteras årligen i rapporten Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten (HaV, 2019). Råden och bedömningar av beståndens utveckling och status baseras på provfiske, yrkesfiske och fritidsfiske. På lokal nivå efterfrågas, förutom uppföljningsbara mål för enskilda bestånd, formulering av mål på ekosystemnivå, i enlighet med ekosystemansatsen (Östman m.fl. 2016). I Östman m.fl. (2016) betonas även vikten av att använda flera olika mål i stället för att förlita sig på ett enda för att underlätta en hållbar användning av akvatiska resurser i Sveriges nationellt förvaltade vatten.

### **Miljöövervakning**

Miljöövervakning ger en lägesbeskrivning av tillståndet i miljön och varnar för störningar. Arbetet bygger på återkommande, systematiskt upplagda, undersökningar. Ofta behövs mätningar över långa tidsperioder för att kunna avgöra om en förändring orsakas av mänsklig påverkan eller är en naturlig variation. Därför är miljöövervakning ett långsiktigt arbete som kräver uthållighet över tid. Flertalet av programområdena övervakas och analyseras en eller flera gånger per år. Inom delprogramområdet sötvatten finns så kallade omdrevsstationer vilka analyseras en gång vardera under en sexårscykel.

## **4 Exempelpopulationer**

I detta avsnitt tar vi upp två exempelpopulationer hos fisk för att illustrera hur förvaltningen kan resonera när det gäller rumslig och tidsmässig EBFF. Det bör understrykas att förvaltningen naturligtvis behöver beakta ett långt större antal populationer än endast dessa två.

### *4.1 Kustlekande skrubbskädda i Egentliga Östersjön*

Skrubbskäddan är en plattfisk som fångas längs södra Sveriges kuster (fig. 2). Den leker vanligtvis under våren, vid temperaturer på 6-10°C (Modin, 2000). Den har nyligen upptäckts förekomma som två olika arter, där den ena arten leker i den öppna vattenmassan och den andra vid kusten, på bottarna (Momigliano m.fl., under tryckning). Detta avsnitt handlar om den kustlekande (demersala) skrubbskäddan i Egentliga Östersjön.

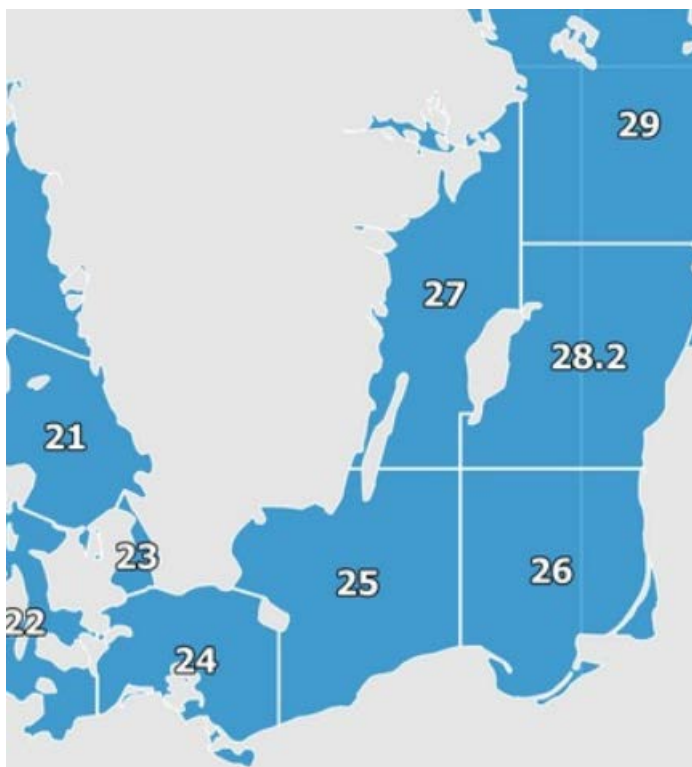
I Egentliga Östersjön leker den demersala skrubbskäddan på samma platser som den fångas, vanligtvis under tio meters djup, men på många håll även ned till 20 meters djup. Dess lekplatser har kartlagts från S:ta Annas skärgård ner till Simrishamn samt kring Gotland (Gunnartz m.fl., 2011).

På grund av att den demersala skrubbskäddan leker där den fångas har förvaltningen ett enhetligt område att förhålla sig till. Eftersom fångsten sker under våren är det

särskilt denna tid som bör beaktas av förvaltningen så att rekryteringen blir lyckad. ICES ger råd för arten baserad på SD:s (fig. 3), och för SD 24 och 25 anges exempelvis i senaste bedömningen att beståndet är på uppåtgående, men även att utkastet av flundra i annat fiske är betydande (ca 29%), vilket behöver beaktas i EU:s flerårsplan för Östersjön (ICES, 2018b).



*Figur 2. Fångstområde för skrubbskädda i Egentliga Östersjön. Bild: Havs- och vattenmyndigheten.*



Figur 3. ICES subdivisions i den sydvästra Egentliga Östersjön.

#### 4.2 Europeisk ål

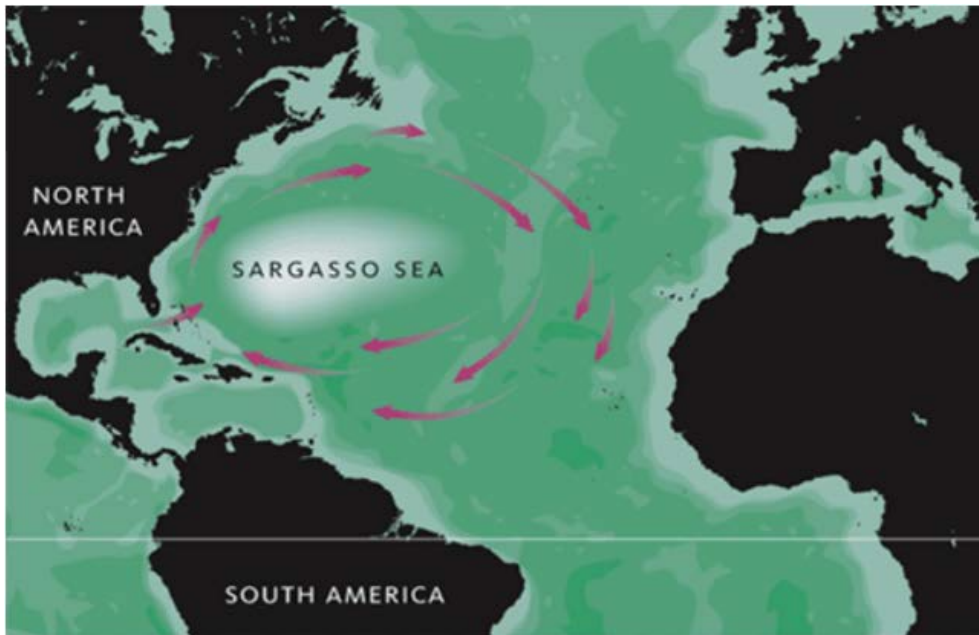
Europeisk ål leker sannolikt i Sargassohavet (fig. 4). Ålens lek i havet har aldrig observerats. Efter leken följer larverna med havsströmmar, för att nå kontinenten, kustvatten eller öar i Europa, Nordafrika eller västra Asien. Där växer de upp tills de blir lekvandringsmogna, då de återvänder till Sargassohavet. Europeisk ål utgör en enda, genetiskt blandad population i hela utbredningsområdet (Moriarty och Dekker, 1997).

Sedan 1980-talet har rekryteringen av ål till kustvatten, kontinenter och öar minskat kraftigt, vilket har föranlett att ålen har klassats som "akut hotad" av den internationella naturvårdsunionen (IUCN). Minskningen har sannolikt pågått i flera århundraden. Detta har EU reagerat på genom Ålförordningen, som trädde i kraft 2007. Ålförordningen förordar distribuerad kontroll av åldödligheten, vilket innebär att ålpopulationen delas in i ålförvaltningsenheter. I varje ålförvaltningsenhet är målet att 40% av den skattat orörda biomassan av lekvandrande ål ska få lekvandra, vilket kan föranleda åtgärder mot exempelvis fisket eller vattenkraften (ICES, 2018c).

För den europeiska ålens del är det aktuellt med flera olika förvaltningsskalor i tid och rum. Ålens inlandshabitat kan öka av att lokala vandringshinder avlägsnas och att tidigare utdikade områden återställs. Överlevnaden i enskilda vattenkraftverk kan öka genom passagevägar, byte till mer skonsamma turbiner, eller fångst och frakt av lekvandrande ål från sötvatten till kusten. Fisket har reglerats med totalt

fiskeförbud längs den svenska västkusten norr om Torekov, samt genom ett tre månaders totalt fiskestopp i marina vatten under såväl fiskesäsongen 2018/19 samt 2019/20. Insatser för att minska illegalt fiske har gjorts i Sverige (främst Blekinge) samt även mot illegalt fiske av ålyngel (glasål) i Frankrike och Spanien.

Klimatförändringar har föreslagits vara en begränsande faktor för reproduktionen i Sargassohavet, vilket kan åtgärdas med globala åtgärder. Dock bör framhållas att ingen enskild faktor har kunnat pekats ut som orsaken till minskningen i rekrytering – det kan föreligga en hittills okänd orsak, eller en kombination av orsaker.



Figur 4. Sargassohavet ("Sargasso Sea"). Bild: Public Domain.

## 5 Diskussion och slutsatser

Denna rapport diskuterar geografiska och tidsmässiga avgränsningar för EBFF i Sverige. En viktig poäng med EBFF kontra tidigare mer avgränsad kvotförvaltning är att förvaltningen ska ta ett helhetsgrepp på fisk och skaldjur och deras roll i ekosystemen, fiskets miljöpåverkan, samt relationen mellan ekosystem och samhälle, i alla dess skalor.

För att EBFF ska kunna fungera på bred front rekommenderas att olika geografiska skalor tillämpas för olika frågeställningar och att EBFF eftersträvas inom varje skala, och att skalorna kopplas till varandra för att uppnå samordningsvinster. Ett första förslag på tillvägagångssätt utifrån vår rapport kan vara att lägga den geografiska utbredningen av fisket över den rumsliga fördelningen av fiskbestånden, för att erhålla en första bild av en rimlig geografisk skala för fiskförvaltningen. Den rumsliga uppdelningen är inte känd för alla arter, varför en rekommendation vore att börja med kartläggning över utbredningen för dessa arter. Det bör dock poängteras att den rumsliga fördelningen av fiskbestånden i inlandsvatten ofta är relativt fastlagd

i sjöar och vattendrag. Fig. 5 sammanfattar de viktigaste biologiska och ekologiska faktorer som denna rapport har kommit fram till när det gäller påverkan på val av rumslig och tidsmässig förvaltningskala.

Geografiska faktorer	Tidsmässiga faktorer
<ul style="list-style-type: none"><li>• Rumslig utbredning</li><li>• Rumslig utbredning av föda</li><li>• Konkurrens</li><li>• Predatorer</li><li>• Sjukdomar</li><li>• Spridning</li><li>• Växlingar i habitat</li><li>• Genetiska delpopulationer</li><li>• Mänskliga påverkansfaktorer</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Lek och årsklasser</li><li>• Mänskliga påverkansfaktorer</li><li>• Predation</li><li>• Spridningsfaser</li><li>• Sjukdomar</li><li>• Födötillgång</li></ul>

Figur 5. Geografiska och tidsmässiga faktorer som påverkar val av rumslig och tidsmässig förvaltningskala.

En adaptiv checklista för val av rumslig och tidsmässig skala följer:

- 1) Vilka arter finns i de ekosystem som ska förvaltas?
- 2) Hur påverkas arterna av faktorerna i fig. 5?
- 3) Hur påverkas arterna av andra väsentliga faktorer?
- 4) Vilka juridiska förutsättningar finns för val av skala?
- 5) Finns det intressekonflikter i val av skala och vilken skala kan minimera dessa?
- 6) Finns det samordningsvinster med val av en viss skala?
- 7) Vilka övriga sociala och ekonomiska aspekter påverkar?
- 8) Vilken eller vilka aktörer deltar i förvaltningen och kan de hantera den skala som annars förefaller vara lämpligast?
- 9) Vilken ytterligare kunskapsförsörjning behövs för att förbättra valet av skala?

Förutsättningar att uppnå en förbättrad förvaltning med relevanta intressegrupper och rådande administrativa indelningar för den valda rumsliga skalan kan sedan utvärderas där skalan också vid behov kan justeras. Fiskets effekter på fiskbestånden och det övriga ekosystemet kan sedan bedömas tillsammans med ekologiska effekter och effekter av annan mänsklig påverkan på fiskbestånden inom området. I praktiken har därför utbredning av fiskerier och den rådande enartsförvaltningen initialt en viktig roll i att definiera den geografiska skalan för EBFF tills kunskapen om



ekosystemen och andra påverkansfaktorer visat att val av andra förvaltningsområden ger en bättre ekologisk måluppfyllelse.

Lokala avgränsningar för EBFF, exempelvis baserad på habitatutbredning, skulle troligtvis fungera relativt väl i vissa områden i Sverige för arter som abborre, gös, gädda (HaV, 2019), samt havskräfta och hummer (Neuman och Sandström, 2004), beroende på populationernas begränsade utbredningsområde. Förvaltning i enskilda kustområden eller sjöar där enskilda populationer uppehåller sig skulle också fungera bäst på lokal nivå. Möjliga organ för förvaltning på lokal nivå skulle kunna vara länsstyrelser, som har tillräcklig kompetens och regional överblick för lokal förvaltning. Dock ligger ansvaret för Havsmiljödirektivet samt Art- och habitatdirektivet idag hos nationella myndigheter, varför en sådan förändring kan vara svår att genomföra i praktiken. En regionalisering skulle också kunna innebära att det uppstår större skillnader mellan län angående hur likartade ekosystem förvaltas.

Därutöver har HaV initierat nationella beredningsgrupper för fem större områden. Grupperna är en del av den strategiska plan för 2018-2020 som HaV har beslutat om. Beredningsgrupperna består av HaV (sammankallande), berörda länsstyrelser, Jordbruksverket, SLU Aqua och andra berörda myndigheter. Syftet är att områdesvis bereda övergripande frågor inom förvaltningen. Exempel på frågor som kan behandlas av nationella beredningsgrupper är mål för förvaltningen inklusive förvaltningsmål för bestånd, kunskapsbehov och beställning av datainsamling, problemanalys, översyn av bestämmelser för fiske, planering av fisketillsyn och utvärdering.

De fem grupper som har bildats är:

- De fem stora sjöarna (samtliga 11 berörda län inklusive Jämtland)
- Norr (Norrbotten, Västerbotten, Västernorrland, Gävleborg)
- Söder (Skåne, Blekinge, Kalmar, Gotland)
- Väst (Västra Götaland, Halland, Skåne)
- Ost (Uppsala, Stockholm, Södermanland, Östergötland)

Föreliggande rapport stödjer ovanstående geografiska indelning, men noterar att det finns ett geografiskt överlapp mellan flera av de tilltänkta grupperna som behöver hanteras, exempelvis för arter med längre vandringsmönster och större beståndsutbredning. Flera län ingår exempelvis i både Ost-gruppen och gruppen för de stora sjöarna.

Exempel på frågor som kan behandlas är hur hela ekosystem och påverkan från olika sektorer kan beaktas på ett holistiskt sätt, och även hur intressenter kan delta i arbetet. Grupperna kan behöva diskutera optimala tidsmässiga och rumsliga avgränsningar i arbetet – vilka avgränsningar som är lämpliga för olika frågor.

En större förvaltningsskala för EBFF (storleksordning: ICES SD:s eller havsbassänger) är bättre lämpad för arter med längre vandringmönster och större beståndsutbredning, som torsk och sill/strömming, även om det samtidigt kan finnas fördelar och behov med mindre, kompletterande förvaltningsskalor på exempelvis fjordnivå även för dessa arter eller olika populationer inom en art. Vandrande arter som lax och ål behöver både lokal förvaltning med undanröjning av vandringshinder, trap and transport, och säkrare passage förbi vattenkraftverk, samtidigt som de behöver förvaltning som omfattar hela utbredningsområdet per bestånd. I fallet med östersjölax omfattar detta flera ICES SD:s och i fallet med ål omfattar det stora delar av Europa, Nordafrika och Västasien. En länsvis skala kan fungera väl för påverkansfaktorer som fritidsfiske, vattenkraft, strandexploatering eller båttrafik, men det torde även behövas nationella regler för detta. Predatorer som säl och skarv bör tas hänsyn till nationellt och även internationellt på grund av deras vidsträckt migrationsmönster. Övergödning kan såväl kräva insatser på lokal skala som regional samordning över hela Östersjön. Klimatförändringar och försurning kan verka på ett kontinuum av skalor.

Det föreligger även situationer där den nuvarande förvaltningen inte fungerar på optimala ekologiska skalor, vilket kan komma att bestå vid vidare anpassning till EBFF. Ett exempel är torsken i Skagerrak, Nordsjön och Östra Engelska Kanalen som förvaltas som ett enda bestånd och för vilken ICES utfärdar rådgivning. Senaste rådet är att fisket på detta torskbestånd är hållbart (ICES, 2017c). Däremot är torskförekomsten mycket låg jämfört med förra århundradet i många av Bohusläns fjordar (Bryhn m.fl., 2017b; Cardinale m.fl., 2017). Detta har föranlett att HaV har vidtagit ytterligare åtgärder för att skydda torsken just i fjordarna. På motsvarande sätt ges ett samlat råd om strömmingen i Bottniska viken, inklusive Ålands Hav. Det senaste rådet utgår från att lekbiomassan och fiskeridödligheten inte äventyras av maximalt hållbart uttag (ICES, 2017d). Trots detta uppger fiskare i Ålands Hav att tillståndet för den kustnära strömmingen blir sämre och sämre (Nylén, 2017). Här kan det därför finnas skäl att förvalta strömming på mindre skala än Bottniska viken och Ålands hav.

Modern rumslik förvaltning av fisk och skaldjur i andra delar av världen tenderar alltmer att använda tvärvetenskapliga angreppssätt, med inslag av exempelvis oceanografi, ekologi, ekonomi och statsvetenskap (Pita och Casey, 2016). Detta är en hållning som stöds av föreliggande analys samt de dokument som ligger till grund för EBFF (Long m.fl., 2015). Den biologiska utgångspunkten bör då vara de faktorer som nämns i Figur 5. Det blir även allt vanligare att blanda in intressenter i förvaltningen, en medverkan som skulle kunna optimeras med samhällsvetenskapliga metoder. Vänern, Vättern och 8-fjordar är tre exempel på områden med långvarig medverkan av intressenter i förvaltningen.

Globala miljöproblem som klimatförändringar och överfiske kräver också förvaltning på olika rumsliga och tidsmässiga skalor och en dynamik mellan

aktiviteterna på de olika skalorna (Cash och Moser, 2000). Kunskaper och erfarenheter avseende EBFF torde i sådana fall behöva stärkas inom alla slags myndigheter som handhar akvatisk miljöförvaltning eller rådgivning, från kommun- och länsnivå upp till EU och ICES, liksom inom globala organisationer. EBFF måste även ta det viktiga steget mot att samordna förvaltningen av flera arter, och även ta hänsyn till övriga ekosystemet. Mycket av det förvaltningsarbete som görs för ekosystemen i Östersjön och Nordsjön samordnas av HELCOM och OSPAR, och det är lämpligt att dessa samarbetsorgan fortsätter att utveckla EBFF.

Ett flertal biologiska processer påverkar valet av tidsmässig avgränsning, bland annat lek och årsklasser. Förvaltningen bör vara adaptiv (Long m.fl., 2015) och kunna anpassas till aktuell information om särskilt starka eller svaga årsklasser. Även ekologiska faktorer som spridningsfaser, predation och födotillgång är också något som kan variera över säsong. Utöver detta byter många fiskarter föda under sin livscykel och en tidsmässig avgränsning bör kunna återspegla fiskens föda i hela livet. EBFF bör kunna hantera olika ekologiska faktorer under fiskens livstid, samtidigt som den också bör vara adaptiv och flexibel för att kunna identifiera och minska exempelvis sjukdomstillstånd som inte är kontinuerliga utan kan inträffa när som helst. Olika typer av mänskliga påverkansfaktorer, såsom fiske, verkar också med skild intensitet under årets gång. De negativa konsekvenserna på ekosystemen av vattenkraft är konstanta men dödligheten på fisk är störst när kraftverken är i drift. Andra typer av habitatfragmentering, som vid anläggning av damm, bryggor och marinor, kan ske plötsligt. Övergödning, försurning och klimatförändringar verkar också kontinuerligt och en del processer kan ge effekter som varar i årtionden eller mer (Savchuk och Wulff, 1999; IPCC, 2014; Henriksson och Brodin, 2012).

Även om det finns processer som kan ske snabbt och även förändras under exempelvis ett år så vore en tidsmässig avgränsning på en sådan kortvarig skala vara olämplig då det inte är ekologiskt, socialt och ekonomiskt optimalt med årliga förvaltningscykler. Storskaliga förändringar och variation i livscykel hos flertalet fiskarter skulle också riskera att missas. Eventuella åtgärder tar dessutom ofta längre tid att få till stånd och ge effekt på ekosystemen. Av nuvarande tidsmässiga förvaltningsskalor skulle de sexåriga förvaltningscyklerna i Vattendirektivet och Havsmiljödirektivet därför vara mest anpassade till EBFF. De måste emellertid vara flexibla nog för att hantera förändringar som sker på kortare tidsskalor.

Förvaltningsverktyg som områdesskydd/fredningsområden, begränsningar i fiskeansträngning, kvotreglering, habitatrestaurering eller habitatskydd kan alla tillämpas på olika tidsskalor och rumsliga skalor. När det gäller EBFF finns ingen "one size fits all" för något av dessa verktyg, utan dessa bör anpassas i tid och rum med hänsyn till de faktorer som tas upp i Figur 5 för att uppnå en adaptiv förvaltning.

## 6 Tackord

Vi vill tacka Ulf Bergström, Mattias Sköld, Alfred Sandström, Joakim Hjelm och Johanna Mattila för kommentarer på tidigare versioner av PM:et. Ett särskilt tack till Ulrika Beier som bidrog till PM:et i ett tidigt skede. Utredningsarbetet och sammanställningen av PM:et har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten.

## 7 Referenslista

Airoldi, L., Beck, M. W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology* 45, 345-405.

Andersen, J. H., Halpern, B. S., Korpinen, S., Murray, C., Reker, J. (2015). Baltic Sea biodiversity status vs. cumulative human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 161, 88–92.

Anderson, J., Cason, P., Chavez, R. (2017). Monitoring changes in effective population size during pond culture of red drum. *North American Journal of Aquaculture* 79, 8-17.

Andersson, K. A. (1954). *Fiskar och fiske i Norden*. Natur & Kultur, Stockholm.

André, C., Svedäng, H., Knutsen, H., Dahle, G., Jonsson, P., Ring, A.-K., Sköld, M., Jorde, P. E. (2016). Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea-Skagerrak-Kattegat: early life stage dispersal and adult migration. *BMC Research Notes* 9, 63.

Anon. (2000). Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. EUT L 327, 1-73.

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. (2008). Regulation Council Regulation (EC) No 199/2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. *Official Journal of the European Union* L 186, 3–5.

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. *Official Journal of the European Union* L 354, 22–61.

Anon (2014a). Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning. Official Journal of the European Union, L 257: 135-145.

Anon (2014b). Med miljömålen i fokus – hållbar användning av mark och vatten. SOU 2014:50. Regeringskansliet, Stockholm.

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.

Arrhenius, O. (1921). Species and area. *J Ecol* 9, 95–99.

Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L. (m.fl.) (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser* 451, 61–73.

Ballesterio, M., Chapela, R., Ramírez-Monsalve, P., Raakjær, 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.

Bergek, S., Björklund, M. (2007). Cryptic barriers to dispersal within a lake allow genetic differentiation of Eurasian perch. *Evolution* 61, 2035–2041.

Bergek, S., Björklund, M. (2009). Genetic and morphological divergence reveals local subdivision of perch (*Perca fluviatilis* L.). *Biological Journal of the Linnean Society* 96, 746–758.

Bergek, S., Sundblad, G., Björklund, M. 2010. Population differentiation in Eurasian perch: Environmental effects on gene flow? *Journal of Fish Biology* 76, 1159-1172.

Bergström, U., J. Olsson, M. Casini, B. K. Eriksson, R. Fredriksson, H. Wennhage, Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea - A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 163 Part B, 134–142.

- Backer, H., Frias, M. (red.) (2013). Planning the Bothnian Sea. HELCOM, Helsingfors.
- Brander, K. M. (2007). Global fish production and climate change. PNAS 104, 19709–19714.
- Bryhn, A. C., Dimberg, P. H., Bergström, L., Fredriksson, R. E., Mattila, J., Bergström, U. (2017a). External nutrient loading from land, sea and atmosphere to all 656 Swedish coastal water bodies. Marine Pollution Bulletin 114, 664–670.
- Bryhn, A. C., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H., Svedäng, H. (2017b). 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.
- Burgess, M.G., Diekert, F.K., Jacobsen, N.S., Andresen, K.H., Gaines, S.D. (2015) Remaining questions in the case for balanced harvesting. Fish Fish 17, 1216–1226.
- Calles, O., Olsson, I. C., Comoglio, C., Kemp, P. S., Blunden, L., Schmitz, M., Greenberg, L. A. (2010). Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. Freshwater Biology 55, 2167-2180.
- 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.
- Cash, D. W., Moser, S. C. (2000). Linking global and local scales: designing dynamic assessment and management processes. Global Environmental Change 10, 109–120.
- Dannewitz, J., Palm, S., Prestegaard, T. (2010). Långsiktigt hållbar gösförvaltning. Genetiska data ger ny information om bestånd och effekter av utsättningar. (Fiskeriverket informerar, 2010:3). Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.
- Díaz-Gil, C., Werner, M., Lövgren, O., Kaljuste, O., Grzyb, A., Margonski, P., Casini, M. (2014). Spatio-temporal composition and dynamics of zooplankton in the Kalmar Sound (western Baltic Sea) in 2009–2010. Boreal Environment Research 19, 323-335.

Donadi, S., Austin, Å. N., Bergström, U., Eriksson, B. K., Hansen, J. P., Jacobson, P., Sundblad, G., van Regteren, M., Eklöv, J. S. (2017). A cross-scale trophic cascade from large predatory fish to algae in coastal ecosystems. *Proc. R. Soc. B* 284, 20170045.

Eklöv, P., VanKooten, T. (2001). Facilitation among piscivorous predators: effects of prey habitat use. *Ecology* 82, 2486-2494.

Eriander, L. (2016). Restoration and management of eelgrass (*Zostera marina*) on the west coast of Sweden. Doktorsavhandling. Göteborgs universitet, Göteborg.

FAO (2016). The state of the world's fisheries and aquaculture. FAO, Rom.

FishBase (2018). <http://www.fishbase.org>. Senaste åtkomst: 2018-06-20.

Fiskeriverket (2010). Släppa tillbaka levande fisk. Fiskeriverket, Göteborg.

Florin, A.-B., Hüsey, K., Blass, M. (m.fl.) (2017). How old are you—Evaluation of age reading methods for the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814). *J Appl Ichthyol* 34, 653–658.

Froese, R., Walters, C., Pauly, D., Winker, H., Weyl, O.L., Demirel, N., Tsikliras, A.C., Holt, S.J. (2015). A critique of the balanced harvesting approach to fishing. *ICES J Mar Sci* 73, 1640-1650.

Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., Johnson, P. (2014). An integrated approach is needed for ecosystem based fisheries management: insights from ecosystem-level management strategy evaluation. *PLoS ONE* 9, e84242.

Gunnartz, U., Lif, M., Lindberg, P., Ljunggren, L., Sandström, A., Sundblad, G., 2011. Kartläggning av lekområden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten – en intervjustudie. *Finno* 2011:3. Fiskeriverket, Öregrund.

Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40, 248-55.

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*, fsx207.

HaV (2012). Tillämpning av ekosystemansatsen i havsplaneringen. Rapport 2012:14. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

HaV (2014). Havsplanering – nulägesbeskrivning för 2014. Rapport 2015:2. 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 (2019). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2018. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Hawkins, S.J., Bohn, K., Sims, D.W., Ribeiro, P., Faria, J., Presa, P., Pita, A., Martins, G. M., Neto, A. I., Burrows, M. T., Genner, M. J. (2016). Fisheries stocks from an ecological perspective: Disentangling ecological connectivity from genetic interchange. *Fisheries Research* 179, 333-341.

Hein, C. L., Öhlund, G., Englund, G. (2011). Dispersal through stream networks: modelling climate-driven range expansions of fishes. *Diversity and Distributions* 17, 641–651.

Henriksson, L., Brodin, Y. W. (red.) (2012). Liming of acidified surface waters: a Swedish synthesis. Springer, Berlin.

Holmgren, K., Degerman, E., Petersson, E., Bergquist, B. (2016). Long term trends of fish after liming of Swedish streams and lakes. *Atmospheric Environment* 146, 245-251.

ICES, ej daterad. ICES and ecosystem-based management. <http://www.ices.dk/explore-us/Documents/ICES%20and%20EBM.pdf> [läst: 2018-10-27].

ICES (2012). Report of the Workshop on the Evaluation of Plaice Stocks (WKPESTO). ICES CM 2012/ACOM:32. ICES, Köpenhamn.

ICES (2017a). Report of the Working Group on Fish Distribution Shifts (WKFISHDISH), 22–25 November 2016. ICES CM 2016/ACOM: 55. ICES, Köpenhamn.

ICES (2017b). Herring (*Clupea harengus*) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d, autumn spawners (North Sea, Skagerrak and Kattegat, eastern English Channel). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Greater North Sea Ecoregion. ICES, Köpenhamn.

ICES (2017c). Cod (*Gadus morhua*) in Subarea 4, Division 7.d, and Subdivision 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Greater North Sea Ecoregion. ICES, Köpenhamn.



ICES (2017d). Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 30 and 31 (Gulf of Bothnia). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea Ecoregion. ICES, Köpenhamn.

ICES (2018a). Cod (*Gadus morhua*) in Subarea 4, Division 7.d, and Subdivision 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Greater North Sea Ecoregion. ICES, Köpenhamn.

ICES (2018b). Flounder (*Platichthys flesus*) in subdivisions 24 and 25 (west of Bornholm and southwestern central Baltic). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort - Baltic Sea Ecoregion. ICES, Köpenhamn.

ICES (2018c). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES, Gdansk.

Iles, T. C., Beverton, R. J. H. (2000). The concentration hypothesis: the statistical evidence. ICES Journal of Marine Science 57, 216–227.

IPCC (2014). Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press, New York.

Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. Nordic Journal of Freshwater Research 66, 20-35.

Jonsson, B., Jonsson, N. (2015). Fennoscandian freshwater fishes: diversity, use, threats and management. I: Craig, J. F. (red), Freshwater Fisheries Ecology. John Wiley & Sons, Ltd, s. 101-119.

Jönsson, B. F., Watson, J. R. (2016). The timescales of global surface-ocean connectivity. Nature Communications 7, 11239.

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

KSLA (2013). Säl, skarv och fiske. Kungl. skogs- och lantbruksakademiens tidskrift 152, nr 1. KSLA, Stockholm.

Königson, S., Lunneryd, S.-G., Stridh, H., Sundqvist, F. (2009). Grey seal predation in cod gillnet fisheries in the central Baltic Sea. J Northw Atl Fish Sci 42, 41–47.

Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943-1967.

Link, J. S., Browman, H. I. (2017). Operationalizing and implementing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science* 74, 379–381.

Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., Eriksson, B. K. (2010). Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science* 67, 1587-1595.

Long, R. D., Charles, A., Stephenson, R. L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 57, 53-60.

Lundholm, C., Stöhr, C. (2014). Stakeholder dialogues and shared understanding: the case of co-managing fisheries in Sweden. *Sustainability* 6, 4525-4536.

Löfgren, S., Fröberg, M., Yu, J., Nisell, J., Ranneby, B. (2014). Water chemistry in 179 randomly selected Swedish headwater streams related to forest production, clear-felling and climate. *Environ Monit Assess* 186, 8907–8928.

Madsen, N., Feekings, J. (2013). Improving selectivity in trawl fisheries. I: Gorawala, P. Mandhatri, S. (red), *Agricultural Research Updates, Volume 6*. Nova Science Publishers, New York, s. 159-180.

McCormick, S. D., Hansen, L. P., Quinn, T. P., Saunders, R. L. (1998). Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(S1), 77-92.

Miljö- och energidepartementet (2017). Regleringsbrev för budgetåret 2018 avseende Havs- och vattenmyndigheten. Regeringsbeslut I:14. Miljö- och energidepartementet, Stockholm.

Modin, J. (2000). Growth and mortality of juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.) along the Swedish Skagerrak coast.

Molander, A. R. (1952). The sprat fishery and the sprat of the west coast of Sweden. *Inst Marine Research (Lysekil) Series Biology* 2, 1–67.

Momigliano, P., Jokinen, H., Fraimout, A., Florin, A.-B., Norkko, A., Merilä, J. (under tryckning). Extraordinarily rapid speciation in a marine fish. *PNAS* (elektronisk förhandsversion tillgänglig).

Mooney, H. A., Mack, R. N., McNeely, J. A., Neville, L. E., Schei, P. J., Waage, J. K. (red.) (2005) *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Island Press, Washington.

Moriarty C., Dekker W. (red.) (1997). Management of the European Eel. Fisheries Bulletin (Dublin) 15, 110 s.

Neubauer, P., Jensen, O. P., Hutchings, J. A., Baum, J. K. (2013). Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science* 340, 347-349.

Neuman, E., Bruckmeier, K., Laikre, L., Nilsson, P., Palm, S., Ryman, N., Thoresson, G., Ulmestrand, M. (2004). Lokal fiskeriförvaltning vid svenska kusten – biologiska och samhällsliga förutsättningar. HERS SUCOZOMA-Report 2004:4. Göteborgs universitet, Göteborg.

Nylén, J. (2017). Olika syn på kustfiskets framtid. Publicerad 2017-08-31. Uppsala Nya Tidning, Uppsala.

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

Palumbi, S. R. (2004). Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annual Review of Environment and Resources* 29, 31-68.

Parmanne, R., Rechlin, O., Sjöstrand, B. (1994). Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea. *Dana* 19, 29-59.

Perry, D., Staveley, T. A. B., Hammar, L., Meyers, A., Lindborg, R., Gullström, M. (2018). Temperate fish community variation over seasons in relation to large-scale geographic seascape variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (in press, elektronisk version tillgänglig).

Piccolo, J. J., Norrgård, J. R., Greenberg, L. A., Schmitz, M., Bergman E. (2012). Conservation of endemic landlocked salmonids in regulated rivers: a case-study from Lake Vänern, Sweden. *Fish and Fisheries* 13, 418–433.

Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A. m.fl. (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346-347.

Pihl, L., Wennhage, H. (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and softbottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A), 148–166.

Pita, A., Casey, J. (2016). Conceptual and practical advances in fish stock delineation. *Fisheries Research* 173, 185–193.

- Pomeroy, R.S., Garces, L.R., Pido, M.D., Parks, J.E., Silvestre, G. (2019). The role of scale within an Ecosystem Approach to fisheries management: Policy and practice in Southeast Asian seas. *Marine Policy*, in press.
- Post, J. R., L. Persson, E. A. Parkinson, van Kooten, T. (2008). Angler numerical response across landscapes and the collapse of freshwater fisheries. *Ecological Applications* 18, 1038–1049.
- Rova, C., Carlsson, L. (2001). When regulation fails: vendace fishery in the Gulf of Bothnia. *Marine Policy* 25, 323-333.
- Roy, P.-O., Deschênes, L., Margni, M. (2014). Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 882–890.
- Ruzzante, D.E., Mariani, S., Bekkevold, D., m.fl. (2006). Biocomplexity in a highly migratory pelagic marine fish, Atlantic herring. *Proc. R. Soc. B* 273, 1459–1464.
- Sandström, O., Holmström, B., Lappalainen, A., Neuman, E., Ojaveer, H., Salmi, P., Storå, C., Varjopuro, R., Vetemaa, M. (2002). Förvaltningsmodeller för Östersjöns skärgårdsfiske och vattenbruk. TemaNord 2002:521. Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- Sandström, A., Bodin, Ö., Crona, B. (2015). Network Governance from the top – The case of ecosystem-based coastal and marine management. *Marine Policy* 55, 57–63.
- Saulamo, K., Neuman, E. (2002). Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations. *Finfo* 2002: 9. Fiskeriverket, Göteborg.
- Savchuk, O., Wulff, F. (1999). Modelling regional and large-scale response of Baltic Sea ecosystems to nutrient load reductions. *Hydrobiologia* 393, 35-43.
- Scheffer, M., Van Geest, G. J., Zimmer, K. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112, 227–231.
- Schmidt, J. (1923). The breeding places of the eel. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character* 211, 179-208.

Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., Ysebaert, T. (2013). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71, 648-665.

Sih, A., Jonsson, B. G., Luikart, G. (2000). Habitat loss: Ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 132-134.

Smith, V. H., Dodds, W. K., Havens, K. E., Engstrom, D. R., Paerl, H. W., Moss, B., Likens, G. E. (2014). Cultural eutrophication of natural lakes in the United States is real and widespread. *Limnology and Oceanography* 59, 2217–2225.

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.

Sundblad, G., Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43, 1020-1028.

SLU och HaV (2016). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2016. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Sundelöf, A., Bartolino, V., Cardinale, M. (2013). Waking the Dead. Final report. *Aqua Reports 2013:15*. Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil.

SVA (2017). Infektion trolig orsak bakom fiskdöd. . <https://www.sva.se/om-sva/pressrum/nyheter-fran-sva/infektion-trolig-orsak-bakom-fiskdod> [åtkomst 4 januari 2019]

Svedäng, H., Bardon, G. (2003). Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES J Mar Sci* 60, 32–37.

Trenkel, V. M. (2018). How to provide scientific advice for ecosystem-based management now. *Fish and Fisheries* 19, 390-398.

Vattenmyndigheten Norra Östersjön (2017). Vattenförvaltning 2016-2021. Strategiska vägval inom vattenförvaltningen kommande år. Vattenmyndigheten Norra Östersjön, Västerås.

Vitale, F., Mittermayer, F., Krischansson, B., Johansson, M., Casini, M. (2015). Growth and maturity of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea. *Aquatic Living Resources* 28, 127–137.

Winter, H. V., Jansen, H. M., Bruijs, M. C. M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15, 221-228.

Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R., Folke, C. (2007). Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10, 877–889.

Östman Ö., Beier, U., Ragnarsson Stabo, H., Olsson, J. Svedäng, H., Sundelöf, A., Sandström, A., Florin, A.-B. (2016). Förvaltningsmål för nationellt förvaltade fiskbestånd. En översikt av kvantitativa mål. *Aqua reports 2016:10*. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.

Östman, Ö., Olsson, J., Dannewitz, J., Palm, S., Florin, A.-B. (2017). Inferring spatial structure from population genetics and spatial synchrony in demography of Baltic Sea fishes: implications for management. *Fish and Fisheries* 18, 324–339.