



Aqua reports 2022:21

Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering

– dagens tillämpning av ekologisk kompensation och
särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling

Ulf Bergström, Göran Sundblad, Tore Söderqvist, Scott Cole, Linus Hasselström,
Patrik Kraufvelin, Per-Olav Moksnes, Sofia A. Wikström, Lena Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering – dagens tillämpning av ekologisk kompensation och särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling

Ulf Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, https://orcid.org/[0000-0002-5478-0634
Göran Sundblad	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, https://orcid.org/[0000-0001-8970-9996
Tore Söderqvist	Anthesis Enveco, https://orcid.org/[0000-0001-7347-9567
Scott Cole	EnviroEconomics Sweden Consultancy
Linus Hasselström	KTH, Inst. för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik
Patrik Kraufvelin	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, https://orcid.org/[0000-0003-3224-8388
Per-Olav Moksnes	Göteborgs universitet, Institutionen för marina vetenskaper, https://orcid.org/[0000-0001-8611-7848
Sofia A. Wikström	Stockholms universitet, Östersjöcentrum, https://orcid.org/[0000-0003-3508-2109
Lena Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, https://orcid.org/[0000-0002-8059-8764

Rapportens innehåll har granskats av:

Mattias Sköld och Sara Bergek, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Projektet har finansierats av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten, som en del av en forskningsansatsning med syfte att utveckla ekologisk kompensation som styrmedel.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör:	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2022
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Ung gös i vik med båthamn. Foto: Göran Sundblad
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2022:21
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-797-1
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.24eqp270hp
Nyckelord:	Ekologisk kompensation, vattenverksamhet, ekosystemtjänster, miljöförvaltning, skadelindringshierarkin, kaskadmodell, kompensationspool, allmän fiskeavgift
Rekommenderad citering:	Bergström U, Sundblad G, Söderqvist T, Cole S, Hasselström L, Kraufvelin P, Moksnes P-O, Wikström S, Bergström L (2022). Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering – dagens tillämpning av ekologisk kompensation och särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling. Aqua reports 2022:21. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.24eqp270hp

Sammanfattning

Kustekosystemen är mycket viktiga för både biologisk mångfald och ekosystemtjänster, men påverkas samtidigt negativt av ett kontinuerligt ökat nyttjande av kustzonen för boende och olika verksamheter. Ekologisk kompensation är ett förvaltningsverktyg som syftar till att gottgöra oundviklig skada på naturmiljöer, exempelvis arter, naturtyper, ekosystemfunktioner och upplevelsevärden, i samband med mänsklig verksamhet. Verktuget har dock hittills använts i mycket begränsad omfattning i grunda kustmiljöer.

Inom projektet ECOCOA, finansierat av Naturvårdsverket, har vi fokuserat på att utvärdera förutsättningarna för ökad användning av ekologisk kompensation i kustområden, som ett av flera verktyg som kan stöda miljövården. Projektets slutrapport (Bergström m.fl. 2021) ger en övergripande bild av samtliga resultat, medan vi i föreliggande rapport ger en fördjupning av de mer konkreta problem som kan uppstå vid handläggning av miljöärenden i förvaltningen, och möjliga lösningar på kort och lång sikt. Rapporten riktar sig i första hand till handläggare som vill utveckla tillämpningen av ekologisk kompensation vid vattenverksamhetsärenden, till tekniska råd vid mark- och miljödomstolar, samt miljökonsulter och andra som kan behöva insyn i hur ekologisk kompensation kan användas och vidareutvecklas inom svensk kustmiljöförvaltning.

I rapporten återger vi hur man hanterar ekologisk kompensation i svenska kustområden idag, till exempel hur handläggare arbetar med att mäta skada och bedöma omfattningen av kompensationsbehov. Vi beskriver även problematiken med småskaliga anmälningspliktiga ärenden, där den sammanlagda påverkan från många små exploateringar ger upphov till betydande förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Slutligen beskriver vi hur den så kallade särskilda fiskeavgiften, som syftar till att tillvarata fiskeintresset i samband med vattenverksamhetsfrågor, tillämpas idag, samt analyserar hur beräkningsgrunderna skulle kunna utvecklas för att stärka användningen av ekologisk kompensationen som verktyg. Vår sammanställning och utvärdering utgår från ett generellt ramverk som utvecklats inom ECOCOA för att skatta skada och identifiera kompensationsbehov. Ramverket baseras på en kaskadmodell, som visar kopplingar mellan ekosystemets struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter för människor. Modellen kan användas för att synliggöra hur verksamheter påverkar arter och livsmiljöer och vilka kostnader och förluster detta medför. Ramverket kan även användas för att bedöma i vilken omfattning en föreslagen åtgärd faktiskt kompenserar för de förluster som verksamheten innebär.

Här följer en kort sammanfattning av resultaten som presenteras i rapporten:

- En enkätundersökning riktad till aktörer inom kustförvaltningen visar att ekologisk kompensation i praktiken tillämpas mycket sällan inom kustmiljöförvaltningen idag, och att det finns ett stort behov av att ta fram riktlinjer för dess tillämpning, som stöd till handläggare, konsulter, domstolar och andra aktörer. På en mer generell nivå omfattar detta även ett behov av att förbättra kunskapen om restaureringsmetoder samt att ta fram metoder för värdering av skador på naturvärden. Det finns även ett behov av resurser för

handläggare i form av tid och stöd för att tillämpa ekologisk kompensation i kustförvaltningen.

- En utvärdering av befintliga domslut för ett antal tillståndspliktiga (dvs. storskaliga) vattenverksamhetsärenden visar att biologisk mångfald och ekosystemtjänster mycket sällan beaktas på ett sätt som är i linje med Sveriges åtaganden inom till exempel konventionen för biologisk mångfald och EU:s biodiversitetstrategi, där en bärande princip är att ingen nettoförlust ska ske. Det finns ett förbättringsutrymme som borde kunna mötas direkt genom en ökad kunskapsdelning mellan aktörer, och en förbättrad praxis gällande tillämpning av ekologisk kompensation. Samtidigt uppstår flera mer komplexa frågor som berör till exempel behovet av en gemensam fysisk planering och identifiering av lämpliga kompensationsåtgärder, där ett kunskapsbyggande behövs.
- Småskalig kustexploatering, exempelvis bryggbyggen och små muddringar, är en särskilt utmanande fråga. Enskilda små ingrepp är anmälningspliktiga (dvs. sällan tillståndspliktiga), och trots att det vid handläggningen av dessa ärenden ställs krav på miljöhänsyn kan det ofta inte bedömas som skäligt att kräva att exploitören själv utför ekologisk kompensation. Den sammanlagda påverkan av dessa många små ingrepp är dock betydande, och det är angeläget att utforma ett system där även småskalig vattenverksamhet kompenserar för sina miljökostnader. Vi undersöker hur ett system för ekologisk kompensation som även omfattar småskalig exploatering skulle kunna se ut, i relation till konceptet habitatbanker eller kompensationspooler, där exploitören kan bidra ekonomiskt till habitatrestaureringar i stället för att själv utföra dem.
- Den särskilda fiskeavgiften syftar till att kompensera för skador från vattenverksamheter på fisket och skulle kunna betraktas som ett förvaltningsverktyg för kompensation av en viss typ av förlust. I rapporten utvärderar vi hur det rådande fiskeavgiftssystemet fungerar och utforskar hur det kan fungera ur ett kompensationsperspektiv, samt ger förslag på hur beräkningsmodellen kan utvecklas.

Sammantaget finns det ett stort behov av att utveckla ekologisk kompensation som ett av de verktyg som kan bidra till att motverka den allt snabbare förlusten av biologisk mångfald och ekosystemfunktioner. Parallellt behövs ytterligare åtgärder för att stärka skyddet av de känsligaste livsmiljöerna i kustzonen, eftersom bevarande av fungerande livsmiljöer är att föredra som ett mer kostnadseffektivt verktyg än restaurering av störda miljöer.

Summary

Coastal ecosystems are essential for both biodiversity and the delivery of ecosystem services. Yet, they are under continuous impact from human activities and coastal development, which has been increasing during the past decades. Environmental compensation is a management instrument intended to make up for any unavoidable damage caused to species, habitats, ecosystem functions and ecosystem services by (necessary) developments and human activities, after due measures to avoid and reduce impact have been implemented. So far, environmental compensation has only rarely been applied in Swedish coastal zone management.

Within the ECOCOA project, financed by the Swedish Environmental Protection Agency, we have evaluated the potential for increasing the application of environmental compensation in coastal areas. The project final report (Bergström et al. 2021) provides an overall view of results from the project, while the present report expands on more concrete management issues related to environmental compensation in coastal areas, and explores potential solutions. The report is primarily directed to managers dealing with permits for construction or water operations in marine and coastal areas, technical experts at environmental courts, consultants, and other actors involved in coastal environmental management where environmental compensation may be important.

In the report, we describe how environmental compensation is currently applied in the management of Swedish coastal waters, for example what approaches are used to assess damage and the scale of environmental compensation needed. We also describe issues connected to risks for cumulative pressures in coastal development, where many relatively minor sources of pressure may cause significant losses of biodiversity and ecosystem services due to their combined impact. Finally, we describe the current application of the fisheries fee (“särskild fiskeavgift”, in Swedish), which is aimed at protecting the common interest of fisheries in connection with water operations, and analyse alternative ways in how such a fee could be defined in order to strengthen the ecosystem perspective in an environmental compensation context. Our evaluation departs from a generic framework for assessing damage and compensation needs, developed in the ECOCOA project, which outlines how ecosystem structures (species and habitats), are linked to ecosystem functions, ecosystem services, and societal benefits. The framework can be applied to demonstrate in what way human activities and constructions in coastal waters can affect biodiversity and ecosystem services, and to assess the related losses. The framework can also be used to assess whether and to what extent a compensation project would actually compensate for the losses.

Here follows a short summary of the results presented in the report:

- A questionnaire directed to managers, consultants and researchers shows that environmental compensation is only rarely applied in coastal environmental management today, and reveals a need to develop guidelines for its application to support managers, consultants and environmental courts. There is also a wish to improve the knowledge base among ac-

tors regarding potential compensation measures, and to develop methods for assessing environmental damage. Further, we suggest that environmental managers would benefit from dedicated resources in terms of time and practical support in order to increasingly apply environmental compensation in coastal management.

- An evaluation of court rulings for large-scale operations (i.e., involving permit application procedures) shows that biodiversity and ecosystem services are only rarely taken into account to the extent that is required by Sweden's commitments on conservation, relating to for example the Convention on Biological Diversity and EU:s Biodiversity Strategy, where a central principle is "no net loss". Potential points of improvement are, for example, to increase the knowledge exchange between actors, and develop environmental compensation practises. The issues are strongly linked to needs of shared objectives in spatial planning and the identification of suitable objects for environmental compensation measures.
- Small-scale coastal developments, for example the construction of jetties and piers or small-scale dredging, are especially challenging. These do not usually require permits, but instead notification is required to responsible authorities, who can raise demands for environmental considerations and adaptations. However, demands for compensation measures are rarely deemed as reasonable at this scale, although the cumulative impact of many small operations is significant, and it would be important to develop a system that allows for offsetting their environmental impact. We explore how a system for environmental compensation for small-scale water operations could be developed, through concepts of habitat banks and compensation pools.
- The fisheries fee ("särskild fiskeavgift") is aimed at compensating for damages to the fisheries from water operations, and could be viewed as a special case of compensation. We evaluate the current system for fisheries fees and explore how the methods to estimate damage could be developed to include a broader environmental compensation perspective in this context.

In summary, there is an urgent need to strengthen and develop the application of environmental compensation in coastal areas, in order for it to function as intended, as a tool to counteract accelerating losses of biodiversity and ecosystem functions. In parallel, it is critical to develop conservation measures and the protection of habitats important for biodiversity and ecosystem services, since available evidence strongly shows that conservation of functioning habitats is a much more cost effective measure than the restoration of damaged environments.

Innehållsförteckning

1	Inledning	10
1.1	Ekologisk kompensation ska motverka förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i kustzonen	10
1.2	Syfte, frågeställningar och rapportens upplägg	11
2	Bakgrund	12
2.1	Förutsättningar för tillämpning av ekologisk kompensation	12
2.1.1	Juridiska förutsättningar för ekologisk kompensation	13
2.2	ECOCOA:s ramverk för ekologisk kompensation	15
3	Enkätstudie angående kunskapsläge och tillämpning av ekologisk kompensation	21
3.1	Hur enkätstudien utfördes	21
3.2	Enkätsvaren visar att kunskapen om ekologisk kompensation är låg och tillämpningarna få	22
4	Tillämpning av ekologisk kompensation vid kustexploateringsärenden	27
4.1	Ekologisk kompensation vid storskalig kustexploatering	27
4.2	Ekologisk kompensation vid småskalig kustexploatering	31
4.2.1	Ekologisk kompensation tillämpas inte vid småskalig kustexploatering idag	31
4.2.2	Hur kan kumulativa effekter av småskalig kustexploatering kompenseras?	31
5	Fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv	34
5.1	Dagens tillämpning av särskild fiskeavgift	34
5.1.1	Att skydda fisket från påverkan från vattenverksamheter	34
5.1.2	Möjligheten att ta ut fiskeavgift	37
5.1.3	Nuvarande sätt att beräkna nivån på fiskeavgiften	39
5.2	Utvärdering av sättet att beräkna fiskeavgiftens storlek	40
5.2.1	En tolkning av beräkningsmetoden utifrån ramverket	40
5.2.2	Att mäta skadan på fisket ekonomiskt	44
5.2.3	Att mäta förlusten i fiskproduktion	45
5.2.4	Att kompensera genom att tillföra nytta för fisket	48
5.3	En möjlig alternativ beräkning av fiskeavgiften	49
	Tack	52
	Referenser	53

1 Inledning

1.1 Ekologisk kompensation ska motverka förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i kustzonen

Förlusten av biologisk mångfald är ett pågående hot mot en hållbar framtid (IPBES 2019). I samhället behöver vi säkerställa en bred kunskapsbas och beredskap för att undvika och minimera skada på naturmiljöer och helst införa åtgärder som i stället bygger upp dem (Bergström m.fl. 2021). Inte minst kustmiljöer, som är artrika och viktiga för ekosystemen, är ofta samlingspunkter för mänskliga aktiviteter som även medför negativa konsekvenser för naturmiljön, och därmed de ekosystemtjänster vi nyttjar (HELCOM 2018, Bryhn m.fl. 2020).

För att motverka ytterligare förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och givet att samhälle och infrastruktur ska fortsätta utvecklas, kan ekologiska kompensationsåtgärder vara ett sätt att minska skadan på livsmiljöer. I fall där negativa effekter på miljön inte kan undvikas, minimeras eller avhjälpas på plats i enlighet med skadelindringshierarkin, kan ekologisk kompensation vara ett sätt att tillgodose bevarandebestånden och bibehålla fungerande ekosystemtjänster (Bull m.fl. 2013, Enetjärn m.fl. 2015, Naturvårdsverket 2016, SOU 2017). Kompensation skulle i detta sammanhang även kunna vara ett effektivt verktyg för att tillämpa principen om att förorenaren, eller den som på annat sätt orsakar en skada på miljön, ska betala (Naturvårdsverket 2016).

”Ekologisk kompensation är en fullständig eller partiell gottgörelse av skada på naturmiljö som utgör allmänna intressen, såsom arter, naturtyper, ekosystemfunktioner och upplevelsevärden. Gottgörelsen kan ske genom att den som orsakat skada tillför nya värden eller säkerställer befintliga värden som annars skulle riskera att gå förlorade” (Naturvårdsverket 2016)

1.2 Syfte, frågeställningar och rapportens upplägg

Ekologisk kompensation har hittills använts i relativt begränsad omfattning i Sverige. För att ekologisk kompensation ska kunna utvecklas till ett faktiskt styrmedel behövs mer kunskap om vilka kompensationsmetoder som fungerar i olika naturmiljöer, samt hur kompensation på bästa sätt kan integreras i olika typer av exploateringsbeslut. Det finns därför ett behov av att jobba brett med ekologisk kompensation, och att undersöka vilka möjligheter för naturvården detta koncept kan medföra i olika typer av miljöer.

Den här rapporten syftar till att analysera befintliga tillämpningar av ekologisk kompensation i kustområden, samt föreslå en möjlig vidareutveckling för en bredare tillämpning av detta verktyg för kompensation av miljöpåverkan i kustzonen. Rapporten fokuserar på frågor som rör kustexploatering, och är därmed kopplad till ärenden som rör vattenverksamhet, där man genom till exempel byggnation, grävande i vatten och andra ingrepp åstadkommer en påverkan på undervattensmiljön. I rapporten ingår även en utvärdering av hur den så kallade särskilda fiskeavgiften används inom kustförvaltningen. Rapporten riktar sig i första hand till handläggare som vill utveckla tillämpningen av ekologisk kompensation vid vattenverksamhetsärenden, till tekniska råd vid mark- och miljödomstolar, samt miljökonserter och andra som kan behöva insyn i hur ekologisk kompensation kan användas och vidareutvecklas inom svensk kustmiljöförvaltning.

I den inledande delen beskriver vi hur man i dagens förvaltning hanterar ekologisk kompensation i svenska kustområden. Vi sammanställer information om hur man arbetar med att mäta skada på ekosystemets struktur och funktion och på ekosystemtjänster och hur man bedömer omfattningen av kompensation, genom att tillämpa ett ramverk som utvecklats inom projektet ECOCOA (Environmental COmpensation in COastal Areas, finansierat av Naturvårdsverket). Flera av dessa tjänster och nyttigheter omfattas vanligen inte när man beräknar skadan och behovet av kompensation. Vi beskriver även problematiken kring småskaliga anmälningspliktiga ärenden, där den sammanlagda påverkan från många små exploateringar idag ger en betydande påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster i kustzonen, och möjligheterna att tillämpa ekologisk kompensation för att ersätta de förluster den förorsakar. Slutligen går vi igenom hur den så kallade särskilda fiskeavgiften, som syftar till att tillvarata fiskeintresset i samband med vattenverksamhetsfrågor, tillämpas idag och hur beräkningsgrunderna skulle kunna utvecklas för att bli ett starkare kompensationsverktyg.

2 Bakgrund

2.1 Förutsättningar för tillämpning av ekologisk kompensation

Ekologisk kompensation, det vill säga gottgörelse av oundviklig skada på naturmiljö som utgör allmänna intressen, kan åstadkommas på flera olika sätt. Kompensation sker oftast genom restaurering av biotoper för att skapa nya värden, men ibland kan även skydd av befintliga värden som annars riskerar förloras vara aktuellt (Naturvårdsverket 2016). Åtgärder kan fokuseras på olika nivåer, och kan innebära till exempel (åter)skapande av strukturer och tillhörande funktioner, miljöskydd, tillhandahållande av rekreativsmöjligheter och förstärkning av andra ekosystemtjänster och nyttigheter (SOU 2017).

Förutsättningarna för ekologisk kompensation varierar. Det finns skillnader mellan länder, men i praktiken också i hur verktyget har tillämpats i Sverige (till exempel Naturvårdsverket 2015, Miljösamverkan Sverige 2019). I normalfallet står exploatören för såväl bekostande som utförande av kompensationsåtgärden, men i en del länder tillämpas så kallade habitatbanker, där redan restaurerade områden kan köpas eller på annat sätt reserveras av exploatören (Santos m.fl. 2015). Habitatbanker skulle kunna vara särskilt lämpligt för mindre kompensationsärenden genom att skapa samordningsvinster. Ett närliggande exempel från Sverige är fiskeavgiftssystemet, vilket diskuteras i kapitel 5. I Sverige drivs kompensationsåtgärder vanligen fall för fall, och baseras på lokala förutsättningar. En lokalt driven utveckling innebär samtidigt ökad risk för olikheter i praktisk tillämpning och minskar förutsättningarna för ett nationellt sammanhållet system som är rättvist och förutsägbart (SOU 2017).

Oavsett ingång finns det gemensamma principer och målsättningar som bör följas vid tillämpningen av ekologisk kompensation. En internationellt vedertagen princip som används för att motivera ekologisk kompensation är att förorenaren betalar (PPP, Polluter Pays Principle). Eftersom ekologisk kompensation i grunden ska leda till praktiska åtgärder

snarare än ekonomiska “sanktioner” har det föreslagits att principen “verksamhetsutövaren betalar” ska innebära att utövaren även säkerställer utförandet av själva kompensationsåtgärden (Koh m.fl. 2017). Även försiktighetsprincipen, som utgör en viktig princip i internationella konventioner inom miljöområdet, ska användas vid tolkning och tillämpning av kompensation (Naturvårdsverket 2016).

Det grundläggande syftet med ekologisk kompensation är att minska, och helst vända, den förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som orsakas av mänsklig aktivitet. Detta syfte har formulerats som en princip om ingen nettoförlust av dessa värden (No Net Loss, NNL, Naturvårdsverket 2015), och ingår i EU:s strategi för biologisk mångfald (https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en). Även det svenska miljömålssystemet är formulerat med en principiellt liknande målsättning att miljöförluster ska upphöra. Ur ett juridiskt perspektiv har de svenska bestämmelserna om ekologisk kompensation kopplingar till de grundläggande principer som enligt internationell standard bör tillämpas i samband med ekologisk kompensation, som nämndes ovan, samt i en rad internationella överenskommelser och rättsakter från EU. Genom konventionen om biologisk mångfald och Nagoyaprotokollet har Sverige åtagit sig att bevara biologisk mångfald bland annat genom att i möjlig och lämplig utsträckning rehabilitera och återställa skadade ekosystem och främja återhämtningen av hotade arter. I detta sammanhang kan kompensation behövas för att motverka en långsiktig förlust (Naturvårdsverket 2016). EU:s strategi för biologisk mångfald innehåller mål som syftar till att stoppa förstörelsen av ekosystem och degradering av ekosystemtjänster, och att Europas biologiska mångfald börjar återhämta sig senast 2030. En av de åtgärder som enligt strategin ska vidtas för att nå målet är att utarbeta ett No Net Loss-initiativ, där ekologisk kompensation ingår som en viktig del (Tucker m.fl. 2020).

2.1.1 Juridiska förutsättningar för ekologisk kompensation

I svensk lagstiftning finns flera alternativa regler att lägga till grund för krav på kompensation i fall då naturmiljöer kan komma att påverkas negativt. Eftersom bestämmelserna har olika tillämpningsområde och kravnivå är det viktigt att ha klart för sig vilken bestämmelse som är tillämplig i olika prövningssituationer (se Naturvårdsverket 2016 och Moksnes m.fl. 2016 för en sammanställning). Det bör här poängteras att prövning ska ske i två steg, där det första steget ska bedöma verksamhetens tillåtlighet och följa skadelindringshierarkin (undvika skada, begränsa skada). Först därefter avgörs om kompensation är motiverat för kvarstående skada (Miljösamverkan Sverige 2019).

Inom skyddade områden som naturreservat och Natura 2000-områden finns ett starkt stöd att kräva ekologisk kompensation i miljöbalkens 7 kap. 7 §, respektive 7 kap. 29 §. Om

skada sker på grund av till exempel exploatering inom dessa områden är kompensation i skälig utsträckning obligatorisk (Moksnes m.fl. 2016).

Utanför skyddade områden utgör miljöbalkens 16 kap. 9 § det bästa stödet för att kräva full ekologisk kompensation. Enligt denna kan alla ekosystemtjänster användas som argument för kompensation, vilket gör behovet av ekologisk kompensation tydligare. Nackdelen är att det hittills finns väldigt lite praxis att stödja sig mot för att ställa långtgående krav på kompensation. Det saknas också tydlighet i frågan om när en kompensation bör aktualiseras (Moksnes m.fl. 2016), något som även framkommit i enkätstudier riktade till förvaltare, forskare och miljöjurister (se kapitel 3).

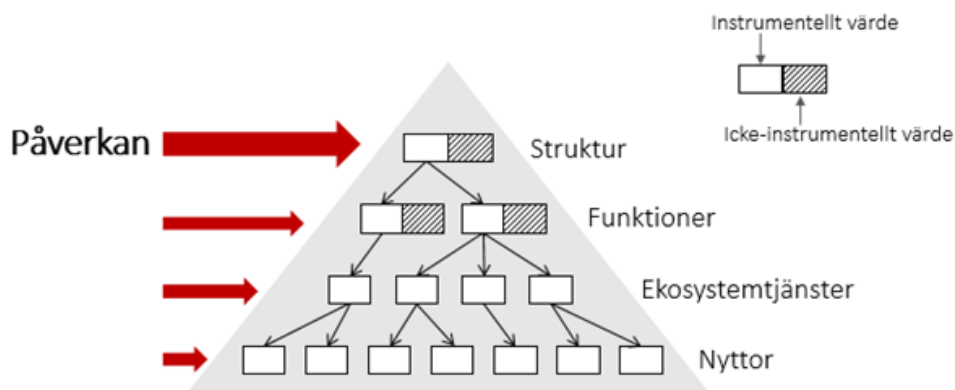
Krav på att kompensera förluster för fisket vid vattenverksamhet enligt miljöbalkens 11 kap. 8 § utgör ett alternativ utanför skyddade områden, och kan uttrycka sig antingen som ekologisk kompensation eller i form av en fiskeavgift (Moksnes m.fl. 2016). Fördelen med att hänvisa till 11 kap. 8 § är att den kan tillämpas även vid tillsyn av vattenverksamhet och därmed kan fånga upp fler situationer än kompensation enligt miljöbalkens 16 kap. 9 § som bara gäller vid prövning av tillstånd och dispens. Nackdelen är att det uttryckligen endast är förluster för fisket som ska ersättas, medan andra ekosystemfunktioner och tjänster i dagsläget inte kompenseras. Fiskeavgifterna har också varit låga i förhållande till kostnaderna för ekologisk kompensation, även om de har ökat under senare år (Moksnes m.fl. 2016).

Idag utgör bristen på praxis en utmaning för att ställa långtgående krav på kompensation, men det är på väg att förändras i och med att kompensationskrav nu prövas allt oftare i domstol. Som ett stöd för handläggare har Miljösamverkan Sverige tagit fram en rapport för ökad användning och samsyn. Rapporten ger en fördjupad vägledning om hur ärenden gällande ekologisk kompensation handläggs och vilka lagtexter som är tillämpliga i olika fall, varför läsaren hänvisas till den för juridiska detaljer (Miljösamverkan Sverige 2019).

Det finns många likheter mellan terrestra miljöer och kust- och vattenmiljöer när det gäller principer för kompensation. Mycket av de tidigare vägledningarna och den tidigare metodutvecklingen internationellt är kopplad till terrestra miljöer, men tankesätten kan användas även i akvatiska miljöer. Dock finns vissa skillnader. Akvatiska ekosystem skiljer sig från terrestra genom till exempel hur belastningar ser ut, vilka aktiviteter som påverkar, hur störningar och miljöskador fortplantar sig i systemet, och vilka aktörer som direkt och indirekt nyttjar systemet och vars välfärd därmed påverkas av ekologiska förluster. Dessutom är regelverken och det administrativa ansvaret olika mellan terrestra och akvatiska miljöer. Vår rapport fokuserar på akvatiska miljöer, och bör i huvudsak användas för dessa ekosystem, men vi tror också att vissa av principerna och tankesätten som här utvecklas kan vara av nytta för tillämpningar på land eller i ett större landskapsperspektiv.

2.2 ECOCOA:s ramverk för ekologisk kompensation

För att ekologisk kompensation ska motsvara skadan från exploatering eller andra belastningar krävs en bedömning av vilka värden som går förlorade och vilka värden som kan återskapas. Det ramverk för att underlätta hanteringen av kompensationsärenden som vi utvecklat i ECOCOA, presenteras översiktligt här och mer i detalj av Bergström m.fl. 2021 samt Cole m.fl. 2021. Ramverket syftar till en transparent och flexibel bedömning och värdering av kompensationsbehovet, baserat på den så kallade kaskadmodellen (Haines-Young m.fl. 2012; Boyd m.fl. 2016; Haines-Young och Potschin 2018). Kaskadmodellen går ut på att se ekosystemets strukturer, funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som en kausal kedja, där nyttigheter är beroende av ekosystemtjänster, ekosystemtjänster av funktioner, och funktioner av strukturer. Till exempel kan strukturen ålgräsäng ge funktionen dämpning av vågor, vilket skapar ekosystemtjänsten minskad stranderosion, och i sin tur nytta i form av förhöjda rekreationsvärden. Men det är också viktigt att se till helheten av funktioner i en viss ekosystemstruktur. En ålgräsäng ger till exempel också habitat för många andra arter, sedimentstabilisering, kolinlagring, med mera, vilket i sin tur skapar andra ekosystemtjänster och nyttigheter. Därför kan kaskadmodellen ses som en pyramid där varje nivå förgrenar sig vidare (Figur 1). Pyramiden är här ett verktyg för att kunna förstå både de negativa effekterna från en miljökada och de positiva effekterna som sker till följd av kompensationsåtgärder.



Figur 1. Illustration av hur skada till följd av yttre påverkan kan bedömas utgående från kaskadmodellen. De flesta intrång i kustmiljön när det gäller vattenverksamhet eller planering handlar om skada på strukturen, det vill säga att en livsmiljö eller en del av den försvinner (översta röda pilen). Anledningen kan vara direkt fysisk påverkan eller annan typ av påverkan som gör att livsmiljön inte längre kan existera på platsen. Som en följd så påverkas även alla underliggande nivåer i modellen (mindre, svarta pilar). Man kan dock även tänka sig direkta skador på alla nivåer i modellen, beroende på verksamhetens art och omfattning (underliggande röda pilar). Både ekosystemets instrumentella värden för människan (till exempel genom tillhandahållande av ekosystemtjänster) och icke-instrumentella (inneboende) värden kan omfattas av skada.

Ekologisk kompensation är till för att säkra såväl biologisk mångfald som ekosystemtjänster (EC 2011; CBD 2011; UNDP 2016; Maron m.fl. 2018). Detta innebär också att de värden som bör återskapas är både instrumentella (värden för människan, till exempel ekosystemtjänster) och icke-instrumentella (arters och livsmiljöers egenvärde oavsett om människan har nytta av dem eller inte). Vårt ramverk kombinerar kaskadmodellen med tanken att det är såväl biologisk mångfald och ekosystemtjänster som ska kompenseras och att detta ska göras i syfte att säkra både ekosystemens inneboende värden och de värden som ekosystemen genererar till samhället.



Figur 2. Den stegvisa processen för kompensationsplanering och utvärdering som föreslås i ECOCOA:s ramverk.

Ramverket bygger på en kompensationsbedömning i fyra steg (Figur 2). Steg 1, skadebedömningen, görs med hjälp av kaskadmodellen och syftar till att ge en bred beskrivning av de skador som uppstår till följd av en miljöpåverkan. Belastningar på en struktur ger följdeffekter för samtliga funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som följer av strukturen. Till exempel leder fysiskt borttagande av en viss livsmiljö till en rad av efterföljande effekter, där skadans omfattning bland annat beror på hur stort område som påverkas och skillnaden i livsmiljöns status före och efter ingreppet. Det är också möjligt att en skada uppstår direkt på senare led i kaskadmodellen, i det fall en viss belastning ger försämrade funktioner, ekosystemtjänster eller nyttigheter utan att detta beror på att ekosystemets struktur har påverkats.

Steg 2 i processen är att bedöma vad som ska kompenseras. Kompensationsbehovet kan ses som en identifiering av vilka strukturer, funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som behöver återskapas. Givet en strikt tolkning av begreppet ”no net loss” för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (EC 2007; Maron m.fl. 2018) blir kompensationsbehovet

i modellen en avspeglning av skadebedömningen. I det fall det uppstår skador på strukturnivå kan en möjlig kompensation (om det går) vara att återskapa strukturen. Detta antas då leda till att även funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter återskapas. Om skadan istället uppstår på en funktion är det möjligt att det inte krävs återskapande av en struktur, utan det kan räcka att kompensera för förlust av just funktionen. Det är dock också möjligt att andra mål än att ”kompensera allt” finns. I detta fall kan skadebedömningen ligga till grund för en diskussion om vilka av de värden som går förlorade som är viktigast att kompensera. Kompensationsbehov är i praktiken också beroende av det lokala sammanhanget. Behovet av att kompensera kan styras av lokala prioriteringar eller mer subjektiva bedömningar kring vilka funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som är särskilt viktiga på platsen.

Steg 3 är att välja kompensationsprojekt. För varje given skada kan det finnas olika alternativ att välja mellan. Givet en förlust av en struktur kan en åtgärd vara att kompensera just med att restaurera strukturen (på platsen eller någon annanstans), men kompensation kan också vara inriktad på att istället återskapa funktioner, ekosystemtjänster eller nyttigheter, och det kan göras på ett annat sätt än att ersätta precis vad som gått förlorat. För att öka chanserna att lyckas med att kompensera så mycket som möjligt av skador som uppstår föreslås en hierarki vid val av kompensationsåtgärder. I första hand bör en skada kompenseras med att återskapa samma typ av resurs som skadas (på engelska *in-kind*). Det skulle till exempel kunna vara att en skada på en ålgräsäng kompenseras genom att ålgräsängen restaureras. Denna typ av kompensation har en rad fördelar. Genom att kompensationen sker på strukturnivå (högst upp i pyramiden) återskapas alla underliggande funktioner och ekosystemtjänster (förutsatt att kompensationen lyckas), inklusive icke-instrumentella värden av biologisk mångfald, som kan vara svåra eller omöjliga att kompensera på lägre nivå i kaskadmodellen. I jämförelse med att kompensera med en annan resurs än den som skadas (på engelska *out-of-kind*), till exempel på funktions- eller ekosystemtjänstnivå blir kompensationen enklare eftersom endast en åtgärd behövs (ålgräsrestaurering) och mindre kunskap behövs om underliggande funktioner och ekosystemtjänster, vilket minskar risken att en skada inte kompenseras. Vid *out-of-kind* kompensation på till exempel ekosystemtjänstnivå måste en separat åtgärd utföras för varje ekosystemtjänst som strukturen (till exempel en ålgräsäng) genererar, vilket leder till ett komplext kompensationsprojekt med risk för att alla skador inte kompenseras.

Den andra viktiga aspekten är var kompensationen genomförs, och i första hand bör kompensationen genomföras inom samma område som påverkas av skadan (på engelska *on-site*). Fördelen med *on-site* kompensation är att kompenserade funktioner tillförs det område som skadats, och nyttigheterna tillfaller de individer som påverkas av skadan. Om kompensationen utförs så långt ifrån skadan att alla ekosystemtjänster och nyttigheter inte

när skadeområdet (på engelska *off-site*) behöver ytterligare åtgärder genomföras på skadeområdet för att kompensera för detta. En *off-site* kompensation är därför alltid mer komplex och omfattande än en *on-site* kompensation.

Sammantaget ger detta en hierarki vid val av kompensationsåtgärder, där en skada i första hand bör kompenseras *in-kind/on-site*, i andra hand *in-kind/off-site*, och i sista hand *out-of-kind*, och där åtgärder som inriktas högre upp i kaskadmodellen (Fig. 3) ger högre sannolikhet för multifunktionalitet:

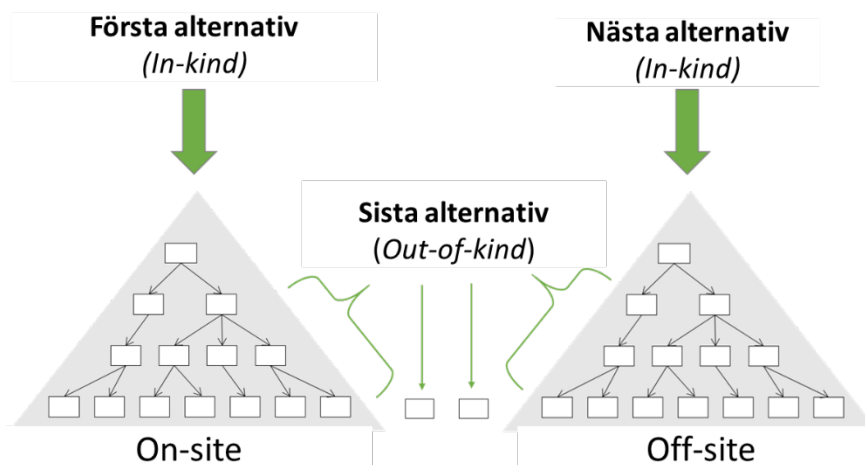
1. Kompensera in *kind/on site*. Detta bör vara förstahandsvalet vid ekologisk kompensation då åtgärden har bäst förutsättningar att kompensera för alla uppkomna skador och att tillföra nyttigheter till de som drabbas av skadan. Dessutom ger det förutsättningar att kompensera för förluster av biologisk mångfald, som annars kan missas med ett fokus på att hitta andra vägar till att kompensera förlust av funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter. Genom att kompensera ”på toppen av pyramiden” ges förutsättningar att kompensera för såväl icke-instrumentella (ekosystemens inneboende värden) som instrumentella värden (de värden som ekosystemen ger till människan).

2. Kompensera *in-kind/off-site*. Om det inte är möjligt att genomföra en *in-kind* kompensation på skadeområdet (vilket ofta är fallet) utgör en *in-kind/off-site* kompensation det näst bästa alternativet. Den alternativa platsen bör då generellt väljas så nära skadeområdet som möjligt för att öka chanserna att ekosystemtjänster och nyttigheter når de som drabbas av skadan. Det kan dock också vara aktuellt att välja en plats där efterfrågan på de genererade ekosystemtjänsterna är som störst. Oavsett medför detta alternativ alltid att vissa ekosystemtjänster och nyttigheter inte kompenseras på skadeområdet, varför kompletterande, *out-of-kind* åtgärder är nödvändiga på skadeområdet. Om möjligt bör dessa i första hand försöka kompensera för förlorade ekosystemfunktioner, för att färre olika åtgärder då behövs än om kompensationen utförs på lägre nivå i kaskadmodellen. Vid exemplet på en skadad ålgräsäng kan en kompletterande lokal kompensationsåtgärd på funktionsnivå till exempel vara att bygga en vågdämpande pir som ersätter ängens vågdämpande och bottenstabiliserande funktion, vilket ger de lokala ekosystemtjänsterna klarare badvatten och minskad stranderosion. En stenpir med vegetation kan också delvis ersätta funktionen "habitat för fiskar och biologisk mångfald", men endast delvis eftersom andra arter förekommer på hårbotten än i en ålgräsäng.

3. Kompensera *out-of-kind*. Om det inte är möjligt att kompensera den skada som uppstått med samma typ av resurs inom ett relevant område kan ett sista alternativ vara att använda flera *out-of-kind* åtgärder, antingen på skadeplatsen eller på annan plats. Detta kommer sannolikt inte att generera den nivå av kompensation som de två tidigare typerna av kom-

pensation genererar, men kan vara en sista utväg. Som nämns ovan bör åtgärderna genomföras på så hög nivå som möjligt i kaskadmodellen för att öka möjligheten att kompensera skador på icke-instrumentella värden och för att minska antalet separata åtgärder som behövs, eftersom en skada på till exempel en ålgräsäng leder till en stor mängd ekosystemtjänster och nyttigheter som var och en måste kompenseras. *Out-of-kind* kompensation kräver också stor kunskap om länkarna i kaskadmodellen för det påverkade habitatet för att kunna kompensera för alla uppkomna skador, varför risken är stor att kompensationen blir ofullständig.

Oavsett vilket angreppssätt för kompensationen som tillämpas kan det behövas kompletterande åtgärder för att kompensera fördröjningen mellan den tid då skadan uppstår och den tid då kompensationen är fullständigt implementerad och etablerad (Cole 2011; Bull m.fl. 2014).



Figur 3. Schematisk illustration av olika kompensationsalternativ. *In-kind/On-site*-kompensation utgör förstahandsvalet, medan *In-kind/Off-site*-kompensation kan beaktas om det inte är möjligt att kompensera *in-kind* inom skadeområdet. Detta alternativ medför dock att vissa ekosystemtjänster och nyttigheter som genereras av kompensationen inte når de som drabbats av skadan, så att kompletterande, *out-of-kind*-åtgärder kan vara nödvändiga. *Out-of-kind*-kompensation kan vara ett alternativ om det inte är möjligt att kompensera den skada som uppstått med samma typ av resurs. Dessa åtgärder kan riktas antingen på skadeplatsen eller på annan plats. Sådana åtgärder kommer sannolikt inte att generera samma nivå av kompensation som de två tidigare alternativen, men gör att man kommer närmare ”ingen nettoförlust” än om man inte utför någon kompensation alls.

I steg 4 utvärderas kompensationens utfall. Kaskadmodellen kan hjälpa till att identifiera vad som ska mätas och följas upp. Denna utvärdering kan i sin tur ligga till grund för ytterligare kompensationsåtgärder, påföljder eller andra åtgärder. En viktig aspekt av utvärderingen är även att samla kunskap om olika åtgärders effektivitet, för att utveckla kompensationsarbetet.

Tillämpningen av ramverket enligt ovan innebär en möjlighet att matcha skada mot kompensation, där hänsyn tas till såväl biologisk mångfald som ekosystemtjänster. Ramverket

kan också ge ett underlag för diskussioner i till exempel samrådsprocesser. Vi vill betona att ramverket bör ses just som ett ramverk, och inte som en norm eller steg-för-steg-handbok. I praktiken finns många aspekter som komplicerar dess tillämpning, som till exempel lagar och regelverk, mätmöjligheter och lokala förutsättningar. Detta till trots tror vi att en tillämpning av det tankesätt som ramverket ger kan öka förutsättningarna för transparens och på ett betydande sätt bidra till att kompensationsprojekt blir mer träffsäkra avseende matchning mot skadebilden.

3 Enkätstudie angående kunskapsläge och tillämpning av ekologisk kompensation

3.1 Hur enkätstudien utfördes

Syftet med enkätundersökningen var att samla information om hur och i vilken omfattning ekologisk kompensation tillämpas i svenskt kust- och havsmiljöarbete idag, samt vilken utveckling som behövs för att utöka användningen. Målgruppen för enkäten var i första hand förvaltare vid länsstyrelser, kommuner och Havs- och vattenmyndigheten, med fokus på personer som jobbar med frågor som berör eller skulle kunna beröra ekologisk kompensation eller marin restaurering i kustområden. Ytterligare målgrupper var forskare med fokus på kustmiljöfrågor, miljökonstulter samt miljöjurister.

Enkäten sändes till samtliga svenska kustläns miljövårdsenheter och länsstyrelsernas gemensamma fiskeutredningsgrupp, samt till deltagare i den nationella restaureringskonferensen i Kalmar 2018 (vilken bestod av en blandning av förvaltare, forskare och privata aktörer). Enkäten var öppen för svar under 15–30 oktober 2018. En initial genomgång av svaren indikerade att förvaltarna ansåg att ett hinder för tillämpningen av ekologisk kompensation är att det råder oklarheter kring juridiska tillämpningar. Därför sändes enkäten även till miljödomstolarnas tekniska råd runt om i landet för att få en uppfattning om deras syn på ekologisk kompensation. Enkäten till de tekniska råden var öppen under perioden 20 november 2018 – 20 januari 2019.

Enkäten bestod av åtta frågor som rör ekologisk kompensation samt två frågor för att karakterisera den svarande. Fyra av frågorna var flervalfrågor och fyra bestod av fria formuleringar. Frågorna syftade till att ge en bild av kunskapsläget gällande ekologisk kompensation som förvaltningsverktyg, dagens användning inom olika myndigheter och sektorer, hinder för tillämpning, samt utvecklingsbehov för att öka användningen av ekologisk kompensation i svenskt kustmiljöarbete.

3.2 Enkätsvaren visar att kunskapen om ekologisk kompensation är låg och tillämpningarna få

Här följer först en redovisning av de inkomna enkätsvaren från förvaltare, forskare och privata aktörer i form av miljöorganisationer och konsulter. Därefter följer en kortfattad separat redovisning av svaren från miljöjurister, eftersom denna målgrupp har en annan koppling till ekologisk kompensation än övriga svarande.

Totalt inkom 75 svar från personer som arbetar med kustmiljöfrågor. Av dessa arbetar 76 % vid myndigheter, merparten vid länsstyrelser, och övriga är fördelade mellan universitet (9 %), miljöorganisationer (8 %) och konsultföretag (7 %). Eftersom vi inte vet hur många personer vid länsstyrelserna som enkäten sänts ut till kan vi inte beräkna någon svarsprocent. På frågan om i vilket län den svarande huvudsakligen var verksam var alla kustlän representerade med 2–14 svar per län, där antalet svar i grova drag speglar antal invånare i länet. På basen av det relativt höga antalet svarande i kombination med deras geografiska fördelning bedömer vi att enkätsvaren kan ge en god representation av kunskapsläge och tillämpning av ekologisk kompensation i svenskt kustmiljöarbete.

Av de svarande är det bara 19 % som jobbar praktiskt med ekologisk kompensation, medan 18 % uppger att de vill komma igång med att arbeta med ekologisk kompensation. Drygt hälften av de svarande har inte haft planer på att jobba med kompensation, men enbart 10 % anger att det inte är tillämpligt i deras arbete.

De svarande fick även beskriva om de kände till fall där ekologisk kompensation använts i kust- och havsmiljö i Sverige eller internationellt. Drygt hälften av de svarande angav fall som rör hamnbyggnationer och kompenseringsåtgärder för förlorade ålgräsängar. Övriga fall man kände till i kustmiljö rörde hamnar och farleder där man kompenserat för förlust av blåstång, rev samt rastplatser för fågel, kompensation för närsaltsutsläpp genom muselodling och våtmarkskonstruktion, kompensation för förlorad fiskreproduktion genom utsättning av fisk och konstruktion av lekmiljöer. Även tillämpning av fiskeavgift vid vattenverksamhet, både tillstånds- och anmälningsärenden, omnämndes.

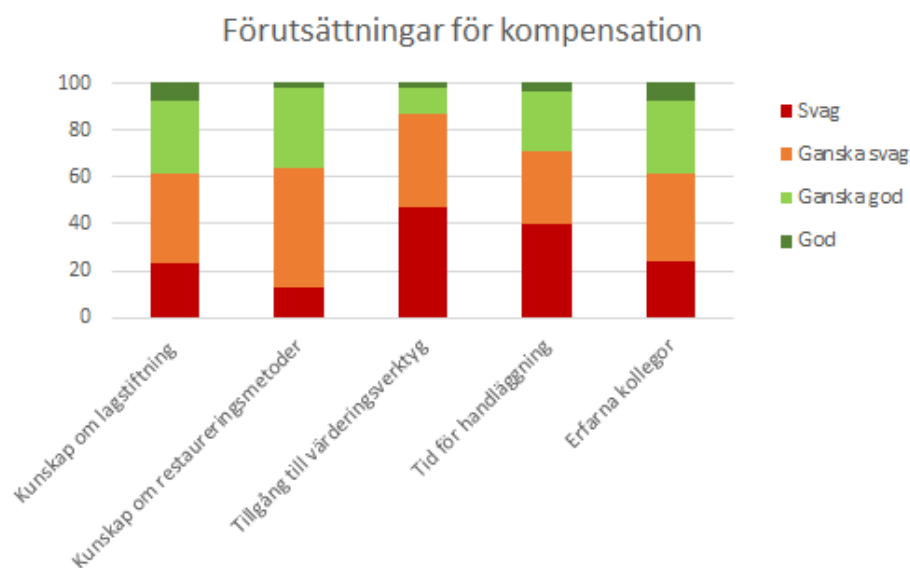
På frågan om i vilken omfattning man använde sig av ekologisk kompensation inom de svarandes organisationer uppgav 48 % av de som kom från kommuner och länsstyrelser, det vill säga de myndigheter som hanterar vattenverksamhetsärenden, att man aldrig använde sig av ekologisk kompensation, och 35 % att man sällan gjorde det. I en frisvarsfråga uppgav hälften av de svarande att anledningen till att man inte tillämpade kompensation i större utsträckning var okunskap om hur verktyget kan tillämpas, inte minst juridiskt. Även resursbrist på myndigheterna angavs som en anledning till att man inte gick

hela vägen till kompensation, utan att ärendena stannade vid krav på minimering av skadan. Av svaren framkom också att merparten av de ärenden man hanterade var mindre anmälningsärenden och att kompensation ansågs svårt att tillämpa i dessa. Likaså framkom att brist på lämpliga kompensationsåtgärder hämmade tillämpningen.

För att få en uppfattning om hur förutsättningarna för att tillämpa ekologisk kompensation i förvaltningen ser ut ställde vi fem delfrågor där de svarande fick bedöma läget enligt en fyrgradig skala från Svag till God:

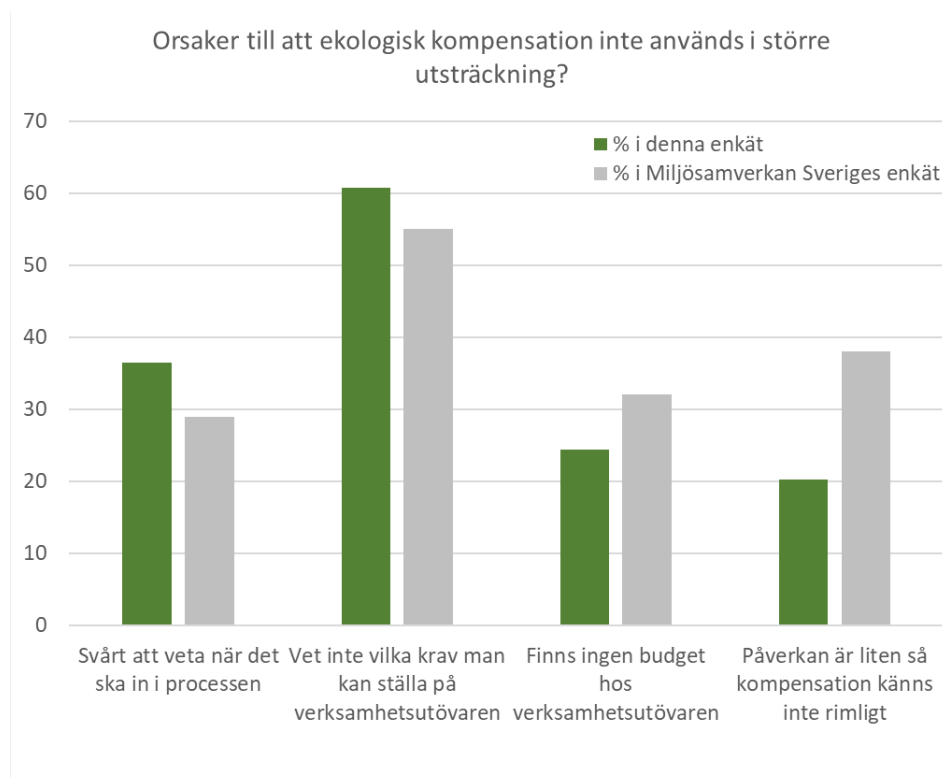
- Kännedom om eller tillgång till stöd för hur miljöbalken och annan lagstiftning kan tillämpas vid ekologisk kompensation
- Kunskap om olika restaureringsmetoders användbarhet för att återställa kustmiljöer
- Tillgång till verktyg för värdering av förlust i samband med olika typer av exploatering
- Tid för handläggning och att bereda ärenden där kompensation kan vara aktuell
- Tillgång till kollegor med kunskap och erfarenheter av hur man kan implementera ekologisk kompensation

I Figur 4 redovisas svaren från representanter för länsstyrelser och kommuner (totalt 54 svarande), de kategorier svarande som kan tillämpa ekologisk kompensation i praktiken. Av svaren framgick att förutsättningarna, det vill säga kunskap om lagstiftning och restaureringsmetoder, generellt bedömdes som svaga eller ganska svaga av majoriteten av de svarande. Bland svaren sticker tillgången till värderingsverktyg ut, där 87 % anser att den är ganska svag eller svag. Likaså bedömer 71 % av de svarande att möjligheterna att sätta tillräckligt med tid på handläggning av kompensationsfrågor är ganska svaga eller svaga.



Figur 4. Bedömning av förutsättningar för att tillämpa ekologisk kompensation bland svarande från länsstyrelser och kommuner i enkätstudien.

Enkättagarna ombads även ange vilket eller vilka av ett antal förbestämda alternativ de ansåg utgöra de största orsakerna till att ekologisk kompensation i kustmiljö inte tillämpas i högre grad inom förvaltningen. Frågan hade samordnats med en fråga i en enkät av Miljösamverkan i Sverige (www.miljosamverkansverige.se) riktad till länsstyrelser och konsulter, där fokus låg på landmiljöer. Denna enkät besvarades av 75 personer och var således av samma omfattning som den som redovisas i detta kapitel. Information om spridningen per län framgick inte. Svaren var samstämmiga i och med att de angav att svårigheter att veta vilka krav som kan ställas på verksamhetsutövaren utgjorde den viktigaste orsaken till att ekologisk kompensation inte används. Näst viktigaste anledningen i kustförvaltningen var att det är svårt att veta när i processen kompensationsfrågan ska tas in i vattenverksamhetsärenden (Fig. 5).



Figur 5. Orsaker till att ekologisk kompensation inte används i större utsträckning inom förvaltningen. De gröna staplarna representerar specifikt kustmiljöer, medan de grå staplarna representerar både land- och vattenmiljöer genom att en identisk fråga ställdes i en enkät om ekologisk kompensation av Miljösamverkan i Sverige, riktad till länsstyrelser och konsulter.

Slutligen fick enkätdeltagarna möjlighet att fritt specificera vilka utvecklingsbehov de såg gällande ekologisk kompensation inom svenskt havsmiljöarbete. Svaren kategoriserades i efterhand för att ge en överblick. De kategorier som togs fram var följande (med % av svaren som berörde ämnet inom parentes):

- riktlinjer för när och hur man ska tillämpa ekologisk kompensation (40 %)
- kunskap om fungerande kompensationsåtgärder (32 %)
- metoder för beräkning av omfattningen av kompensation (10 %)
- underlätta regelverk och tillämpning (10 %)
- kompensation som verktyg vid utsläpp av näringsämnen (6 %)
- system för hantering av små exploateringsärenden (2 %)

Dessa svar speglar till stora delar synpunkter som framkommit i tidigare frågor, och visar att det finns ett brett behov av handläggarstöd, vilket speglar att ekologisk kompensation har använts i ringa omfattning och att erfarenheterna bland ansvariga myndigheter och involverade konsulter samt universitet är få.

Sammantaget visar svaren att tillämpningen av ekologisk kompensation i kustförvaltningen är mycket begränsad i dagsläget, och att det finns ett stort behov av att ta fram riktlinjer gällande tillämpningen av kompensation inom ärendehantering, och av att förbättra kunskapen om restaureringsmetoder samt att ta fram metoder för värdering av skador. Likaså finns ett behov av att ge handläggare resurser i form av den tid och det stöd som behövs för att i högre grad tillämpa ekologisk kompensation i kustförvaltningen. I detta sammanhang kan vi framföra att det efter att enkätstudien genomfördes tillkommit ett handläggarstöd för ekologisk kompensation (Miljösamverkan Sverige 2019). En kunskapssammanställning om restaurering i marin miljö har också publicerats av Havs- och vattenmyndigheten (Kraufvelin m.fl. 2021). I slutrapporten för ECOCOA (Bergström m.fl. 2021) presenteras en modell för hur man kan skatta skador och behov av kompensation som uppstår vid vattenverksamhet (se även kapitel 2). Därmed torde en del av de kunskapsbehov som framkommit vara fyllda idag, och förutsättningarna att tillämpa ekologisk kompensation vara bättre.

Enkäten sändes även till de tekniska råden vid landets mark- och miljödomstolar. De tekniska råden är specialister på naturvetenskapliga och tekniska frågor som förbereder mål, gällande exempelvis tillståndsärenden, och dömer tillsammans med juristdomare. Enkäten sändes till totalt 48 tekniska råd, och 9 enkätsvar erhöles. Den lägre svarsfrekvensen kan sannolikt förklaras med att många av de tekniska råden inte arbetar med frågor eller tillståndsärenden relaterade till kusten. Av de svarande bedömde samtliga att ekologisk kompensation sällan tillämpas i ärenden som rör kust- och havsmiljö, och enbart tre kände till domar där så var fallet. Man uppgav som anledning till att kompensation sällan används att man försöker styra målen så att kompensation inte blir nödvändig, vilket ligger i linje med skadelindringshierarkin. Samtidigt angav man att praxis gällande ekologisk kompensation i tillståndsärenden saknas, vilket kan försvåra hanteringen. På frågan om vilka de största hindren är till att ekologisk kompensation inte används lyftes främst att det råder kunskapsbrist, både gällande hur kompensation ska hanteras i tillståndsprocessen, gällande vilka krav man kan ställa på verksamhetsutövaren och gällande vilka kompensationsåtgärder som kan användas i praktiken. Även i frisvarsfrågan om specifika utvecklingsbehov kopplat till ekologisk kompensation belyste alla svarande behovet av att förbättra kunskapsläget, dels gällande vilka rättsliga situationer där kompensation kan bli aktuell och dels gällande vilka kompensationsåtgärder som finns tillgängliga i praktiken. Farhågan att ekologisk kompensation kan bli ett sätt för verksamhetsutövare att köpa sig fria vid tillståndsprovningar lyftes också.

4 Tillämpning av ekologisk kompensation vid kustexploateringsärenden

Baserat på den webbenkät som beskrivits tidigare och efter diskussioner med projektets referensgrupp (med representanter för Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket och länsstyrelserna) valdes tre fokusområden ut för utvärdering av hur ekologisk kompensation tillämpas i förvaltningen idag. Dessa tematiska områden var storskaliga (tillståndspliktiga) och småskaliga (anmälningspliktiga) ärenden (se avsnitt 4.1 respektive 4.2) samt särskild fiskeavgift (se kapitel 5). Syftet med utvärderingen var att dels illustrera hur ECOCOA-ramverket kan användas inom förvaltningen och dess användande av ekologisk kompensation idag och dels att utvärdera ramverket både som praktiskt verktyg och för underlättande av kommunikation kring skadebeskrivningar och tillhörande kompensation.

4.1 Ekologisk kompensation vid storskalig kustexploatering

För att undersöka hur dagens tillämpning av ekologisk kompensation ser ut i praktiken har ett antal fallstudier analyserats. Fallstudierna valdes på basen av diskussioner med projektets referensgrupp och kontaktnät samt från den enkätstudie som presenterades i kapitel 3. Alla de undersökta fallen berör tillståndspliktig verksamhet, det vill säga mer omfattande verksamhet som rör vattenområden större än 3 000 m². Fallen som gick igenom (med hänvisning till domar och mål) var:

- Norvik, Nynäshamn (2014-10-10 M 2414-12, 2015-10-30 M 9616-14)
- Verkö, Karlskrona (2015-12-17 M 288-16)
- Malmporten Luleå (2018 M 4684-17 & M 4685-17)
- Göteborgs hamn, Arendal (2015-11-24 M 4523-13)

Genomgången av fallstudierna utgick från ECOCOA:s ramverk och en strukturerad beskrivning av den information som fanns i fallstudiernas domstolsbeslut. I mindre utsträckning har även sakkunnigutredningar använts som källa. För varje fallstudie beskrevs vilken

typ av aktivitet(er) det rörde sig om och aktiviteternas påverkan, det vill säga typ av belastning samt dess omfattning i tid och rum. Utgående från ramverkets nivåer, det vill säga ekosystemstruktur, -funktion, -tjänst och nyttighet, gjordes dels en skadebeskrivning och dels en kompensationsbeskrivning med omfattning och beräkningsmetod för varje nivå. Målsättningen var att tydliggöra hela processen, från skada till kompensation. Avslutningsvis sammanställdes information som berörde eventuella fiskeavgifter. Det bör betonas att denna genomgång inte syftar till att utreda huruvida lagstiftning och praxis har uppfyllts eller inte, eller att på annat sätt recensera processerna (i nuläget är det mycket påverkan som inte omfattas av kompensationskrav). Snarare är syftet att kort ge en överblick av dessa fall som en beskrivning av hur kompensation idag genomförs och hur vårt ramverk skulle kunna vara till hjälp i framtida projekt.

Norvik, Nynäshamn: Fallet berör utbyggnad av hamn och tillhörande hamnverksamhet, vilket omfattar bland annat ianspråktagande av mark för byggnation, muddring, utökad fartygstransport, ökad landburen transport, dumpning av muddermassor, grumlande arbeten, sprängning och buller. Aktiviteternas miljöpåverkan på strukturnivå angavs ske på strukturerna blåstång och ålgräs där ålgräsängarna förväntades försvinna helt på den plats som påverkas och att blåstångsbälten tunnast ut. Kompensationsåtgärder som nämns i domen utgörs av verksamhetsutövarens egna åtaganden att flytta blåstångsbälten, skapande av lektya/skyddsytta för fisk under kajer, utplantering av höstlekande fisk, skapande av väl utmärkt led för fritidsbåtar, samt en fiskeavgift.

Verkö, Karlskrona: Fallet berör utbyggnad av hamn och tillhörande hamnverksamhet, vilket omfattar bland annat igenfyllnad av två vikar, ianspråktagande av mark för byggnation, ökad trafikmängd och trafikvolym, grumlande arbeten och buller. Påverkan i vattenmiljön inkluderade både strukturnivån och ekosystemtjänstnivån och innefattade total förlust av vegetationsklädd botten som fungerar som fiskrekryteringslokaler samt påverkan på friluftslivet. Villkor för projektet inkluderade temporär flytt av stenar med blåstång under byggnadstiden, att möjligheterna till återplantering av ålgräs skulle utredas särskilt och att ett kontrollprogram för uppföljning av den biologiska utvecklingen ska upprättas, samt fiskeavgift.

Malmporten, Luleå: Utöver utbyggnad av hamn och hamnverksamhet inkluderar detta fall även fördjupning och breddning av farleder. Verksamheterna innefattar därmed muddring, borrhning, sprängning samt dumpning, inklusive associerade effekter från förorenade sediment, buller och indirekt ökad trafikmängd och trafikvolym, samt anläggande av fyror inom vissa skyddade områden. Beskrivning av miljöpåverkan berör främst dumpning, både på land och i vatten, av material med höga halter av beständiga miljögifter (TBT, PAH-11 och PCB-7). Gällande biota nämns att eventuell fisk och marina däggdjur ska skrämmas från sprängningsområdet genom akustiska signaler. Som kompensation föreslås anordning av en badplats, rivning av fyra fyror, som innebär en minskad belastning, och uppbyggande

av nya, lägre fyrar, som då inte kräver underhållande trädfällning inom skyddade områden, samt fiskeavgift.

Göteborgs hamn Arendal: Utbyggnad av hamn och hamnverksamhet, vilket omfattar invallning, pålning och utfyllnad av vattenområden, muddring, grumlande arbeten, sprängning och buller. Miljöpåverkan som uppstår är bland annat på strukturerna ålgräs, blåmusselbankar och stenrevlar. Domstolen krävde som villkor i tillståndet, med hänvisning till 11 kap. 8 § miljöbalken, att ekologisk kompensation skall utföras för den förlust av värdefulla biotoper för bland annat fisk (ålgräsäng, blåmusselbankar och stenrevlar) som uppkommer till följd av verksamheten. Totalt bedömdes 1,7 hektar ålgräs förstöras vid utbyggnaden, och Göteborgs hamn ålades att restaurera 1,7 ha nya områden för ålgräsängar på lämpliga lokaler, i första hand inom samma kommun som skadan skedde, och i andra hand i angränsande områden. Resultatet från åtgärderna ska redovisas inom 8 år från det att tillståndet tagits i anspråk. Domstolen bedömde att kompensationsrestaureringen av ålgräs skulle täcka det behov som fiskeavgiften ska fylla, och därför beslutades att fiskeavgift inte ska tas ut.

Alla fyra fallen berörde hamnar och utökade verksamheter, men fokuserade på olika typer av påverkan. Vi noterar att de aktiviteter som förutspås leda till påverkan oftast är väl beskrivna i fråga om omfattning i tid och rum. Exempelvis är arealen eller volymen mark/havsbottnen som ska tas bort, eller läggas till, detaljerat beskriven, troligen som en följd av det ingenjörstekniska arbetet som därtill krävs. Vad gäller skadebeskrivningar är däremot omfattningen beskriven på ett varierande sätt i domstolsbesluten. Mer kompletta beskrivningar kan (troligen) hittas i tillhörande sakkunnigutredningar. I de flesta fall beskrivs vilken struktur som skadas, åtminstone i de fall där det finns tydliga livsmiljöer såsom vegetationsklädd botten. Flertalet domar nämner också indirekta effekter, i form av ökad trafikmängd och volym. Bland funktioner är det endast livsmiljö och fiskrekrytering som fått utrymme i domarna, och för ekosystemtjänster och nytta är det främst rekreation och friluftsliv som nämns. Dock nämns inte explicit kopplingarna mellan struktur-funktion-ekosystemtjänst-nytta, vilket också försvårade en analys av vad de kompensationskrav som togs upp var avsedda att kompensera för och syfta till. Förutom att få kompensationsåtgärder överhuvudtaget nämndes i dessa domar, presenterade just bristen på koppling mellan struktur och funktion en utmaning i vår analys. Som exempel kan nämnas Sjöfartsverkets bedömning att rivande av fyrar förväntas innebära "ekologiska förbättringar", men det är otydligt hur detta relaterar till möjlig kompensation för de skador som uppstår i samband med planerade aktiviteter som sprängning, muddring och dumpning i vattenmiljön (M 4684-17 & M 4685-17).

En analys i relation till ECOCOA-ramverkets kaskadmodell (se avsnitt 2.2) visar att det finns brister i kopplingen mellan skada och vad som faktiskt kompenseras. Detta leder sannolikt till nettoförlust. Vi tror att vår modell framöver kan hjälpa till att beskriva skada och kompensationsbehov bättre, vilket skulle kunna ge en mer ändamålsenlig process, och

kanske också skapa ytterligare drivkrafter att undvika skada på strukturer-funktioner-tjänster-nyttor som är svåra att kompensera. Modellen kan på så sätt ge mer kunskap om kopplingar och transparens vid val av olika kompensationer. Ett ytterligare exempel på detta är skador som uppstår som ett resultat av indirekta effekter. Många domar omnämner en ökad trafikmängd och trafikvolym på skadesidan men inte på kompensationssidan, enligt vår utvärdering. Sådana indirekta effekter riskerar uppenbarligen att glömmas bort. Att nyttja ECOCOA-modellen både ur ett skadeperspektiv och ur ett kompensationsperspektiv borde inte bara öka transparensen, utan också minska risken för partiell kompensation (det vill säga att skadan inte kompenseras i sin helhet).

Med undantag av fallet i Göteborgs hamn, Arendal, har en fiskeavgift tagits ut i samtliga av våra studerade fall. Omfattning och storlek har varierat, men den beräkningsprocess som använts har följt den standard som finns (Fiskeutredningsgruppen 2018). Denna standard har vissa likheter med vårt ramverk i det att det finns en logisk följd i beräkning av skada på en miljö, dess funktion, ekosystemtjänst och att den nytta som förväntas förloras är det som ska kompenseras, även om fiskeavgiften endast fokuserar på nyttigheten fiske. Domarna anvisar vilka vattenförekomster eller områden som avgiften sedan ska främja fisket inom, men vad medlen använts till har inte varit direkt angivet, det vill säga kopplingen mellan skadan och var den faktiska kompensationen sker är inte transparent (se mer i kapitel 5).

Fallet i Göteborgs hamn utgör ett undantag i och med att ekologisk kompensation angivits som ett villkor i tillståndet för verksamheten. Även om domen hänvisar till 11 kap. 8 § miljöbalken som rör förluster för fisket, så nämns att kompensationsrestaureringen av ålgräs även får ses som skydd för fisket enligt 11 kap. 8 § miljöbalken, vilket kan tolkas som att skada på andra ekosystemtjänster har beaktats och att domen i grunden utgår från 16 kap. 9 § (Moksnes m.fl. 2016). I domen har också närhet till skadeområdet beaktats, eftersom restaureringen av ålgräs i första hand ska utföras inom samma kommun. Däremot har inte förluster av ekosystemtjänster över tid alls beaktats i domen, eftersom kompensationen endast ska omfatta samma areal som förvinns vid exploateringen, trots att kompensationen inte behöver vara klar förrän åtta år efter att skadan sker. I Havs- och vattenmyndighetens vägledning för kompensationsrestaurering av ålgräs föreslås att en kompensation ska vara minst 30 % större än det skadade området om restaureringen genomförs samtidigt som skadan (för att kompensera för att unga ålgräsängar inte levererar lika mycket ekosystemtjänster som gamla), samt att omfattningen på kompensationen ökar för varje år som restaureringen försenas (Moksnes m.fl. 2016). Inget av de belysta fallen beaktade förluster av biologiskt mångfald på ett sätt som är i linje med Sveriges åtaganden inom till exempel EU:s strategi för biologisk mångfald, där en bärande princip är att ingen nettoförlust ska ske, och där ekologisk kompensation utpekats som ett viktigt verktyg för att uppnå målet.

4.2 Ekologisk kompensation vid småskalig kustexploatering

4.2.1 Ekologisk kompensation tillämpas inte vid småskalig kustexploatering idag

Vid småskalig exploatering av vattenmiljöer i kustzonen krävs inte tillstånd utan enbart en anmälan till länsstyrelsen eller kommunen, som sedan utför en prövning i enlighet med kap. 11 miljöbalken. Detta gäller vattenverksamhet som påverkar en yta mindre än 3 000 m². Vid enkätstudien och diskussioner med fiskeutredningsgruppen samt projektets referensgrupp har inga exempel på att ekologisk kompensation tillämpats vid anmälningsärenden kunnat identifieras. En huvudanledning till detta torde vara att länsstyrelser och mark- och miljödomstolar vid en skälighetsbedömning landar i att det inte är rimligt att kräva kompensationsåtgärder, exempelvis habitatrestaurering, eftersom det i praktiken innebär ett omfattande arbete att genomföra en habitatrestaurering eller annan motsvarande åtgärd. Det finns dock inget formellt hinder för att tillämpa kompensation även vid småskalig exploatering, som mindre muddringar och konstruktion av bryggor och pirar.

En angränsande fråga utgörs av hanteringen av särskild fiskeavgift vid anmälningsärenden. Länsstyrelsen har möjlighet att utdöma särskild fiskeavgift om vattenverksamheten kan anses skada det allmänna fiskeintresset (se kapitel 5). Fiskeavgiften är avsedd att användas för åtgärder som främjar det lokala fiskeintresset i det berörda vattnet eller i angränsande vatten, och kan således ses som en möjlighet att kompensera för den påverkan på fiskbestånd och fiske som uppstår i samband med anmälningsärenden. Fiskeavgifter är, genom att de inte ställer krav på att verksamhetsutövaren ska vidta komplexa restaureringsåtgärder, enklare att hantera än kompensationsåtgärder vid småskalig exploatering. Det finns exempel på att länsstyrelser tillämpar fiskeavgifter vid anmälningsärenden gällande kustmiljöer (Fiskeutredningsgruppen 2018), men även denna möjlighet tillämpas i dagsläget i mycket liten omfattning av kustlänsstyrelserna.

4.2.2 Hur kan kumulativa effekter av småskalig kustexploatering kompenseras?

Nya studier av effekterna av småskalig exploatering på grunda kustmiljöer i Sverige visar att exploateringen kan ge både direkta och indirekta effekter på livsmiljöer och arter, liksom de ekosystemtjänster de tillhandahåller (Hansen m.fl. 2019, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020). De direkta effekterna orsakas av att livsmiljöer försvinner eller försämras genom fysisk störning, medan de indirekta effekterna kan uppstå exempelvis genom utsläpp av gifter och närsalter eller genom uppgrumling av sediment i samband med vattenverksamheten. Indirekta effekter kan också uppstå om muddring eller byggnation leder till ökad småbåtstrafik. De känsligaste miljöerna utgörs av vegetationsklädda bottnar i grunda, vågskyddade vikar. När dessa artrika miljöer påverkas av byggnation,

genom både direkta och indirekta effekter, leder detta till en minskad förekomst av habitatbildande växter (Eriander m.fl. 2017). Detta leder i sin tur till att produktionen av flera ekosystemtjänster minskar (Sundblad och Bergström 2014, Cole och Moksnes 2016, Hansen m.fl. 2019). I Figur 6 i kapitlet om fiskeavgifter visas en översikt av på vilka sätt denna typ av habitatpåverkan kan ge effekter på ekosystemtjänster och nyttigheter.

Eftersom anmälningsärenden gäller småskaliga ingrepp blir skadan från en enskild anmälningspliktig verksamhet begränsad. Men studier visar att den kumulativa effekten av småskaliga exploateringar är omfattande i svenska havsområden (till exempel Eriander m.fl. 2017, Moksnes m.fl. 2019). En indikation på omfattningen ges av utvecklingen av förekomsten av bryggor och hamnar längs svenska kusten (se Moksnes m.fl. 2019). Det finns ungefär 110 000 bryggor längs svenska kusten, motsvarande en total längd om 2 000 km. Merparten av dessa bryggor finns i grunda, vågskyddade miljöer, och det beräknas att vegetationen i ungefär 20 % av dessa miljöer är negativt påverkad till följd av bryggor och båttrafik, vilket ger en negativ påverkan på många ekosystemtjänster.

Även om man i förvaltningen är medveten om denna problematik finns inga tecken på att utvecklingen skulle bromsas, utan bryggorna fortsätter öka med 1,8 % per år och därmed tilltar de negativa effekterna på dessa känsliga och viktiga miljöer kontinuerligt (Moksnes m.fl. 2019). Det finns flera orsaker till detta. En viktig anledning är att det saknas ett system för att hantera kumulativa effekter av många små exploateringar, i vilket ekologisk kompensation kan utgöra en viktig del. En annan är att det fortfarande delvis saknas kunskap om var de mest känsliga miljöerna finns, vilket gör det svårt för handläggare att styra verksamheter till områden som är mindre känsliga. Ytterligare en orsak är att stora ekonomiska värden är förknippade med byggande i strandzonen, samtidigt som det vanligen saknas värderingar av livsmiljöerna och de ekosystemtjänster de producerar. I de fall värderingar görs tenderar de att fokusera på produktionen av vissa enstaka ekosystemtjänster, till exempel produktionen av fisk (se kapitel 5 om fiskeavgifter), vilket kan ge en låg monetär värdering. I praktiken är detta att likställa med att man enbart värderar räntan (produktionen av fisk), medan livsmiljön i sig (kapitalet) inte tillskrivs något egenvärde.

Sammantaget innebär ovanstående att den som utövar anmälningspliktig vattenverksamhet inte står för de kostnader verksamheten orsakar, vilket strider mot en central princip i miljöbalken. För att gå i riktning mot ett system där kustzonens naturvärden och ekosystemtjänster bevaras och där verksamhetsutövare kompenserar för de förluster de förorsakar kan förvaltningen arbeta med att utveckla följande:

- Heltäckande kartor som visar utbredningen av viktiga och känsliga livsmiljöer
- Tydliga mål för bevarande av dessa miljöer i regionala planerna för grön infrastruktur och i kommunernas havsplanering, och kartor som identifierar områden där bevarande är prioriterat

- Ett system för värdering av den faktiska skada som uppstår vid exploatering av kustens livsmiljöer
- Ett system där den småskaliga verksamhetsutövaren ersätter den skada som uppstår ekonomiskt till en kompensationspool/habitatbank (se nedan)

En möjlighet att minska förlusten av kustmiljöer till följd av de sammanlagda effekterna av småskalig exploatering är att kräva ekologisk kompensation också för små skador i miljön, men inte i form av en enskild kompensationsåtgärd som exploatören ansvarar för, utan i form av en avgift till en kompensationspool eller habitatbank (kallas ibland kompensationsfond respektive kompensationsbank). En kompensationspool administreras lämpligen av en myndighet som samlar in avgifter från ett antal mindre ärenden och sedan utför en större kompensationsåtgärd (till exempel en restaurering) för de insamlade medlen. En habitatbank fungerar på ett liknande sätt, men här har kompensationsrestaureringen redan skett innan skadan sker, och avgiften går till att köpa en andel i en redan utförd kompensation. Fördelen med habitatbanker är att det inte sker någon förlust av ekosystemtjänster över tid i väntan på att kompensationen ska genomföras, samt att risken för att kompensation ska misslyckas utesluts. I båda fallen baseras avgiften lämpligast på den faktiska kostnaden för den ekologiska kompensationen, och inte på beräkningar av värdet av förlorade ekosystemtjänster. Detta underlättar beräkningar, samt möjligen också acceptansen för avgiften. Habitatbanker och kompensationspooler används idag i exempelvis Tyskland och USA för att motverka nettoförluster av ekosystemtjänster och biologisk mångfald, men systemen är fortfarande under utveckling (Santos m.fl. 2015, Maron m.fl. 2016, Koh m.fl. 2019).

Eftersom den sammanlagda effekten av småskalig exploatering längs den svenska kusten har visat sig ha betydande effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster, så finns det goda skäl att utveckla tillämpningen av ekologisk kompensation som verktyg för att motverka de långsiktigt negativa konsekvenserna av denna exploatering. Parallellt behövs dock ytterligare åtgärder för att stärka skyddet av de känsligaste livsmiljöerna i kustzonen, eftersom bevarande av fungerande livsmiljöer är att föredra som ett mer kostnadseffektivt verktyg än restaurering av störda miljöer.

5 Fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv

I det här kapitlet betraktar vi det svenska systemet med att ta ut en så kallad *särskild fiskeavgift* till följd av vattenverksamhetens påverkan på fisket. Vi gör detta för att undersöka hur denna avgift förhåller sig till ekologisk kompensation. Leder denna avgift till att det görs ekologisk kompensation? Om inte, skulle avgiftssystemet kunna förändras för att ge motiv till sådan kompensation? För att besvara sådana frågor beskriver vi inledningsvis dagens tillämpning av särskild fiskeavgift i avsnitt 5.1. Därefter utvärderas det rådande sättet att beräkna fiskeavgiftens storlek i avsnitt 5.2 genom en diskussion av dess styrkor och svagheter, bland annat utifrån ramverket i kapitel 2. Givet denna utvärdering föreslår vi i avsnitt 5.3 hur beräkningarna skulle kunna förändras för att bli ett verktyg som ger ännu tydligare motiv för tillämpning av ekologisk kompensation. Som kommer att framgå är en nyckel till detta att fortsätta driva tillämpningen av fiskeavgiftssystemet i den riktning som har utvecklats i praxis, nämligen en förflyttning i fokus från fisket till ett fokus på den underliggande resursen, alltså vattensystem som påverkar fisken och fiskeupplevelser.

5.1 Dagens tillämpning av särskild fiskeavgift

För att beskriva dagens tillämpning börjar vi med en kort historisk tillbakablick i 5.1.1 om hur staten har velat skydda fisket från påverkan av vattenverksamheter. Därefter går vi in på möjligheten att ta ut fiskeavgifter i 5.1.2 och beskriver sedan i 5.1.3 den metodik som används idag för att beräkna storleken på den särskilda fiskeavgiften.

5.1.1 Att skydda fisket från påverkan från vattenverksamheter

För vattenverksamhet i Sverige har kompensation i vissa hänseenden tillämpats under lång tid. Den vattenlag som beslutades 1918 var i mångt och mycket inriktad mot att underlätta exploatering och därmed stödja vattenkraftsutbyggnaden och elektrifieringen av landet. Samtidigt var uppkomsten av lagen även ett sätt att försöka hantera skadorna av de ingrepp på naturen som vattenkraften innebar. Lagen tillkom efter ansökningar att

bygga kraftverken vid Trollhättefallen i Göta älv och i Dalälven i Älvkarleby. Båda dessa projekt påbörjades runt 1906 och de första turbinerna installerades 1910 i Trollhättan medan kraftverket i Älvkarleby stod färdigt 1915. Samtidigt dämades även stora delar av den 1909 inrättade nationalparken Stora Sjöfallet upp i och med att den enorma Suorvadammen började anläggas 1919 i Stora Lule älv. Den lagstiftning som följde har präglat det juridiska arbetet med kompensationsåtgärder i vattenmiljö sedan dess och har i huvudsak varit inriktad på att minska skadorna på fisket från vattenkraftsutbyggnad.

Bestämmelser om kompensationsutsättning av fisk – i första hand lax – ingår ofta i vattendomen vad avser större vattenkraftsanläggningar. Utöver kompensationsutsättningar har olika avgiftsbaserade system införts för bygder som påverkas negativt av vattenkraft, och för skador på fisket. Dessa avgifter finns implementerade i 11 kap. 8 § miljöbalken och lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet (LSV).

11 kap. 8 § miljöbalken lyder på följande vis:

”Den som vill bedriva en vattenverksamhet som kan skada fisket är skyldig att utan ersättning vidta och för framtiden underhålla behövliga anordningar för fiskens framkomst eller fiskets bestånd, släppa fram vatten för ändamålet samt iaktta de villkor eller förelägganden i övrigt som på grund av verksamheten kan behövas till skydd för fisket i det vatten som berörs av vattenverksamheten eller i angränsande vattenområde.

Om nyttan av en ifrågasatt anordning eller ett villkor eller ett föreläggande inte skäligen kan anses motsvara den kostnad som verksamhetsutövaren därigenom skulle förorsakas, kan verksamhetsutövaren befrias från en sådan skyldighet.

Vad som i denna paragraf sägs om fisk skall gälla även vattenlevande blötdjur och vattenlevande kräftdjur.

Bestämmelser om särskilda fiskeavgifter som får bestämmas i stället för att det meddelas villkor eller förelägganden enligt första stycket finns i 6 kap. 5 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet [denna paragraf citeras i avsnitt 5.1.2]. Lag (2005:571).”

Flera viktiga konstateranden kan göras utifrån denna lagparagraf och hur den har tillämpats.

För det första avser utförandereglererna i paragrafen att tillvarata fiskeintresset vid utövande av vattenverksamhet (Prop. 1997/98:45, författningskommentar, s. 130). Det som utgör ett särskilt skyddsvärt intresse för vilket paragrafen påkallar skyddsåtgärder är alltså vattenverksamhetens påverkan på *fisket*. Det är alltså inte skador på fiskbestånden i

sig som paragrafen gäller, utan den avser den påverkan på den mänskliga aktiviteten fiske som skador på fiskbestånden kan leda till (Moksnes m.fl. 2016, s. 104).

För det andra kan kompensationsåtgärder ses som exempel på de skyddsåtgärder som paragrafen avser. Detta visas av att miljötillståndet för Göteborgs hamn att bygga ut i Arendal innefattade kompensationsåtgärden att plantera ålgräs och att miljödomen såg denna kompensation som ett skydd för fisket enligt ovanstående paragraf (Moksnes m.fl. 2016, s. 110).

För det tredje visar Mark- och miljööverdomstolens dom i mål M 11172-14 (2015-06-26) att kraven i paragrafen kan tillämpas såväl vid tillståndsprövning som vid anmälan och vid tillsyn av vattenverksamhet (Moksnes m.fl. 2016, s. 104).

För det fjärde öppnar den sista delen av paragrafen för att en särskild fiskeavgift tas ut om fisket påverkas, i stället för att besluta om ålägganden om att vidta skyddsåtgärder enligt paragrafens första stycke. Fiskeutredningsgruppen (FUG) vid länsstyrelserna i Västra Götaland, Västernorrland och Norrbotten (2018) menar att särskild fiskeavgift kan övervägas ”*när alla lämpliga och möjliga skydds- och kompensationsåtgärder vidtagits och det trots detta uppkommer/kvarstår en skada på fisk och akvatisk miljö*” (s. 5). Även Naturvårdsverket (2016, s. 68) anser att det åtminstone för större intrång i samband med vattenverksamheter finns en hierarki där skydds- och kompensationsåtgärder på plats eller i närområdet har högre prioritet än särskild fiskeavgift.

Det bör i detta sammanhang påpekas att skydds- och kompensationsåtgärder vidare har sin egen skadelindringshierarki, där skador på miljön i första hand ska undvikas, i andra hand minimeras och så långt som möjligt avhjälpas (återställas) på plats inom ramen för verksamheten, och i sista hand kompenseras genom kompensationsåtgärder. Om påverkan från en verksamhet inte kan begränsas i tillräcklig utsträckning ska kompensationsåtgärder inte kunna läggas till grund för beslut att lämna tillstånd eller dispens. Ansökan bör istället avslås. Först efter att prövningsmyndigheten bedömt att verksamheten kan tillåtas aktualiseras frågan om krav på kompensationsåtgärder är motiverade. En sådan tudelad process och tillämpning av skadelindringshierarkin i den andra delen av processen förespråkas av Naturvårdsverket (2016).

Möjligheten att ta ut en särskild fiskeavgift bör alltså ses som ett komplement till skydds- och kompensationsåtgärder, om åtgärderna inte uppväger skadan på fisket (Naturvårdsverket 2016, s. 68). Ett annat skäl att kombinera åtgärder med att ta ut en särskild fiskeavgift är att det kan dröja flera år innan åtgärder får effekt. I detta sammanhang kan det nämnas att Naturvårdsverket (2016, s. 68) framhåller att en särskild fiskeavgift för mindre intrång i vissa fall kan ge en större naturvårdsnytta än åtgärder specifikt anpassade för varje mindre intrång, om avgifter för flera mindre verksamheter kan kombineras

och på så sätt möjliggöra mer omfattande åtgärder. Vid mindre intrång är det också ofta så att kumulativa effekter snarare än effekten av varje enskilt intrång har betydelse för påverkan på fisket (Sundblad och Bergström 2014; Hansen m.fl. 2019).

5.1.2 Möjligheten att ta ut fiskeavgift

Låt oss se närmare på möjligheten att ta ut en fiskeavgift. I lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet (LSV) finns bestämmelser om olika slags avgifter som har att göra med skador till följd av vattenverksamhet: Bygdeavgift, allmän fiskeavgift och särskild fiskeavgift. Ur ett kustvattenperspektiv är det den särskilda fiskeavgiften enligt 6 kap. 5 § LSV som är av intresse och som vi därför i det följande avser med ”fiskeavgift”.

6 kap. 5 § LSV lyder på följande vis

”Mark- och miljödomstolen, länsstyrelsen eller tillsynsmyndigheten får, om det är lämpligare, i stället för att meddela sådana villkor eller förelägganden som avses i 11 kap. 8 § miljöbalken ålägga tillståndshavaren att betala en särskild avgift för främjande av fisket i det vatten som berörs av vattenverksamheten eller inom något angränsande vattenområde. Avgiften kan fastställas som en engångsavgift eller som en årlig avgift.

Beloppet av årlig avgift beräknas så, att det av mark- och miljödomstolen, länsstyrelsen eller tillsynsmyndigheten fastställda avgiftsbeloppet multipliceras med det tal som anger förhållandet mellan prisbasbeloppet enligt 2 kap. 6 och 7 §§ socialförsäkringsbalken för det år då avgiften ska betalas och prisbasbeloppet för det år då avgiften fastställdes. Lag (2010:1274).”

Miljödomar eller myndighetsbeslut anger i regel hur och var fiskeavgiftsmedlen ska användas, men precisionen i denna angivelse varierar. Om användningen inte har angetts i dom är det Havs- och vattenmyndigheten som bestämmer hur fiskeavgiften ska användas (10 § förordning (1998:928) om bygde- och fiskeavgifter). Enligt samma paragraf får Havs- och vattenmyndigheten vidare överlämna uppgiften att fatta sådana beslut till länsstyrelsen. I praktiken är det vanligen länsstyrelserna som bedömer hur fiskeavgiftsmedlen ska användas.^[1]

För att nyttja fiskeavgiftsmedel för åtgärder står det envar fritt att ansöka, men ansökan måste stå i överensstämmelse med föreskrivet användningsområde, inklusive att medlen ska användas för att tillgodose allmänt fiskeintresse (Fiskeutredningsgruppen 2018, s. 6). Vanligen är det kommuner, fiskevårdsområdesföreningar eller andra organisationer som ansöker och tilldelas medel (Fiskeutredningsgruppen 2018, s. 6).

Det har i diskussioner med handläggare framkommit indikationer på att den tematiska och geografiska kopplingen mellan de fiskefrämjande åtgärder som genomförs och den vattenverksamhet för vilken fiskeavgiften utdömdes i många fall kan vara svag. Ett exempel som har nämnts är att fiskeavgifter avseende verksamheter i kustvatten har använts för åtgärder i vattendrag, bland annat på grund av att det finns mer etablerade verktyg och traditioner för åtgärder i vattendrag jämfört med åtgärder i kustvatten. Åtgärder i vattendrag kan i många fall även ge goda effekter på fiskbestånd i kustvatten. Dock bidrar en generell brist på uppföljning av effekterna av de åtgärder som genomförs till osäkerhet om i vilken mån åtgärderna faktiskt kompenserar för vattenverksamhetens inverkan, och det föreligger ett allmänt behov av en starkt uppföljning av miljöeffekter av projektåtgärder i hav och vatten (Zweifel m.fl. 2013).

Möjligheten att ta ut särskild fiskeavgift även i anmälningspliktiga ärenden förtjänar att påpekas särskilt, eftersom detta har varit föremål för juridisk prövning. Den dom från Mark- och miljööverdomstolen som nämnades i avsnitt 5.1.1 (mål M 11172-14, 2015-06-26) föranleddes av ett överklagande av Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund (Sportfiskarna) rörande ett ärende som handlade om muddring i en skärgårdsvik med reproduktionsområden för bland annat gädda. Den typen av exploateringsärenden är frekventa i vissa delar av ostkustens skärgårdsområden. Mark- och miljööverdomstolen konstaterade att krav på olika försiktighetsmått inte var möjliga att ställa, eftersom muddringen redan hade skett. Domstolen konstaterade vidare att skyldigheten att vidta fiskefrämjande åtgärder kunde, om det ansågs lämpligare, istället ersättas med en förpliktelse att betala en särskild fiskeavgift. Av domen framgår följande:

”Bestämmelsen om skyldighet att vidta fiskefrämjande åtgärder är inte endast tillämplig vid tillståndsprövning utan kan även aktualiseras i ett anmälningsärende (se prop. 2004/05:129 s. 93). Det finns inget som hindrar att fiskefrämjande åtgärder, om vattenverksamhet bedrivits utan erforderligt tillstånd, fastställs vid en tillståndsprövning i efterhand. Sådana åtgärder bör [enligt] miljööverdomstolens mening även kunna föreläggas en verksamhetsutövare inom ramen för tillsynen om en anmälningspliktig verksamhet har utförts utan föregående anmälan (jfr MÖD 2014:38).

Detsamma gäller i fråga om särskilda fiskeavgifter enligt 6 kap. 5 § restvattenlagen [dvs. LSV]. I den bestämmelsen anges visserligen att sådan avgift får åläggas tillståndshavaren, vilket indikerar att bestämmelsens tillämplighet i ett anmälnings- eller tillsynsärende skulle vara begränsad. Av förarbetena till bestämmelsen framgår emellertid att någon sådan begränsning inte har varit avsedd (se prop. 2004/05:129 s. 74 och 100).” (s. 4–5)

Domen innebär alltså att länsstyrelserna har möjlighet att vid både tillsyns- och anmälningsärenden i efterhand utdöma kompensationsåtgärder och, i andra hand (jfr hierarkin

som nämndes i avsnitt 5.1.1), besluta om fiskeavgifter för den uppkomna skadan på fisket.

^[1] Se även <https://www.lansstyrelsen.se/vasternorrland/djur/fiske/fiskeutredning.html>.

5.1.3 Nuvarande sätt att beräkna nivån på fiskeavgiften

Fiskeutredningsgruppen (2018, s. 7–9) har föreslagit en beräkningsmetod för att komma fram till en lämplig nivå på den särskilda fiskeavgiften. Det här är en metod som används i tillståndsmål beträffande vattenverksamheter och som har vunnit acceptans hos domstolarna. Metoden utgår ifrån att beräkningen ska vara en monetär mätning av skadan på fisket, det vill säga vattenverksamhetens återstående påverkan på fiskets värde, efter eventuella skydds- och kompensationsåtgärder, uttryckt i kronor. Vi har utifrån Fiskeutredningsgruppens (2018) rapport sammanfattat metoden i nedanstående punkter. Vi återkommer i avsnitt 5.2 till vissa av de frågor som punkterna väcker.

1. Det är önskvärt att skadeberäkningar utgår från påverkan på hela fiskbiomassan, men i brist på underlag utgår beräkningarna från produktionspotentialen av yngel och konsumtionsfisk i berörda områden.^[1]
2. Påverkan på produktionspotentialen av yngel beräknas för varje berörd art som:
Täthet av yngel per ytenhet och år × påverkad yta × påverkansgrad (i procent, kallas ibland skadeprocent) × påverkanstid (i år) × odlingskostnad för yngel, där odlingskostnaden ses som ett mått på värdet av yngel. Om tätheten räknas i antal behövs en odlingskostnad per antal yngel. De framräknade värdena för respektive art summeras för att få fram en total värdering av påverkan. Ur kompensations synpunkt poängteras att en vild fisk bör ersättas av två odlade på grund av sämre överlevnad hos odlad fisk, även om det tidigare förfarandet har varit 1:1.
3. Påverkan på produktionspotentialen av konsumtionsfisk beräknas för varje berörd art som:
Producerad fångstbar fiskbiomassa per ytenhet och år × påverkad yta × påverkansgrad (i procent, kallas ibland skadeprocent) × påverkanstid (i år) × priset på fisk, där priset på fisk ses som ett mått på värdet på fiskbiomassan. De framräknade värdena för respektive art summeras för att få fram en total värdering av påverkan. Om fiskbiomassan räknas i kg, behövs ett pris per kg fisk. Det pris som används är vanligen respektive arts pris i första handelsled, men det förekommer även att pris i konsumentled används. Vidare bör om möjligt även sportfiskevärdet nyttjas.
4. Förlust av rekrytering i ett grundområde kan inte antas ersättas med ökad rekrytering någon annanstans.

5. För verksamheter som ger permanent påverkan ska engångsbelopp undvikas. I stället bör fiskeavgiften bestå av ett årligt indexuppräknat belopp under det antal år som verksamheten pågår eller under livslängden för anläggningen (≥ 25 år).
6. För verksamheter som ger övergående påverkan, till exempel grumling till följd av muddring, antas effekterna avta efter upphört arbete och så småningom försvinna. Det anges en uppskattning av att ett bottendjurssamhälle som störs i samband med muddring och dumpning ofta återhämtat sig efter 2–5 år (Håkanson och Rosenberg 1985).
7. Artfördelning och fångstmängder kan inhämtas från yrkesfiskestatistik, provfisken inom ramen för beståndsövervakning och fritidsfiskestudier.
8. För att underlätta beräkningar anges produktionsnivåer av både yngel och fångstbar fisk för olika delar av Sverige i bilagor i Fiskeutredningsgruppen (2018).

^[1] "Berörda områden" avser de områden som påverkas av vattenverksamheten. FUG (2018, s. 5) påpekar att vattenverksamhetens inverkan på fiskars lek-, uppväxt- och vandringsområden samt vattenmiljön i sin helhet ska ingå i bedömningen.

5.2 Utvärdering av sättet att beräkna fiskeavgiftens storlek

I det här avsnittet diskuterar vi styrkor och svagheter med beräkningsmetoden i avsnitt 5.1.3. Vi inleder detta i avsnitt 5.2.1 genom att konceptuellt relatera sättet att beräkna fiskeavgiften till ramverket som presenterades i kapitel 2 och Bergström m.fl. (2021). Därefter behandlas specifika frågor om hur påverkan på fisket kan och bör beräknas ekonomiskt (5.2.2) och naturvetenskapligt (5.2.3). Avslutningsvis diskuterar vi i avsnitt 5.2.4 kompensationsåtgärder utifrån ett fokus på skador på fisket.

5.2.1 En tolkning av beräkningsmetoden utifrån ramverket

Som framgått av avsnitt 5.1.3 baserar sig beräkningen av fiskeavgiften på en naturvetenskaplig del där förlusten i produktionen av yngel och fångstbar konsumtionsfisk först uppskattas i fysiska termer utifrån omfattningen av påverkad yta, och därefter på en ekonomisk del som värderar denna förlust monetärt. Den monetära värderingen fokuserar på de ekonomiska konsekvenserna för *fisket*, oftast det licensierade yrkesfisket.

I ett exempel där en verksamhet påverkar ett för fisket viktigt habitat, kan fiskeavgiften utifrån ramverket tolkas som att den baserar sig på en kvantifiering av en kaskad av effekter från habitatpåverkan via funktioner och ekosystemtjänster till påverkan på nyttigheter, och att själva skadan sedan värderas monetärt som förlusten i dessa nyttigheter.

Den särskilda fiskeavgiften sätts utifrån storleken på skadan, och den betalda fiskeavgiften används, åtminstone i princip, för åtgärder som ska kompensera det allmänna fiskeintresset för den inträffade skadan.

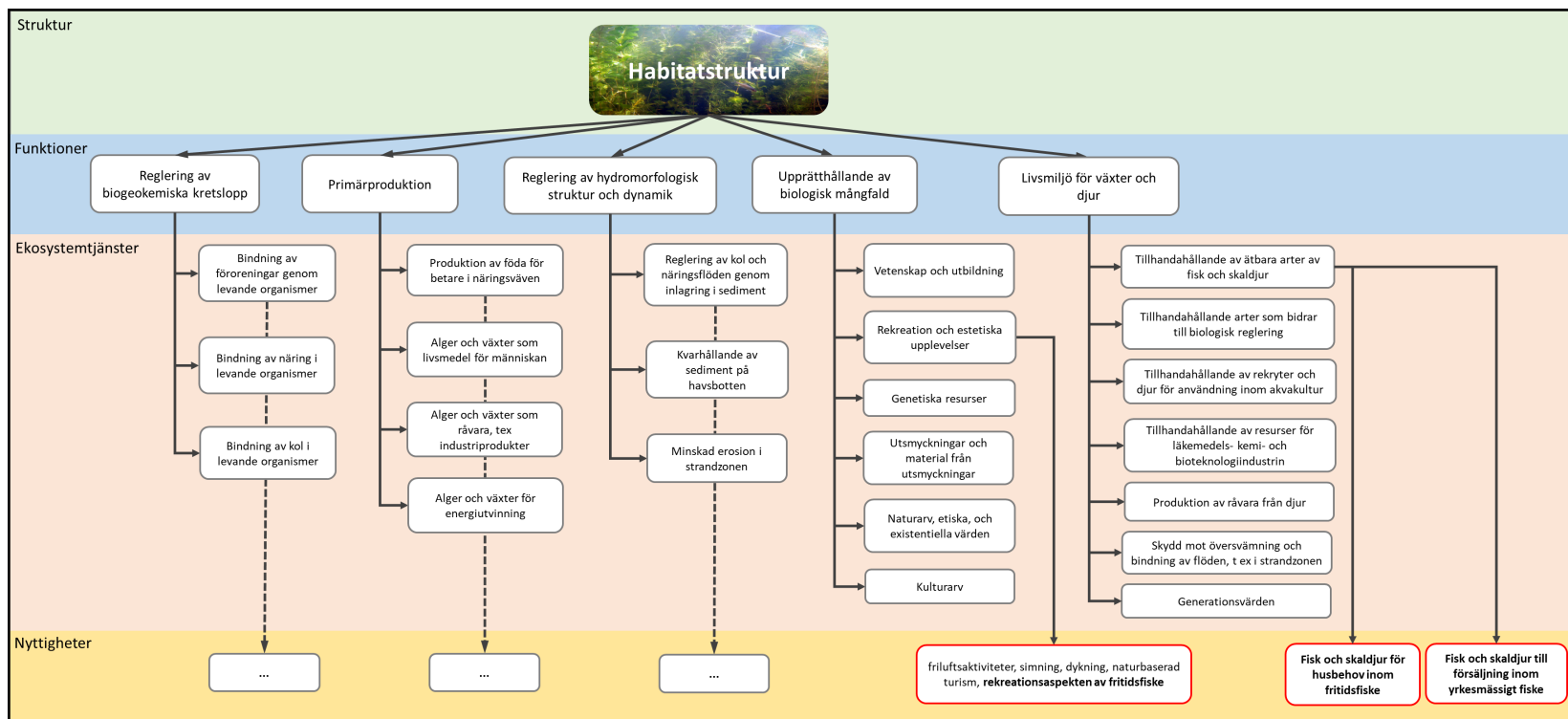
Ett möjligt sätt att konkretisera kaskaden framgår av Figur 6. I denna figur är det de tre olika nyttigheterna med röd ram som kan påverkas:

1. Fisk och skaldjur till försäljning (det vill säga landningar i yrkesfisket)
2. Fisk och skaldjur för husbehov (det vill säga behållna fångster inom vissa segment av fritidsfisket)
3. Rekreativaspekten av fritidsfiske

Vi vill här förtydliga att vi tolkar nyttigheten ”Fisk och skaldjur för husbehov” som den del av fritidsfiskets fångster som behålls och konsumeras. Sådant fritidsfiske som inte är inriktat på konsumtion representeras av nyttigheten ”rekreativaspekten av fritidsfiske”. Rekreativaspekten av fritidsfiske inkluderar därmed alla aspekter av fiske som inte är konsumtionsinriktade, till exempel upplevelseaspekter och fisken där fångsten återutsätts. Arter som även kan förväntas vara av generellt kommersiellt intresse ingår i denna nyttighet, i de fall nyttigheten och värdet av fisket främst finns inom upplevelsen snarare än som livsmedel. Denna uppdelning kan i vissa fall innebära att gränsdragningen mellan ekosystemtjänsterna, och kanske framförallt värderingen av deras nyttigheter kan vara svår, vilket vi återkommer till nedan. Att tydligare separera den konsumtionsinriktade delen av fritidsfiske från rekreativaspekten är dock förenlig med den generella uppdelningen i försörjande och kulturella ekosystemtjänster och stämmer väl överens med en uppdelning av fiske generellt i sportfiske, husbehovsfiske och kommersiellt (licensierat) fiske. I sammanhanget ska påpekas att i attitydundersökningar bland fritidsfiskare tenderar rekreativaspekten av fisket (naturupplevelsen, möjligheten att koppla av) att rangordnas som en viktigare aspekt än möjligheten att fånga fisk och fisk som mat (Souturkorva och Söderqvist 2005; Fiskeriverket 2009).

Rekreativaspekten torde i många fall dessutom kunna ses som frikopplad från förekomsten av lek- och uppväxtmiljöer för fisk, det vill säga rekreativaspekten kan påverkas negativt av en vattenverksamhet även om verksamheten inte drabbar en lek- och uppväxtmiljö; det kan räcka med att själva möjligheten eller trivselen att utöva fritidsfiske påverkas på en plats för att rekreativaspekten ska drabbas. Ett exempel är Norviks hamn, där byggandet av hamnen ledde till att en av fritidsfiskare utnyttjad fiskeplats för havsöring försvann när halvön Norviksholmen sprängdes bort. En sådan fiskeplats sammanfaller inte med lek- och uppväxtområdena för öring, men är ändå viktig för rekreativaspekten. Det är vår förhoppning att detta förtydligande av fiskets olika aspekter och hur de återfinns i kaskaden möjliggör en bättre och tydligare hänsyn och värdering av vad ”skada på fisket” kan innebära.

Ett fiskeavgiftssystem med fokus på skador på fisket skulle kunna tolkas som att det återspeglar ett kostnads-nyttotänkande där man i princip vill att den uppkomna skadan på fisket (kostnaden) ska kompenseras genom fiskefrämjande åtgärder som ger en motsvarande nytta för fisket, det vill säga att syftet är att åstadkomma ingen nettoförlust med avseende på fisket. En önskvärd kompensation på nyttighetsnivån (olika aspekter av fiske) kan åstadkommas på olika nivåer i kaskaden. Oavsett vad kompensationsåtgärderna riktar in sig på rör det sig ändå om en partiell kompensation om fokus enbart ligger på fiske-relaterade nyttigheter. Påverkan på andra nyttigheter beaktas inte. Vi återkommer till kompensationen i avsnitt 5.2.4, men först tittar vi närmare på hur skadan på fisket (kostnaden) kan och bör mätas. Avsnitten 5.2.2 och 5.2.3 handlar om den ekonomiska respektive naturvetenskapliga delen av denna mätning.



Figur 6. Figuren visar ett möjligt sätt att konkretisera kaskadmodellen med avseende på fiske, i ett exempel där en verksamhet påverkar ett habitat som är viktigt för fisket. En beräkning av skadan på fisket utifrån ramverket kan tolkas som att beräkningen baserar sig på en kvantifiering av en kaskad av effekter från habitatpåverkan via funktioner och ekosystemtjänster till påverkan på nyttigheterna, som har röd ram i figuren. Själva skadan värderas sedan monetärt baserat på förlusten i dessa nyttigheter. Givet att skadan på fisket är i fokus sätts nivån på fiskeavgiften därmed utifrån storleken på dessa förluster. Den betalda fiskeavgiften används, åtminstone i princip, för åtgärder som ska kompensera fisket för den inträffade skadan.

5.2.2 Att mäta skadan på fisket ekonomiskt

Vår utgångspunkt för mätning av skadan på fisket ekonomiskt är ett samhällsekonomiskt perspektiv enligt kostnads-nyttoanalys, där kostnader för individer mäts som minskningar i individers välbefinnande, och kostnader för företag mäts som minskningar i företagets vinster (se till exempel Johansson och Kriström 2018; Söderqvist m.fl. 2017). För de tre fiskerelaterade nyttigheterna i Figur 6 (markerade med röd ram) innebär detta följande:¹

1. *Fisk och skaldjur till försäljning.* Skadan gäller här yrkesfiskeföretag som ådrar sig vinstförluster på grund av minskade fångster, så länge skadan kvarstår. Om företagets kostnader antas vara konstanta kan vinstförlusterna approximeras som intäktsförlusten, som är lika med fångstminskningen multiplicerat med priset i första handelsled. De minskade fångsterna för yrkesfisket kan dock få följd effekter för förädlingsbranschen. Om även dessa följd effekter ska räknas in är det priset på fisk i senare handelsled som är den relevanta värderingen (givet att kostnader i förädlingskedjan är konstanta). I sista hand kan konsumenternas välbefinnande påverkas, om den förändrade fångsten faktiskt leder till att konsumtionen drabbas. I så fall är det konsumenternas betalningsvilja för fisken som är den relevanta värderingen, det vill säga priset i konsumtionsledet.
2. *Fisk och skaldjur för husbehov.* Skadan handlar här om individers minskade välbefinnande till följd av minskade fångster av fisk för egen konsumtion, så länge skadan kvarstår. En sådan förlust mäts med hjälp av information om fritidsfiskarens betalningsvilja för sitt fiske och den fångst som är tänkt för konsumtion, se även nästa nyttighet. I brist på sådan information skulle pris i konsumtionsledet för olika fiskarter kunna användas som en approximation, till exempel under ett antagande att de förlorade fiskemöjligheterna innebär att husbehovsfiskaren istället för att fiska blir tvungen att köpa sin fisk.
3. *Rekreationsaspekten av fritidsfiske.* Skadan handlar även här om individernas minskade välbefinnande, här till följd av försämrade möjligheter till fiskeupplevelser och minskade fångster för annat syfte än konsumtion (catch-and-release), så länge skadan kvarstår. För att få ett ekonomiskt värde mäts dessa förluster med hjälp av information om fritidsfiskarens betalningsvilja för rekreationsaspekten av sitt fiske. Sådan information kan erhållas genom att tillämpa miljöekonomiska värderingsmetoder såsom resekostnadsmetoden och olika scenariometoder, se till exempel Kinell m.fl. (2009), Carlén m.fl. (2019) och Sundblad m.fl. (2020).

¹ Observera att dessa skadeberäkningar inte syftar till att ligga till grund för ekonomisk kompensation till enskilda aktörer, utan beräkningarna syftar till att visa den samhällsekonomiska förlusten till följd av försämrade fiskemöjligheter.

Om man för en viss påverkan från en verksamhet kan bedöma hur respektive nyttighet påverkas är de skattade skadorna på de tre fiskerelaterade nyttigheterna additiva. Det förutsätter exempelvis att en påverkan på ett visst fiskbestånd kan delas upp i påverkan på yrkesfiske respektive fritidsfiske, så att varje (förlorad) fisk värderas rätt och utan dubbelräkning. Det förutsätter också att det finns information om både fritidsfiskares betalningsvilja för fiske för egen konsumtion och deras betalningsvilja för rekreationsaspekten för sitt fiske, och att dessa kan läggas ihop med varandra. I de betalningsviljestudier som har genomförts ges inte alltid separata skattningar av dessa två betalningsviljor, utan de två nyttigheterna 2 och 3 ovan har istället värderats i klump. När resultat från betalningsviljestudier används är det alltså viktigt att undersöka om båda nyttigheterna har värderats, och om de i så fall har värderats separat eller gemensamt.

Vidare förutsätter kostnadskomponenterna ovan att det finns en brist på substitutionsmöjligheter, till exempel att yrkesfiskare och fritidsfiskare inte kan kompensera sig själva genom att flytta till en annan plats där de har liknande fångst- och upplevelsemöjligheter som i utgångsläget. Om de kan kompensera sig själva på detta sätt, är det kostnadsökningen respektive välbefinnandeminskningen av att behöva flytta fisket till en ny plats som är den samhällsekonomiska förlusten.

Sammanfattningsvis har vi ovan beskrivit hur skadan på fisket lämpligen skulle kunna mätas utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Dessa principer skiljer sig i flera avseenden från det sätt att mäta som används för närvarande och som beskrevs i avsnitt 5.1.3. Exempelvis preciserar ovanstående vilket pris som bör användas i olika sammanhang, och även vad som kan menas med ”sportfiskevärdet” (jämför punkt 3 i avsnitt 5.1.3). I praktiken uppstår många detaljfrågor när beräkningar ska utföras, exempelvis diskontering, val av betalningsviljeskattning när det finns flera resultat från betalningsviljestudier att välja mellan, och bedömning av substitutionsmöjligheter. Dessa och andra frågor går vi inte in på här, utan de skulle behöva belysas genom en separat studie.

5.2.3 Att mäta förlusten i fiskproduktion

För att mäta effekter på fisket genom förlust av fiskproduktion behöver man veta hur mycket fisk det finns och hur mycket fisk som produceras före vattenverksamheten etableras. Mängden fisk i ett område påverkas av flera faktorer; naturlig produktion (och eventuell utsättning) ger en ökning, medan naturlig och fiskerirelaterad dödlighet ger en minskning. För öppna system påverkar även migrationsmönster. Två centrala begrepp för beräkning av fiskeavgift är:

- Biomassa – momentan mängd fisk (kg) för ett visst område (kg/ha)
- Produktion – mängden fisk som produceras på en viss yta över en viss tid (kg/ha och år)

Produktionen av fisk beräknas som biomassan gånger en specifik tillväxttakt, till exempel biomassatillväxten hos vuxna fisken under ett år (Downing m.fl. 1990; Downing och Plante 1993; Randall m.fl. 1995). Produktion är således korrelerad med biomassa och kan med vissa antaganden beräknas med en relativt god precision. Produktionen av vuxen fisk brukar ligga på 50–100 % av den momentana biomassan, främst beroende på områdets förutsättningar för tillväxt samt på storlek på fisken, där småvuxna arter generellt har högre produktion än storvuxna (Downing och Plante 1993; Randall m.fl. 1995; Hansson m.fl. 2017). Ytterligare en aspekt som påverkar både produktionen och den totala biomassan är ekosystemets bärformåga (*carrying capacity*). Exempelvis kan produktionen av arter som är beroende av vissa specifika livsmiljöer under sin livstid begränsas av tillgången på just sådana miljöer (Sundblad m.fl. 2014). Det innebär att om livsmiljön är essentiell för populationen och i underskott, kan en skada få mycket stora effekter, men om livsmiljön finns i överskott kan det få väldigt små effekter, eller inga alls (Sundblad m.fl. 2020).

Teoretiskt kan alltså en rimlig skattning av förlusten i fiskproduktion göras utifrån (1) undersökningar av biomassan vuxen fisk och (2) en bedömning av hur det fysiska ingrepp som en verksamhet medför påverkar biomassan och därmed produktionen. Skattningen av förlusten i fiskproduktion kan sedan utgöra grund för den ekonomiska mätningen av skadan på det konsumtionsinriktade fisket. Man bör i detta sammanhang komma ihåg att ett fysiskt ingrepp sällan slår ut fiskproduktionen helt (om man inte fyller ut en hel vik). Att anta att den totala fiskproduktionen slås ut kan alltså leda till en överskattning av det faktiska produktionsbortfallet. En viktig fråga är också tidshorizonten. Även om inte hela fiskproduktionen slås ut kan vissa typer av skador vara permanenta. Att då räkna på skador för en begränsad tid framåt leder i stället till en underskattning av den verkliga skadan.

I avsnitt 5.1.3 beskrevs den rekommenderade skattningsmetodiken enligt Fiskeutredningsgruppen (2018), som i praktiken delat upp beräkningarna i två delar:

- Uppskattningar av momentan biomassa av fångstbar fisk
- Uppskattningar av förlorad yngelproduktion

Uppskattningar av momentan biomassa, som kan användas för schablonberäkningar av fiskproduktion, finns tillgängliga för många områden genom miljö- och resursövervakning. Fiskeutredningsgruppen (2018) anger att det i första hand är önskvärt med platsspecifika undersökningar för bedömning av påverkan, men poängterar att uppgifter från tidigare studier kan vara vägledande (Fiskeutredningsgruppen 2018). Det kan vara stor skillnad även mellan närliggande områdets potential för yngelproduktion, där faktorer som till exempel djupförhållanden och förekomst av vegetation är avgörande (Hansen m.fl. 2019). Schabloner för biomassa och produktion för ett antal viktiga arter, presenterade

per region och biototyp finns i Fiskeutredningsgruppen (2018). Beräkning av förlorad produktion (skada) ska enligt Fiskeutredningsgruppen (2018) baseras på en skattning av påverkan på produktionen av vuxen fisk i kombination med påverkan på yngelproduktion.

En fördel med att utgå enbart från beräkning av produktion utgående från den momentana biomassan av vuxen fisk är att det är ett integrerat mått som direkt kopplar till den fångstbara mängden fisk (och därmed skadan på fisket). Det är dock viktigt att beräkningen sker på en relevant skala. Med ett alltför avgränsat rumsligt eller tidsmässigt fokus kan man riskera att underskatta den totala skadan, ifall området ifråga innefattar viktiga lek- och uppväxtområden som förser ett större område med vuxen fisk (Sundblad m.fl. 2014). En verksamhet som medför en skada på ett specifikt reproduktionsområde riskerar därmed ha en betydligt större effekt på biomassan fisk uppmätt i ett större område.

Faktaruta – Potential för fiskyngelproduktion längs svenska östersjökusten

I det följande presenteras en sammanställning av data på yngelförekomster från SLU:s yngeldatabas för kustfisk, som omfattar över 17 000 provtagningspunkter fördelade på ca 500 områden från Blekinge till Norrbotten provtagna mellan 1970- och 2020-talet. Vi har fokuserat sammanställningen på de tio områden med högst yngelproduktion per art i ett försök att schablonisera potentiell yngelproduktion i grunda, vågskyddade och vegetationsklädda miljöer. Detta innebär en uppdatering av uppgifter från Karås (1999) som ofta annars används.

För abborre visar denna sammanställning att dessa områden kan producera ungefär 12 000 yngel (SD 3 400) per hektar och år, för gädda 670 (SD 400) och mört 13 800 (SD 2 700). Siffrorna anger tätheten yngel under sensommaren, i augusti (med standardavvikelse, SD). Det bör noteras att betydligt fler arter än dessa nyttjar samma områden som yngel- och uppväxtmiljöer och att den totala yngelproduktionen fisk i praktiken därför är högre. Ett undantag är gös, som har betydligt mer specifika krav på lek- och uppväxtmiljöerna och förekommer i vissa välavgränsade områden i skärgården. I goda gösområden, som till exempel skärgården kring Östhammar, kan yngelproduktionen vara 500–1000 individer per hektar och år.

Om man beaktar yngelproduktionen i tillägg till produktionen av vuxen fisk vid beräkningen av skada kan man få ett mer geografiskt rättvisande mått på områdets totala betydelse för fiskproduktion. En svårighet i sammanhanget kan vara själva kvantifieringen, då det ofta är en stor naturlig variation mellan år i hur många yngel som produceras. Enskilda års mätningar kan vara missvisande även om det är från det aktuella området. När

det gäller yngelproduktion kan det därför vara motiverat att använda schabloner, eftersom det innebär att man får möjlighet att ta mellanårsvariation i beaktande, särskilt goda år med starka årsklasser (hög reproduktion), som brukar ha stor betydelse för populationens biomassa under flera efterföljande år.

En fördel med att fokusera på yngelproduktionen är att det ofta är denna som påverkas mest negativt vid ett fysiskt ingrepp i kustmiljön, eftersom de tidigaste livsstadierna ofta är starkare knutna till specifika livsmiljöer. En generellt viktig aspekt i den övergripande hanteringen är även att endast en låg andel av kustområdena utgör lämpliga reproduktionsmiljöer för fisk (Sundblad och Bergström, 2014). Särskild hänsyn till deras betydelse kan därför ofta vara motiverad. Det är dock svårt att tillförlitligt beräkna den fångstbara fiskbiomassan (det vill säga mängden vuxen fisk som genereras) utifrån mätningar av endast yngelproduktion, eftersom det kräver kunskap om åldersspecifik överlevnad eller empiriska samband (Sundblad m.fl. 2020). Att använda en kombination av fångstbar fiskbiomassa och yngelproduktion för beräkning av skada på fisket innebär visserligen en viss risk för dubbelräkning, men kan å andra sidan ge en mer komplett bild av det påverkade områdets betydelse för den totala produktionen av fisk.

Avslutningsvis, i likhet med Fiskeutredningsgruppen (2018) har vi här fokuserat på ”den fångstbara fisken”, vilket vi också definierat som tänkt för konsumtion (se Figur 6), samt produktionen av yngel. Vi vill dock understryka att ur ett principiellt ekologiskt perspektiv är den största svagheten med det nuvarande beräkningssättet att det fokuserar på enbart produktionen när man beräknar skada på fiskeintresset, när den verkliga kostnaden ligger i förlusten av den underliggande strukturen, vilket i många fall ger permanenta skador på inte bara fiskproduktionen utan också många andra ekosystemtjänster. Vi återkommer till ett i dessa avseenden mer rimligt angreppssätt i avsnitt 5.3.

5.2.4 Att kompensera genom att tillföra nytta för fisket

Om kompensation på nyttighetsnivå ska uppnås finns flera tänkbara sätt att åstadkomma en sådan kompensation. En möjlighet är att den inbetalade fiskeavgiften används för fiskevårdande åtgärder som ger en total nytta i form av ökade fiskbestånd, där den totala nyttan minst ska uppgå till den totala skadan. Som visas av Tabell 1 kan en sådan kompensation ske på många olika sätt. Om den sker på samma plats (*on-site*) och avser samma resurs (*in-kind*) finns en möjlighet att det är just de yrkesfiskare och fritidsfiskare som drabbades av skadan som också får ta del av den ersättande nyttan. Men ur nyttyssynpunkt kan det vara möjligt att kompensera ett förlorat fiske av en viss fiskart med förbättrat fiske av andra arter (*out-of-kind*), eventuellt även på en annan plats (*off-site*) än där skadan skedde. I sådana fall är det snarare kollektivet yrkesfiskare + fritidsfiskare som kompenseras. Detta kan leda till att fördelningen av kostnader och nytta inom kollektivet blir asymmetrisk, dvs. även om den totala nyttan för kollektivet är minst lika stor som

den totala skadan kan vissa aktörer i kollektivet bli underkompenserade medan andra blir överkompenserade.

Hur kompensationen än ser ut är det dock nödvändigt att explicit bedöma de fiskevårdande åtgärdernas totala nytta, något som i praktiken ofta inte görs. När information om den totala nyttan saknas går det inte att bedöma om kompensation har skett ens på kollektivnivå. Om de genomförda åtgärderna inte kan relateras till de skador som föranledde fiskeavgiften går det inte att i praktiken bedöma om nyttan av åtgärderna kompenserar för den kostnad som uppkommit till följd av skadan, det vill säga om målet med ingen netto-förlust har uppnåtts.

Tabell 1. Konsekvenser av olika typer av fiskevårdande åtgärder.

	Åtgärder som avser samma resurs (<i>in-kind</i>)	Åtgärder som avser annan resurs (<i>out-of-kind</i>)
Åtgärder på samma plats (<i>on-site</i>)	Avser samma fiskpopulationer/-arter som drabbades Påverkar samma yrkes- och fritidsfiskare som drabbades	Avser andra fiskpopulationer/-arter än de som drabbades Påverkar ev. andra yrkes- och fritidsfiskare än de som drabbades, eftersom åtgärderna kanske avser en annan typ av fiske
Åtgärder på annan plats (<i>off-site</i>)	Avser samma fiskpopulationer/-arter som drabbades Påverkar andra yrkes- och fritidsfiskare än de som drabbades (beroende på avstånd)	Avser andra fiskpopulationer/-arter än de som drabbades Påverkar andra yrkes- och fritidsfiskare än de som drabbades (beroende på avstånd)

5.3 En möjlig alternativ beräkning av fiskeavgiften

I avsnitt 5.2 tolkade vi det rådande sättet att beräkna fiskeavgifternas storlek utifrån ECOCOA:s ramverk, och konstaterade vilka nyttigheter som då innefattas av ”skador på fisket”, hur påverkan på dessa nyttigheter borde värderas ekonomiskt och förluster i fiskproduktion mätas. Men vad betyder egentligen ”skador på fisket”? Genom att utgå från ramverket har vi försökt att tydligare illustrera att sådana skador kan definieras på olika sätt, till exempel för konsumtion (kommersiellt och husbehov) eller rekreation (sportfiske). Samtidigt är det uppenbart att de intrång som ligger till grund för skadan sker på en högre nivå i kaskaden (struktur). Det här innebär att ett fokus enbart på ”skadan på fisket” ger en snäv bild av den totala skada som uppstår när en livsmiljö påverkas negativt, eftersom samma påverkan också drabbar ett flertal andra ekosystemtjänster och nyttigheter (Figur 6).

Att fokusera på värdet av fiskproduktion vid beräkning av fiskeavgifter riskerar därmed att gravt underskatta den verkliga kostnaden av en vattenverksamhet. Den stora kostnaden vid intrång i kustmiljön ligger i förlusten av det naturkapital som representeras av den livsmiljö som förloras eller försämras, medan förlusten av fiskproduktion snarast kan ses som en del av räntan på detta naturkapital. Ett bättre helhetsperspektiv skulle därför ges av ekologisk kompensation, där *alla* påverkade funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter tas med i bilden, i linje med ECOCOA:s ramverk (se kapitel 2).

Det är positivt att tillämpningen av fiskeavgiftssystemet i praxis har utvecklats från ett fokus på *fisket* till ett fokus på den underliggande resursen, alltså *miljöer som påverkar fisken och fiskeupplevelser*. Detta indikerar att fokus i bedömningen förflyttas från nyttighetsnivån åtminstone upp till ekosystemtjänstnivån, det vill säga att det är rimligt att kräva ”ingen nettoförlust med avseende på fisken och attraktiva rekreativmiljöer för fiske” istället för ”ingen nettoförlust med avseende på fisket” (jämför avsnitt 5.2.1). En sådan förflyttning kan förväntas fånga in samtliga nyttigheter som är beroende av de identifierade ekosystemtjänsterna. Möjliga kompensationsåtgärder kan se ut på flera olika sätt. En möjlighet skulle kunna vara att kompensera för förlust i fiskproduktion på ekosystemtjänstnivå genom utsättning av fisk. Det bör dock noteras att, även om yngelproduktionens värde brukar beräknas på basen av kostnaden att sätta ut motsvarande mängd yngel, så är utsättning av yngel en tveksam restaurerings- och kompensationsmetod på kusten och i större sjöar. Överlevnaden hos utsatta yngel är ofta låg och det är lätt att underskatta den naturliga produktionen. Därmed riskerar utsättningarna vara så små att de inte ger synbara effekter på fiskets fångster, det vill säga att åtgärden i flertalet fall inte kan förväntas leda till att målet om ingen nettoförlust rimligen uppnås. Det finns därtill en risk att oriktigt utförda utsättningar leder till negativa genetiska effekter och att man därmed stör den starka lokala beståndsstruktur som förekommer för många kustarter (Dannewitz m.fl. 2010). Det är istället som regel ofta lämpligast att kompensationen sker på struktur- och/eller funktionsnivå, exempelvis genom restaurering av livsmiljöer som utgör lekområden för fisk, med antagandet att den önskvärda kompensationen på ekosystemtjänstnivå då också kan förväntas bli uppfylld. Ju högre upp i kaskaden som kompensationsåtgärden sker, desto större är även möjligheten att åtgärden blir en ekologisk kompensation utifrån ett helhetsperspektiv, eftersom åtgärden då inte enbart kompenserar för fiskerelaterade skador, utan även för skador på andra funktioner, tjänster och nyttigheter (multifunktionalitet).

Valet av fokus har också konsekvenser för hur fiskeavgiftens storlek ska beräknas. En lämplig utgångspunkt skulle vara att beräkna avgiften på basen av kostnaden för att genomföra just de kompensationsåtgärder som bedöms vara nödvändiga för att det inte ska ske någon nettoförlust med avseende på de identifierade skadorna (på fisken och rekreativmiljöer). Eftersom det är lättare att beräkna kostnaden för att utföra en åtgärd än att

beräkna skador på fisket (jämför Moksnes m.fl. 2016) skulle denna beräkningsmetod innebära en stor, och i de flesta fall troligen förenklande, förändring jämfört med den nuvarande monetära beräkningsmetoden.

Det kvarstår dock problem om kopplingen mellan skadan och effekterna av de åtgärder som avgiften finansierar är svag. Ett möjligt sätt att stärka kompensationens roll som verktyg i det här avseendet kunde vara att upprätta habitatbanker/ kompensationspooler, inom vilka en variation av olika kompensationsåtgärder redan har genomförts, alternativt planerats eller har påbörjats (se även avsnitt 4.2.2). Om en vattenverksamhet, efter att samtliga tidigare steg i skadelindringshierarkin har beaktats på vederbörligt sätt, fortfarande ger upphov till oundviklig skada, skulle en fiskeavgift kunna åläggas som direkt går till lämplig kompenserande åtgärd inom kompensationspoolen. Avgiften för mindre intrång i kustmiljön såsom bryggor skulle – återigen efter att skadelindringshierarkin har tillämpats – kunna vara schablonmässigt bestämd, men på en nivå som tar höjd för de kumulativa effekterna av många små intrång.

Avslutningsvis, i det här kapitlet tog vi som utgångspunkt det skydd för fisket som ges av 11 kap. 8 § miljöbalken och möjligheten att ta ut en fiskeavgift. Vi har konstaterat att det finns en förbättringspotential när det gäller hur påverkan på fiskproduktion bör beräknas, vad som ska innefattas av ”skador på fisket” och hur sådana skador bör värderas ekonomiskt. Vi har också argumenterat för den tillämpning av fiskeavgiftssystemet som har utvecklats i praxis, nämligen att förflytta fokus uppåt i kaskaden, åtminstone till ekosystemtjänstnivån, det vill säga till ”skador på fisken och attraktiva rekreationsmiljöer för fiske”. Inramningen är dock densamma, nämligen den del av kustmiljön som är viktig för fisk och fiske. Ur ett helhetsperspektiv på kustmiljön skulle det dock vara önskvärt med ett ännu bredare angreppssätt än så, det vill säga ekologisk kompensation av alla de värden som gått förlorade, inte bara de som rör fisken och fisket, i enlighet med ECOCOA:s ramverk.

Tack

Rapporten har tagits fram inom ramarna för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens forskningssatsning med syftet att utveckla ekologisk kompensation som ett styrmedel för att nå miljömålen. Under arbetet med rapporten har vi fått värdefulla synpunkter från projektets referensgrupp, bestående av Ingemar Andersson vid Havs- och vattenmyndigheten, Melvin Thalín vid Naturvårdsverket, Charlotte Stenberg vid länsstyrelsen i Skåne län, Sofia Book och Susanna Werner vid länsstyrelsen i Västra Götalands län, från Henrik C. Andersson vid länsstyrelsen i Stockholms län, samt från länsstyrelsernas fiskeutredningsgrupp, i synnerhet Sara Jonsson, Anders Berglund, Thomas Hasselborg, Fredrik Larson och Minna Brodin. Mattias Sköld och Sara Bergek har granskat rapporten och bidragit med värdefulla förbättringsförslag. Vi vill även tacka de personer som svarat på ECOCOA:s webbenkät om ekologisk kompensation samt deltagare i diskussioner och workshoppar vid den nationella marina restaureringskonferensen.

Referenser

Bergström, L., Bergström, U., Cole, S., Hasselström, L., Kraufvelin, P., Moksnes, P. O., Sundblad, G., Söderqvist, T. & Wikström, S. A. (2021). Ekologisk kompensation i kustmiljön: Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med mänsklig verksamhet i kustområdet? Naturvårdsverket rapport 6994, Stockholm, Sverige.

Boyd, J., Ringold, P., Krupnick, A., Johnston, R. J., Weber, M. A. & Hall, K. (2016). Ecosystem services indicators: Improving the linkage between biophysical and economic analyses. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 8, 359-443.

Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B. & Singh, N. J. (2013). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation*, 178, 2-10. doi:10.1016/j.biocon.2014.07.006.

Bryhn, A., Kraufvelin, P., Bergström, U., Vretborn, M., & Bergström, L. (2020). A model for disentangling dependencies and impacts among human activities and marine ecosystem services. *Environmental Management*, 65, 575-586.

Carlén, O., Bostedt, G., Brännlund, R. & Persson, L. (2019). Gone fishing: The value of recreational fishing in Sweden. *CERE Working Paper 2019:2*, Umeå universitet.

CBD (2011). Nagoya Protocol on access to genetic resources and the fair and equitable sharing of benefits arising from their utilization to the convention on biological diversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, United Nations environmental programme. ISBN: 92-9225-306-9.

Cole, S. C. (2011). Wind Power compensation is not for the birds: An opinion from an environmental economist. *Restoration Ecology*, 19, 147-153. 10.1111/j.1526-100x.2010.00771.x

Cole, S. G., & Moksnes, P. O. (2016). Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2, 121.

Cole, S., Moksnes, P. O., Söderqvist, T., Wikström, S. A., Sundblad, G., Hasselström, L., Bergström, U., Kraufvelin, P. & Bergström, L. (2021). Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human well-being. *Ecosystem Services*, 50, 101319.

Dannewitz, J., Prestegaard, T. & Palm, S. (2010). Långsiktigt hållbar gösförvaltning. *Fiskeriverket Informerar*, 2010:3.

Downing, J.A., Plante, C. & Lalonde, S. (1990). Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 1929-1936.

Downing, J. A. & Plante, C. (1993). Production of fish populations in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, 110-120. doi:10.1139/f93-013.

EC (2007). Guidance document on Article 6(4) of the 'Habitats Directive' 92/43/EEC. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/guidance_art6_4_en.pdf.

EC (2011). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our natural capital: an EU Biodiversity Strategy to 2020. EUR-Lex document 52011DC0244.

Enetjärn, A., Cole, S., Kniivilä, M., Härklau, S. E., Hasselström, L., Sigurdson, T. & Lindberg, J. (2015). Environmental compensation – Key conditions for increased and cost effective application. *TemaNord*, 2015:572.

Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., & Moksnes, P. O. (2017). The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast—Ecological impact and legal challenges. *Ocean & coastal management*, 148, 182-194.

Fiskeriverket (2009). Fem studier av fritidsfiske 2002-2007. *Finfo* 2009:1. Fiskeriverket, Göteborg.

Fiskeutredningsgruppen (2018). Beräkning av särskild fiskeavgift: Förslag på tillvägagångssätt, beräkningsunderlag och exempel. PM 2018-03-01, Fiskeutredningsgruppen vid länsstyrelserna i Västra Götaland, Västernorrland och Norrbotten.

Hansen, J. P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å. N., Donadi, S., Eriksson, B. K. & Eklöf, J. S. (2019). Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*, 48, 539-551. doi:10.1007/s13280-018-1088-x.

Haines-Young, R., Potschin, M. & Kienast, F. (2012). Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21, 39-53.

Haines-Young, R. & Potschin, M. B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu.

Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., m. fl. (2017). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 999-1008. doi:10.1093/icesjms/fsx207.

HELCOM (2018): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.

Håkanson, L. & Rosenberg, R. (1985). *Praktisk kustekologi*. SNV PM 1987, Solna, 110 s.

IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, och H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

Johansson, P.-O. & Kriström, B. (2018). *Cost-Benefit Analysis*. Cambridge Elements, Cambridge University Press.

Karås, P. (1999). *Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös*. Rapport 1999:6. Fiskeriverket, Göteborg.

Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L. (2009). Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Rapport 6322, Naturvårdsverket, Stockholm.

Koh, N.S., Hahn, T. & Ituarte-Lima, C. (2017). Safeguards for enhancing ecological compensation in Sweden. *Land Use Policy*, 64, 186-199.

Koh, N. S., Hahn, T., & Boonstra, W. J. (2019). How much of a market is involved in a biodiversity offset? A typology of biodiversity offset policies. *Journal of Environmental Management*, 232, 679-691.

- Kraufvelin, P., Bryhn, A. & Olsson, J. (2021). Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28.
- Maron, M., Ives, C. D., Kujala, H., Bull, J. W., Maseyk, F. J., Bekessy, S., et al. (2016). Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting. *BioScience*, 66, 489-498.
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J. W., Evans, M. C., von Hase, A., Quétier, F., Watson, J. E. M. & Gordon, A. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability*, 1, 19-27. doi: 10.1038/s41893-017-0007-7.
- Miljösamverkan Sverige (2019). Ekologisk kompensation - Handläggarstöd för en ökad användning och samsyn. <http://www.miljosamverkansverige.se/Sv/projekt-och-rapporter-/naturvard/ek-komp/Sidor/default.aspx>.
- Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S. & Infantes, E. (2016). Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2016:8, 150 s (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-16-0.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S. & Ytreberg, E. (2019). Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets rapport 2019:3.
- Naturvårdsverket (2015). Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation. Rapport 6667, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2016). Ekologisk kompensation: En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1. Utgåva 1. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2017). Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag: En kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Rapport 6797, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Proposition 1997/98:45. Miljöbalk.
- Randall, R. G., Minns, C. K., & Kelso, J. R. M. (1995). Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes?. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 52(3), 631-643.
- Santos, R., Schröter-Schlaack, C., Antunes, P., Ring, I., & Clemente, P. (2015). Reviewing the role of habitat banking and tradable development rights in the conservation policy mix. *Environmental Conservation*, 42, 294-305.

SOU (2017). Ekologisk kompensation – Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses. Betänkande av Utredningen om ekologisk kompensation. Statens offentliga utredningar 2017:34.

Soutukorva, Å. & Söderqvist, T., 2005. Gone fishing to the Stockholm-Roslagen archipelago: Results from surveys on anglers' travels, catches and habits. Beijer Occasional Paper Series, Beijerinstitutet för ekologisk ekonomi, Kgl. Vetenskapsakademien, Stockholm.

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. doi:10.1093/icesjms/fst056.

Sundblad, G. & Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43, 1020-1028. doi:10.1007/s13280-014-0522-y.

Sundblad, G., Bergström, L., Söderqvist, T. & Bergström, U. (2020). Predicting the effects of eutrophication mitigation on predatory fish biomass and the value of recreational fisheries. *Ambio* 49, 1090-1099. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01263-1>

Söderqvist, T., Nordzell, H., Hasselström, L., Wallentin, E., Franzén, F., Ivarsson, M. & Soutukorva, Å. (2017). Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag. Rapport 2017:428, Energiforsk AB, Stockholm.

Tucker, G.M., Quétier, F. & Wende, W. (2020). Guidance on achieving no net loss or net gain of biodiversity and ecosystem services. Report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2016/0018, Institute for European Environmental Policy, Brussels

Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, R. & Giljam, C. (2020). Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12

UNDP (2016). National Biodiversity Strategies and Action Plans: Natural Catalysts for Accelerating Action on Sustainable Development Goals. Interim Report. United Nations Development Programme. Dec 2016. UNDP: New York, NY. 10017.

Zweifel, U.L., Egerup, J., Nilsson, J. & Carneiro, G. (2013). Utvärdering av projektverksamheten av havs- och vattenmiljöanslaget 2007-2012. Rapport 2013:17, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

