

Ekologisk kompensation i kustmiljön

Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med mänsklig verksamhet i kustområdet?

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



Ekologisk kompensation i kustmiljön

Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald
och ekosystemtjänster i samband med mänsklig
verksamhet i kustområdet?

av

Lena Bergström, Ulf Bergström, Patrik Kraufvelin och Göran Sundblad
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Scott Cole, EnviroEconomics Sweden

Linus Hasselström, KTH, Institutionen för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik

Per-Olav Moksnes, Göteborgs universitet, Institutionen för marina vetenskaper

Tore Söderqvist, Anthesis Enveco

Sofia A. Wikström, Stockholms universitet, Östersjöcentrum

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6994-0

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Ulf Bergström



Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ECOCOA – Ekologisk kompensation i kustområden, ett av sju projekt som genomförts inom forskningsområdet Ekologisk kompensation.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten stödja forskning som ökar kunskapen om ekologisk kompensation. Genom ökad kunskap kan ekologisk kompensation utvecklas till ett effektivt styrmedel som i förlängningen kan bidra till att miljökvalitetsmålen som rör biologisk mångfald och ekosystemtjänster uppnås.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

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

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm, september 2021

Maria Ohlman
Chef Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
1. Introduktion	9
2. Förutsättningar för ekologisk kompensation	12
2.1 Några centrala begrepp	13
2.2 Vilka värden ska beaktas?	14
2.3 Transparens i utförandet	15
3. Kompensation i kustmiljö	17
3.1 Kustmiljöer utsätts för ett högt påverkanstryck	17
3.2 Begränsningar i dagens tillämpning av ekologisk kompensation i kustområden	18
4. Ramverk för att identifiera kompensationsbehov	20
4.1 Identifiering av skada (Steg 1)	21
4.2 Kompensationsbehov (Steg 2)	23
4.3 Principer för valet av kompensationsåtgärder (Steg 3)	24
4.4 Kvantifiering och uppföljning (Steg 4)	28
4.5 Potentiella kompensationsåtgärder för kustmiljöer	30
5. Tillämpningar i förhållande till ramverket	37
5.1 Tillämpning av kaskadmodellen – exempel med ålgräs	37
5.2 Fallstudie: Tillståndspliktig vattenverksamhet	41
5.3 Fallstudie: Anmälningspliktig vattenverksamhet	42
5.4 Särskild fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv	43
5.5 Möjliga sätt att utveckla kaskadmodellen vidare	45
6. Diskussion	50
6.1 Ett ramverk för kompensationsbedömningar	50
6.2 Brist på kompensationsåtgärder och lämplig lokalisering	52
6.3 Svårt att hantera den småskaliga kustexploateringen	53
6.4 Kompensation är bara ett av flera verktyg	54
7. Slutsatser och förslag	55
8. Tack	56
9. Källförteckning	57
10. Publikationer och data	66

Sammanfattning

Sveriges kustmiljöer är utsatta för olika typer av mänsklig påverkan, med negativa effekter på arter, livsmiljöer och ekosystemtjänster. Enligt skadelindringshierarkin ska negativa effekter från mänsklig verksamhet i första hand undvikas, minimeras eller avhjälpas. I de kvarstående fall där skada trots dessa åtgärder är oundviklig, kan ekologisk kompensation vara ett sätt att mildra effekterna i syfte att bibehålla eller öka biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

I projektet ECOCOA har vi undersökt om och hur ekologisk kompensation skulle kunna användas i förvaltningen av kustområden. Vår målsättning har varit att bidra till en vetenskapligt grundad syn på hur ekologisk kompensation skulle kunna medverka till att stoppa nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Eftersom kompensation kan beröra en mängd aktörer och sakägare med olika intressen och perspektiv är det viktigt med en transparent process som hanteras på ett jämförbart sätt mellan olika områden och fall. En viktig flaskhals idag är brist på praktisk erfarenhet hos aktörer om hur kompensationen ska kunna tillämpas. Vi har utvecklat ett ramverk utifrån de steg som man behöver beakta i en bedömning av skada och kompensationsbehov, med fokus på att öka förutsättningarna för en transparent bedömningsprocess. Det föreslagna ramverket bygger på fyra steg: 1) skadebedömning; 2) bedömning av kompensationsbehov; 3) val av kompensationsåtgärder; och 4) utvärdering av resultat. Ramverket baserar sig på att tydliggöra samband mellan ekosystemets strukturer och de nyttigheter dessa kan medföra för människan, där nyttigheter är beroende av ekosystemtjänster, ekosystemtjänster av funktioner, och funktioner av strukturer. Vi kopplar ramverket till en utvärdering av aktuellt kunskapsläge kring åtgärders effektivitet i kustområdet. Viktiga livsmiljöer som ingår är ålgräs, grunda vegetationsklädda mjukbottnar, naturligt vegetationsfria mjukbottnar, tångbälten, musselbankar, stenrev och kustnära våtmarker.

Vi har med hjälp av ramverket utvärderat nuvarande och möjliga tillämpningar av ekologisk kompensation. Utvärderingen har gjorts dels genom ett fullständigt exempel som beskriver förlust av ålgräsängar och dels genom att undersöka befintliga fall och sammanhang där kompensation är eller skulle kunna bli relevant. Fallen bygger på i) domslut gällande tillståndspliktig vattenverksamhet, ii) dagens hantering av småskalig exploatering i kustområden, samt iii) tillämpningen av särskild fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv. Slutligen har vi utvecklat förslag på hur liknande tillämpningar skulle kunna se ut för ytterligare livsmiljöer i tillägg till ålgräs.

Våra resultat visar det finns fortsatt stor osäkerhet kring hur kompensationsprocesser och kompensationsåtgärder fungerar i praktiken. Samtidigt är det en realitet att man idag i de allra flesta fall exploaterar utan kompensation, eller med otillräcklig kompensation. Detta innebär i praktiken att förluster värderas till noll, det vill säga att man accepterar förluster på biologisk mångfald, ekosystemtjänster och nyttigheter, och att de skador som uppstår inte uppmärksammas i form av åtgärdsbehov som ska täckas av den som orsakar skadan. Eftersom tillämpningen av vårt ramverk synliggör värdet av att förvalta biologisk mångfald och ekosystemtjänster tillsammans kan det även stödja förvaltningen av kustområden i enlighet med ekosystemansatsen på en mer generell nivå.

Våra resultat synliggör vikten av att värna biologisk mångfald. Vår genomgång av potentiella kompensationsåtgärder, som redogörs för i rapporten, visar med tydlighet att det är kostsamt att först förstöra och sedan restaurera, i stället för att skydda och undvika skada i första hand. Vi ser dock ett utrymme och ett behov av att förbättra användningen av ekologisk kompensation som ett av många verktyg för att värna biologisk mångfald och ekosystemtjänster i svenska kustmiljöer i enlighet med miljöbalken. ECOCOAs ramverk tillsammans med kaskadmodeller för viktiga livsmiljöer och information om potentiella åtgärder, kunde här fungera som en gemensam utgångspunkt vid diskussioner, samrådsprocesser och bedömningar.

Summary

Sweden's coastal environment is vulnerable to several types of human activities which can lead to negative impacts on species, habitat and ecosystem services. When these impacts cannot be avoided, minimized, or remedied in some other way, environmental compensation provides an opportunity to address impacts by maintaining or increasing the level of biodiversity and ecosystem services.

The research project "ECOCOA" has investigated if and how environmental compensation could be used within coastal management. The project's goal is to apply science-based tools to assess how environmental compensation could contribute to halting the net loss of biodiversity and ecosystem services.

Environmental compensation necessarily involves a diverse set of actors and stakeholders with different interests and perspectives; as such, it is important that the compensation process itself is both transparent and replicable across different areas and individual cases. A key factor limiting its use today is the lack of practical experience among actors about how compensation should be implemented. Our investigation has focused on the steps that we feel are most critical for a transparent evaluation of the environmental damages and subsequent compensation needs. We proposed a framework built upon four steps: (1) assessing damage, (2) identifying compensation needs, (3) selecting compensation and (4) evaluating outcomes. It is based on the Cascade Model, which is a conceptual and systematic approach for communicating how humans interact with, and are dependent on, ecosystems and the services they provide. The Cascade Model defines the final outputs from an ecological system (derived from its structure and function) in terms of the benefits it provides people. We connect the proposed framework with an evaluation of current state of knowledge on the effectiveness of restoration measures for a range of coastal habitat types. The evaluation includes eelgrass beds, shallow vegetated habitats, unvegetated soft substrates, macroalgal habitats, blue mussel reefs, and coastal wetlands.

We have applied our proposed framework to evaluate current and potential applications of environmental compensation in coastal areas, focusing on (1) a comprehensive hypothetical example that describes the loss of eelgrass beds; (2) existing cases, including examples from recent permitting decisions by Sweden's Environmental Court, and examples on how small scale coastal development is handled today. We have also studied the so-called "särskild fiskeavgift" ("fisheries fee"), which in a coastal perspective is used for funding measures that compensate for the negative impact on fisheries due to coastal development projects. It is viewed as a way of offsetting negative impacts specifically related to fisheries interests, which we evaluate from the perspective of the proposed framework. Finally, we have developed initial suggestions on how comprehensive examples, similar to the one shown for eelgrass, could be developed further for a range of habitat types.

Our results suggest continued uncertainty about how compensation works in practice, both in terms of concrete compensation measures and the compensation process itself. Today's reality, however, is that development often occurs without sufficient compensation or, in some cases, without any compensation at all. By accepting these environmental losses (and the subsequent negative impacts on welfare) without requiring adequate compensation from the responsible actor,

society implicitly undervalues these resources and the services they provide. The process of assessing compensation needs to address negative impacts on biodiversity and ecosystem services – e.g. through application of the Cascade Model. Such an approach can send an important signal by highlighting the importance of these values and, most importantly, how to incorporate them more comprehensively into coastal management, in alignment with the ecosystem approach.

Experience provides evidence that it in many cases is more costly to “damage and then repair” than it is to protect, which suggests that limited resources should be allocated toward protection and avoidance efforts first and foremost, rather than addressing problems afterwards. Nevertheless, we believe there is room for improving the use of environmental compensation as one of many tools to protect biodiversity and ecosystem services along the Swedish coastal environment. The output of the ECOCOA research project – a conceptual framework for compensation that integrates the Cascade Model for critical habitat structures, along with information on potential restoration measures that can be used for compensation – provides a common starting point for policy discussions, impact assessments, public consultation and other planning activities.

1. Introduktion

Förlusten av biologisk mångfald är ett fortgående hot och det blir allt mer nödvändigt att undvika och minimera skada på naturmiljöer och helst införa åtgärder som i stället bygger upp dem (IPBES 2019, EC 2020). I Sverige är kustmiljöer utsatta för flera olika typer av mänsklig påverkan, med en uppsjö av negativa effekter på arter, livsmiljöer och ekosystemtjänster (Bryhn m.fl. 2020, Törnqvist m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021a).

Ekologisk kompensation är ett av de verktyg som skulle kunna komma till större användning för att vända denna negativa utveckling. I fall där negativa effekter på miljön från mänsklig verksamhet inte kan undvikas, minimeras eller avhjälpas på plats i enlighet med skadelindringshierarkin, kan ekologisk kompensation vara ett sätt att mildra effekterna, i syfte att bibehålla eller öka biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Bull m.fl. 2013, Enetjärn m.fl. 2015, Naturvårdsverket 2016, SOU 2017). I ett sådant sammanhang är ekologisk kompensation även användbart för att tillämpa principen om att förorenaren, det vill säga den som orsakar en skada på miljön, ska betala (Naturvårdsverket 2016). Exempel på möjliga kompensationsåtgärder i kustområden är att restaurera skadade miljöer, skapa nya livsmiljöer, anlägga mänskligt skapade strukturer som ger ekosystemtjänster (till exempel konstgjorda rev eller vågdämpare) eller möjligtvis införa långsiktigt skydd av naturområden¹ (se till exempel Kraufvelin m.fl. 2021b). Baserat på internationella erfarenheter kan även användandet av kompensationspooler eller ”habitatbanker” vara en del av ett system för kompensationsåtgärder, men dessa har inte använts i någon större utsträckning i Sverige (men se Avsnitt 5.4 om särskild fiskeavgift).

Systemet med kompensationsåtgärder har dock fått kritik för att det i praktiken inte fungerar som ett reellt skydd av biologisk mångfald (till exempel Burgin 2008, Bull m.fl. 2013, Curran m.fl. 2014). Därtill finns det praktiska svårigheter med att tillämpa ekologisk kompensation. I Sverige kan man ställa krav på kompensationsåtgärder med stöd av miljöbalken. Kompensation har dock hittills endast använts i begränsad omfattning, och framförallt i anslutning till större infrastrukturprojekt i skyddade områden. Naturvårdsverket har identifierat ett behov av mer kunskap om vilka kompensationsmetoder som fungerar i olika naturmiljöer samt hur kompensation kan integreras i olika typer av exploateringsbeslut.

Naturvårdsverket (2016) definierar ekologisk kompensation som ”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.”

¹ Skydd av naturområden kan dock ifrågasättas som kompensationsåtgärd eftersom de inte tillför något nytt, utan snarare ser till att ytterligare förluster hindras. För denna typ av åtgärd finns en ständig diskussion om huruvida den ger ’additionalitet’ (se Avsnitt 2.1). Svaret på den frågan beror inte minst på perspektivet hos den som svarar.

I projektet ECOCOA (Environmental Compensation in Coastal Areas/Ekologisk kompensation i kustmiljön) har vi undersökt om och hur ekologisk kompensation skulle kunna användas för att stödja förvaltningen av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i svenska kustområden. Vår målsättning har varit att bidra till en vetenskapligt grundad syn på hur ekologisk kompensation skulle kunna användas i samband med verksamhet i kustmiljöer för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Projektet fokuserar därmed på aspekter som berör värdering av skada och metoder för att åtgärda skada. Vi strävar inte efter att täcka upp samtliga de aspekter som påverkar förutsättningarna för ekologisk kompensation i kustområden. Framför allt juridiskt utrymme och rumslig planering är centrala faktorer som påverkar förutsättningarna i praktiken men som ligger utanför målsättningarna inom ECOCOA. I den här slutrapporten ger vi en sammanfattning av resultat från projektet som helhet. Mer detaljerat innehåll finns i de separata arbeten som listas i slutet av rapporten och som citeras på relevanta ställen i texten (se även Box 1).

Box 1. Översikt av projektet ECOCOA

De fem huvudsakliga aktiviteterna inom projektet har varit att:

- A. Ta del av befintliga erfarenheter och kunskapsbehov gällande ekologisk kompensation i kustområden
- B. Identifiera samband mellan förluster, kompensationsbehov och åtgärder
- C. Utvärdera nuvarande och möjliga tillämpningar
- D. Identifiera goda exempel
- E. Sammanfatta och ge rekommendationer

För del A har vi kombinerat vetenskaplig litteratur med information från experter och handläggare som använder, eller skulle kunna använda, ekologisk kompensation i sin verksamhet. I början av projektet utförde vi en omvärldsanalys i form av en webbenkät och en särskilt riktad behovsanalys till projektets referensgrupp², representanter för fiskeutredningsgruppen vid länsstyrelserna (FUG), samt två internationella experter.³ Syftet var att få inspel när det gäller den nationella och internationella relevansen av projektets ansats. Vi har även medverkat i workshops och diskussioner inom Interregprojektet SEABASED⁴, där frågor kring så kallad "habitat banking" ingår i ett av arbetspaketerna. Vi har presenterat och diskuterat projektet i samband med den nationella konferensen för restaurering i marina miljöer år 2018 och år 2020, där vi det senare året höll en workshop för att få återkoppling på projektets resultat och preliminära slutsatser. [Kapitel 2–3 i denna rapport]

För del B har vi utvecklat ett ramverk för hur man kan jobba med de olika frågor som behöver beaktas vid ekologisk kompensation på ett enhetligt men ändå flexibelt sätt. Ramverket fokuserar på identifieringen av skada, kompensationsbehov, samt möjliga kompensationsåtgärder. Syftet har varit att ta fram ett systematiskt sätt att utvärdera vilka typer av skador som behöver fokuseras på vid kompensationen, med avseende på förluster av biologisk mångfald, ekosystemtjänster och nyttigheter, samt hur kompensationsåtgärder ska kunna följas upp. I analysen ingår även en översyn av olika möjliga fysiska restaureringsmetoder, deras förväntade effektivitet och ändamålsenlighet. [Kapitel 4]

För delarna C och D har vi sedan utvärderat nuvarande och möjliga tillämpningar med utgångspunkt i ECOCOA-ramverket. För att åstadkomma ett fullständigt exempel, eftersom sådana ännu inte finns att hänvisa till i praktiken, har vi använt ett teoretiskt fall baserat på en förlust av ålgräsängar. Vi har även undersökt befintliga fall för att se hur dessa har hanterats, och jämfört med det konceptuella ramverket. Här har vi dels studerat domslut gällande mer storskalig byggnation (tillståndspliktig vattenverksamhet) dels mindre verksamheter (anmälningspliktig vattenverksamhet). Vi har särskilt undersökt systemet med särskild fiskeavgift och hur detta skulle kunna förbättras på kort och lång sikt. I slutet av kapitlet undersöker vi möjliga utvecklingar för hur modeller över samband mellan ekologisk struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter skulle kunna stödja förvaltningen av kustmiljöer. [Kapitel 5]

Projektets sammanfattande resultat och rekommendationer (del E) presenteras i Kapitel 6.

² I den årligen sammanträffande referensgruppen för ECOCOA har ingått Ingemar Andersson, Jörgen Sundin (år 1), Melvin Thalín (år 2–3), Sofia Book (år 2) och Charlotte Stenberg (år 2–3)

³ Bob Unsworth, Graham Tucker

⁴ <https://seabasedmeasures.eu/>

2. Förutsättningar för ekologisk kompensation

Det finns fortfarande relativt lite forskning om den praktiska tillämpningen av ekologisk kompensation, såväl i Sverige som internationellt (McKenney och Kiesecker 2009, Coralie m.fl. 2015, Niner m.fl. 2017). Vägledningar och utvärderingar som kan stödja tillämpningen av ekologisk kompensation är dock tillgängliga eller under uppbyggnad i ett antal länder. Några exempel som är relevanta för svenska förhållanden är till exempel Vatn m.fl. (2011), Kostamo m.fl. (2020), och de koncept som utvecklats av NOAA (2021) för att kvantifiera behov av restaurering och ersättning efter miljöpåverkan.

I Sverige kan man ställa krav på kompensationsåtgärder med stöd av miljöbalken, men förutsättningarna är olika beroende på vilken typ av prövning det rör sig om. Kompensation kan framför allt vara aktuellt till exempel vid dispenser eller upphävande av reservatsföreskrifter, skada på Natura 2000-områden, skada på fiskeintressen och vid prövningar enligt miljöbalken.⁵ Naturvårdsverket (2016) har tagit fram en handbok om miljöbalkens bestämmelser om kompensation som i första hand riktar sig till handläggare på länsstyrelser och kommuner. Dessutom har Miljösamverkan Sverige (2019) tagit fram en rapport med fördjupad vägledning kring handläggning och vilka lagtexter som är tillämpliga i olika fall. För det specifika fallet med ålgräsängar finns även en beskrivning om bland annat de juridiska förutsättningarna för ekologisk kompensation, samt en detaljerad vägledning för hur det ska tillämpas (Moksnes m.fl. 2016a).

Det internationella samarbetet Business and Biodiversity Offsets Programme har tagit fram gemensamma principer för ekologisk kompensation på en övergripande nivå (till exempel BBOP 2018):

1. Tillämpa skadelindringshierarkin
2. Vissa naturmiljöer kan inte omfattas, på grund av oersättlighet
3. Landskapsammanhang
4. Nettoökning av biologisk mångfald, åtminstone ingen nettoförlust
5. Additionalitet – kompensation ska leda till förbättringar jämfört med om ingen kompensation tillämpades.
6. Berörda aktörer ska ges möjlighet att delta i utformning
7. Balanserad fördelning av ansvar, skyldigheter, risker och nytta
8. Adaptivt angreppssätt
9. Transparent utförande och genomförande
10. På vetenskaplig grund

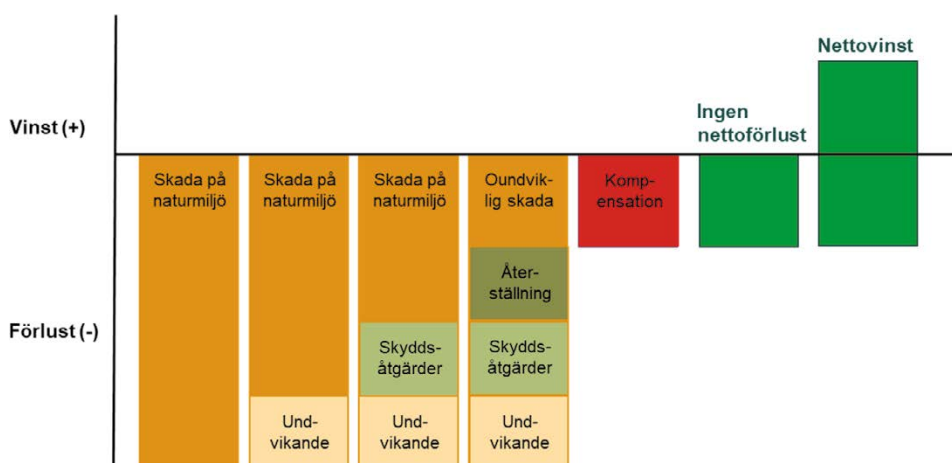
⁵ Begreppet kompensationsåtgärder används också i kommunal planering för att beskriva olika typer av åtgärder som syftar till att kompensera förluster av tätortsnära naturmiljöer och områden för rekreation när områden planläggs enligt Plan- och bygglagen.

I detta kapitel lyfter vi ett urval av dessa principer, med fokus på sådana som varit särskilt viktiga i arbetet inom ECOCOA. Inom ECOCOA har vi mer specifikt tagit fasta på att utveckla förutsättningarna för punkt 9 (transparent utförande och genomförande). Alla tio principer är dock av betydelse för ett bra genomförande totalt sett.

2.1 Några centrala begrepp

En av de viktigaste principerna vid kompensation är att den ska kompensera för eventuella oundvikliga skador på naturmiljön efter det att man primärt vidtagit alla möjliga åtgärder för att undvika och minimera skada (BBOP 2018). **Skadelindringshierarkin** är etablerad inom svensk lagstiftning och innebär att skador på naturmiljön i samband med mänsklig verksamhet i första hand ska undvikas, till exempel genom att välja lämplig lokalisering och utförandeperiod för verksamheten. I andra hand ska skada minimeras, vilket till exempel kan innebära att använda bästa tillgängliga teknik och praxis så att belastningar och påverkan blir så små som möjligt. Slutligen ska eventuell skada som uppstår så långt som möjligt återställas på plats (Naturvårdsverket 2016; Figur 1).

Syftet med kompensationsåtgärder ska därför inte vara att begränsa sådan skada som uppstår på platsen vid en exploatering, utan den ska kompensera eventuella oundvikliga negativa effekter som uppstår trots att man vidtagit åtgärderna inom skadelindringshierarkin. Vidare ska inte syftet vara att kunna ge tillstånd till verksamheter som annars inte hade fått tillstånd. Naturvårdsverket (2016) anger som utgångspunkt att åtaganden om kompensation inte får leda till lägre krav när man i första hand bedömer om en verksamhet ska tillåtas. Därför ska en **tvådelad prövning** göras, så att det i ett första steg avgörs om en verksamhet kan tillåtas, med villkor för att begränsa konsekvenserna. I ett andra steg bedöms vilka krav på kompensationsåtgärder som ska ställas för den påverkan som ändå uppstår.



Figur 1. Illustration av skadelindringshierarkin och dess relation till ekologisk kompensation samt till begreppen ingen nettoförlust samt nettovinst. Kompensation kommer in efter det att alla möjliga åtgärder för att undvika skada på naturmiljö, införa skyddsåtgärder och återställa skadan efter verksamheten, har utförts. De gröna staplarna visar i det första fallet kompensationens utfall när *ingen nettoförlust* uppnåtts och i det andra fallet när en nettovinst uppnåtts. Baserat på Naturvårdsverket (2016) och BBOP (2018).

Ett centralt koncept för kompensation är att det inte ska ske någon nettoförlust (*no net loss*) av ekosystemtjänster och biologisk mångfald. Kompensationsåtgärder ska därtill helst innebära en nettovinst av naturvårdsnytta (*net gain*; Figur 1). Detta innebär att kompensationen måste bidra till att minst upprätthålla och helst öka naturvärden med avseende på de aspekter som kompenseras.

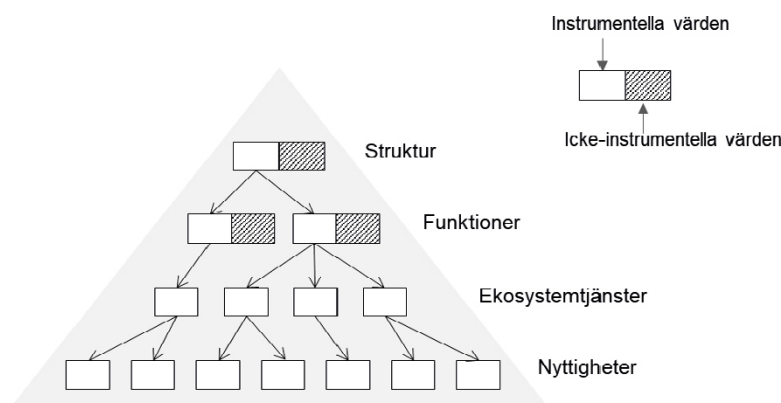
Kompensationen ska inte heller utgöras av åtgärder som ändå hade ägt rum genom att de ingår i andra förvaltningsprocesser. Miljösamverkan Sverige (2019) ger som exempel att om kompensationsåtgärder planeras i naturreservat bör åtgärder inte utgöras av löpande skötselåtgärder som ändå ingår i förvaltarens ansvar. Åtgärder som skulle kunna uppfylla detta krav på **additionalitet** är till exempel engångsåtgärder för att restaurera eller nyskapa naturvärden, eller att långsiktigt avvärja ett pågående exploateringshot.

2.2 Vilka värden ska beaktas?

Behovet att bevara den biologiska mångfalden grundas dels i naturens egenvärde, dels i ett mänskligt nyttoperspektiv som omfattar sådana värden som är viktiga för människan på kort och lång sikt. Båda dessa typer av värden är etablerade i svensk miljölagstiftning (Prop. 1997/98:45, se även Naturvårdsverket 2016, s. 25). Begreppet ekosystemtjänster används för att synliggöra naturvärden till nytta för människan (instrumentella värden). Naturens egenvärde omfattar sådana inneboende skyddsvärden i naturen som är oberoende av om de innebär nytta för människan, men som ändå kan motiveras utifrån miljöetiska utgångspunkter (icke-instrumentella värden). I den här diskussionen innebär skattningen av värden inte nödvändigtvis monetära värden, det vill säga värden som anges i pengar, utan innebär värdering enligt de indikatorer som är mest lämpliga för att mäta vilken skada som ska beaktas. De olika indikatorerna kan mätas med olika metoder och enheter beroende på vad som avses. De behövs både för att beakta skada på strukturer och funktioner i ekosystemet som sådant, och när det gäller skada på flödet av ekosystemtjänster eller nyttigheter för människan som naturen bidrar med.

Sambandet mellan biologisk mångfald, ekosystemtjänster och nyttigheter för människan kan illustreras med en så kallad kaskadmodell, som visas i Figur 2. Modellen har sitt ursprung i arbeten av till exempel Haines-Young m.fl. (2012), Boyd m.fl. (2016), Haines-Young och Potschin (2018), och går ut på att synliggöra orsakssamband mellan ekosystemets strukturer, funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter. ”Struktur” ligger överst i kaskadmodellen eftersom detta är en förutsättning för de övriga nivåerna. Strukturer är fysiska delar av den levande miljön (livsmiljöer, djur, växter). Dessa bidrar i sin tur med ekologiska funktioner, som till exempel produktion, bioturbation, filtrering, med mera. En viss struktur kan bidra med flera olika typer av funktioner. På det sättet förgrenar sig kaskadmodellen. Funktionerna är grunden för att skapa ett flöde av olika ekosystemtjänster, som i sin tur är bas för olika nyttigheter för människan. Det kan ibland vara svårt att särskilja struktur och funktion i praktiken, eftersom de kan vara starkt sammankopplade i ekosystemet. Samtidigt finns det här en begreppsmässig fördel med att särskilja dem, eftersom man ur ett kompensationsperspektiv kan tänka sig att en förlorad funktion potentiellt kan ersättas av ett urval av olika strukturer som har samma funktion.

Många delar av ekosystemet har även andra värden än sådana som kan översättas i värden för människan, till exempel egenvärden. I vår anpassning av kaskadmodellen (Figur 2) representerar de vita boxarna naturens instrumentella värden för människan, där ekosystemets struktur och funktion är av betydelse för tillgången på ekosystemtjänster och de nyttigheter som dessa medför. De mörkare boxarna representerar strukturer och funktioner som inte har ett påtagligt samband med flödet av ekosystemtjänster, men som ändå har ett egenvärde i naturen (icke-instrumentella värden). Exempel på funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som följer i en viss livsmiljö ges på flera ställen i denna rapport, till exempel i Avsnitt 4.1, 5.1 och 5.5.



Figur 2. Den så kallade kaskadmodellen illustrerar orsakssamband mellan biologisk mångfald (strukturer i ekosystemet och de funktioner som de bidrar med), samt ekosystemtjänster och nyttigheter för människan. Varje övre nivå i modellen är en förutsättning för att nivån under den ska kunna produceras. Färgen på boxarna illustrerar att naturmiljön har både instrumentella värden, som bidrar till ekosystemtjänster och skapar nyttigheter för människan (vit box) och ett egenvärde (grå box). Det bör betonas att många strukturer i naturen inte är ersättningsbara, till exempel hotade och sällsynta arter med dess egenvärden. Skada på sådana icke-ersättningsbara egenvärden förutsätts undvikas genom skydd och undvikande enligt den skadelindringshierarki som presenterades i Figur 1. Man kan även tänka sig ett behov att kompensera för ekosystemtjänster och nyttigheter som har indirekta eller komplexa samband till specifika strukturer (Pascual m.fl. 2017). Dessa omfattas inte av kaskadmodellen som sådan, men omfattas i ramverket som beskrivs i denna rapport.

2.3 Transparens i utförandet

Naturvårdsverket (2016) betonar betydelsen av tillräckligt underlag för att det ska vara möjligt för en prövningsmyndighet att bedöma frågan om ekologisk kompensation. Innehållet och omfattningen av en sådan kompensationsutredning måste anpassas till de aktuella behoven och det är viktigt att frågan om kompensation tas upp i samråd med myndigheter och andra berörda.

Bedömningen av kompensationsbehov riskerar dock att bli svår eftersom den berör många aspekter. Det kan vara utmanande att få en överblick av de olika faktorer som borde beaktas för en specifik naturtyp i ett specifikt fall, eller av hur oundviklig skada skulle kunna kompenseras. Vid inverkan av relativt mindre omfattning ser man dessutom ofta att de resurser som krävs för en kompensationsutredning blir orimliga i förhållande till det enskilda fallet. Detta är vanligt förekommande i kustområden, till exempel vid anläggning av bryggor, småbåtshamnar, skydds-pirar med mera. I många fall är dessa ingrepp små, vilket kan göra att skadan från

enskilda verksamheter anses begränsad sett i absoluta mått och i förhållande till kostnaden för en utredning, även om de kumulativa effekterna av många sådana verksamheter kan vara betydande. I jämförelse med landmiljöer där stora infrastrukturprojekt har varit föremål för kompensationsutredningar, är byggnation i kustområden ofta gradvis ökande (se till exempel Sundblad och Bergström 2014). En annan praktisk svårighet i kustområden är att den tillgängliga ytan för att utföra lämpliga kompensationsåtgärder kan vara begränsad, och att kompensationsåtgärder i sin tur kan riskera leda till negativ påverkan på andra redan befintliga värden (beroende på vad som görs).

Inom ECOCOA har vi undersökt de steg som man behöver beakta i en bedömning av skada och kompensationsbehov, med fokus på hur man kan öka förutsättningarna för en transparent utvärdering som beaktar olika nyckelaspekter av relevans för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Ett huvudsyfte med ramverket är att hjälpa till att matcha skada med relevanta kompensationsåtgärder (se Kapitel 4). I Kapitel 5 ger vi några exempel på tillämpningar av ekologisk kompensation idag i olika typer av ärenden, utifrån ramverket som presenteras i Kapitel 4.

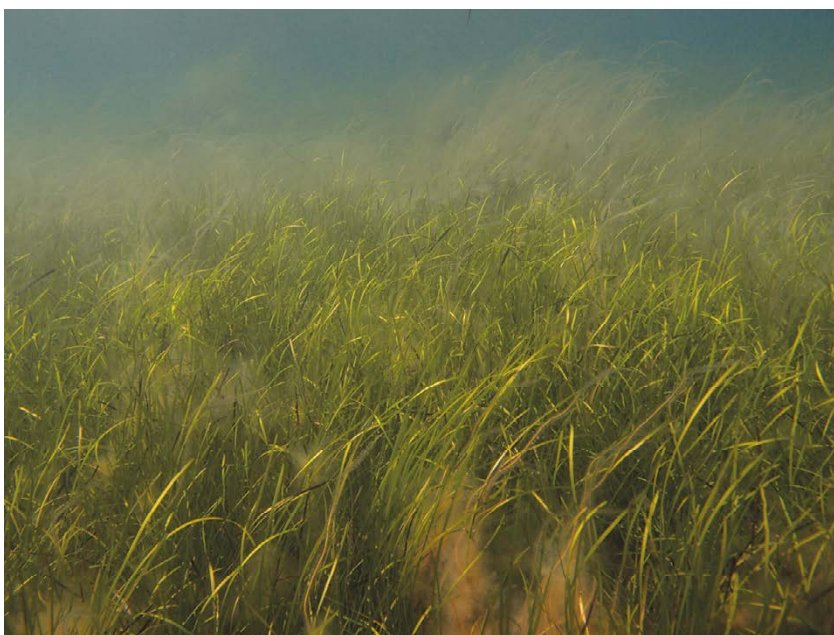
3. Kompensation i kustmiljö

3.1 Kustmiljöer utsätts för ett högt påverkanstryck

Kustens livsmiljöer påverkas av bland annat utsläpp av näring och farliga ämnen från land och olika former av exploatering och andra mänskliga aktiviteter i kustzonen. Övergödning är fortfarande ett omfattande problem, även om förbättrad avloppsrening lett till en bättre vattenkvalitet i vissa kustområden. Ett historiskt och delvis pågående högt fisketryck har lett till minskade fiskpopulationer. I grunda, strandnära områden sker idag en omfattande utbyggnad av strandlinjen, för hamnar och bryggor, och speciellt i skärgårdsområden görs många små och stora farledsmuddringar för att öka framkomligheten för fritidsbåtar. Dessa verksamheter medför en hög och kontinuerlig förlust av viktiga kustmiljöer (Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021a). Konsekvenserna av påverkan ser vi bland annat som förlust och förändring av livsmiljöer under vattenytan.

En av de livsmiljöer som vi har mest kunskap om är ålgräsängar (Figur 3). I Bohuslän har mer än 60 % av ytutbredningen av ålgräsängar försvunnit bara sedan 1980-talet och förlusterna fortsätter även idag i vissa områden (Baden m.fl. 2003, Moksnes m.fl. 2016b, 2018). Ålgrässets tillbakagång kan härledas till flera olika faktorer och belastningar, men byggnation i kustområden och båttrafik är viktiga aktiviteter som orsakar skada. I den här rapporten använder vi ålgräsängar som exempel på hur det går att bedöma vilken förlust av funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som kan kopplas till en förlust av denna ekologiskt viktiga strukturerande livsmiljö (Avsnitt 5.1). Exemplet är tillämpligt vid förlust av ålgräsäng oavsett anledningen till att den försvunnit, även om vi i den vidare utvecklingen av ramverket ger exempel på hur man kan omsätta denna bedömning i ett kompensationsssammanhang vid fysisk exploatering. För ålgräsängar finns relativt god kunskap om sambandet mellan funktioner och vissa ekosystemtjänster i svenska kustområden (Cole och Moksnes 2016, Moksnes m.fl. 2016a, Moksnes m.fl. 2021), medan vi i detta avseende vet mycket mindre om andra typer av livsmiljöer.

Kustens undervattensmiljöer har ofta en hög biologisk mångfald och är viktiga för både land- och vattenlevande arter. Många arter är knutna till dessa områden och dessutom är det många arter som nyttjar kusten som barnkammare eller passerar kusten när de vandrar mellan hav- och sötvattensmiljöer. Kustens arter och livsmiljöer upprätthåller också en rad viktiga funktioner som bidrar med tjänster och nyttigheter till oss människor. Flera arter som är viktiga för yrkes- och fritidsfiske, exempelvis abborre och gädda i Östersjön och torsk och plattfisk på syd- och västkusten, är beroende av grunda kustmiljöer som barnkammare (Seitz m.fl. 2014, Kraufvelin m.fl. 2018). Arter som ålgräs och andra strand- och vattenväxter kan binda sediment, näring och organiskt kol. När växterna försvinner kan det leda till ökad erosion, grumligare vatten och en sämre förmåga hos ekosystemet att lagra kol och motverka övergödning (Cole och Moksnes 2016; se även till exempel Avsnitt 5.5).



Figur 3. Ålgräsäng nära Vendelsö, Kattegatt. Bild: Ulf Bergström

Den nuvarande fysiska påverkan på svenska kustmiljöer bidrar till att Sverige inte uppnår målen för att bevara biologisk mångfald. Klimatförändringarna förväntas sätta ytterligare press på kustekosystemen och öka behovet av att skydda den biologiska mångfalden och ekosystemens naturliga motståndskraft och återhämtningsförmåga vid miljöförändringar (Bergström m.fl. 2020). Sammantaget finns det därför ett stort behov av åtgärder för att minska påverkanstrycket på kustmiljön och att återställa förlorade värden.

Läs mer, till exempel Wikström och Bergström (2020)

3.2 Begränsningar i dagens tillämpning av ekologisk kompensation i kustområden

På en övergripande nivå anser Naturvårdsverket (2016) att krav på kompensation särskilt bör övervägas i samband med intrång i områden med höga naturvärden, vid påverkan på den gröna infrastrukturen och viktiga ekosystemtjänster samt i samband med ytterligare påverkan i områden där exploateringstrycket redan är högt. Dessa kriterier är ofta applicerbara på kustmiljöer i Sverige.

I början av projektet ECOCOA gjorde vi en enkätundersökning för att samla information om hur och i vilken omfattning ekologisk kompensation tillämpas i svenskt havsmiljöarbete idag, samt vilken utveckling som enligt de svarande behövs för att utöka användningen. Totalt inkom 75 svar, vilka representerade personer som arbetar med kustmiljöfrågor vid myndigheter (76 %), universitet (9 %), miljöorganisationer (8 %) och konsultföretag (7 %). Enkäten sändes även till 48 tekniska råd vid mark- och miljödomstolar, varifrån 9 enkätsvar erhöles.

Närmare hälften av de svarande från myndigheter som hanterar vattenverksamhetsärenden uppgav att man aldrig använde sig av ekologisk kompensation, och 35 % att man sällan gjorde det. Som anledningar angavs okunskap om hur verktyget kan tillämpas, inte minst juridiskt, men även resursbrist på myndigheterna angavs som en anledning till att ärenden 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 det att brist på lämpliga kompensationsåtgärder hämmade tillämpningen, eftersom en grundförutsättning för ekologisk kompensation (och restaurering i allmänhet) är att det finns en funktionell verktyglåda med metoder att välja från.

Samtliga tekniska råd som svarade bedömde att ekologisk kompensation sällan tillämpas i ärenden som rör kust- och havsmiljö, och enbart tre kände till domar där så varit fallet. Som anledning uppgavs att man försöker styra målen så att kompensation inte blir nödvändigt, samt att praxis saknas gällande ekologisk kompensation i tillståndsärenden. Som exempel på de största hindren för ekologisk kompensation lyftes främst kunskapsbrist, både gällande hur kompensation ska hanteras i tillståndsprocessen, vilka krav man kan ställa på verksamhetsutövaren och även här lyftes frågan om vilka kompensationsåtgärder som idag kan användas i praktiken. Farhågan att ekologisk kompensation kan bli ett sätt för verksamhetsutövare att köpa sig fria vid tillståndsprövningar lyftes också.

Svaren från vår kustenkät var samstämmiga med svar från en enkät som Miljösamverkan i Sverige riktade till länsstyrelser och konsulter 2019, med fokus på landmiljöer. I denna enkät angavs svårigheter att veta vilka krav som kan ställas på verksamhetsutövaren som den viktigaste orsaken till att ekologisk kompensation inte används.

För en närmare beskrivning av kustenkäten och svaren, se Bergström m.fl. (2021)



Figur 4. Blåstång utanför Gålö i Östersjön. Bild: Ulf Bergström

4. Ramverk för att identifiera kompensationsbehov

Att ekologisk kompensation ska säkra såväl biologisk mångfald som ekosystemtjänster (EC 2011, CBD 2011, UNDP 2016, Maron m.fl. 2018) innebär att de värden som återskapas bör vara både instrumentella (värden för människan, till exempel ekosystemtjänster) och icke-instrumentella (ekosystemets egenvärden, se Avsnitt 2.2). Det är därmed viktigt att helhetsmässigt bedöma skador på biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samt kompensationsbehov. Eftersom processen kan beröra en mängd aktörer och sakägare med olika intressen och perspektiv är det också viktigt att uppnå en tydlig kompensationsprocess som hanteras på ett jämförbart sätt mellan olika områden och i olika fall.

Inom ECOCOA har vi utvecklat ett konceptuellt ramverk för hur man på ett systematiskt, men ändå flexibelt, sätt kan jobba med de olika frågor som behöver beaktas vid ekologisk kompensation (Cole m.fl. 2021). Syftet har varit att på ett transparent sätt kunna visa vilka typer av skador som kan uppstå vid ett intrång när det gäller skada på biologisk mångfald, ekosystemtjänster och nyttigheter. Ramverket fungerar även för att utvärdera hur kompensationsåtgärder kan möta eventuella återstående förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster efter att skadelindringshierarkin har följts (se Avsnitt 2.1), eftersom man kan utvärdera vilka aspekter av skada som en specifik kompensationsåtgärd kan bemöta. Ramverket är i sak applicerbart på olika typer av ärenden, vilket vi även visar med några exempel, även om den juridiska tillämpningen kan se olika ut. De juridiska aspekterna av kompensationen har dock inte ingått i vårt arbete.

Ramverket bygger på att följa fyra steg för kompensationsbedömningar: 1) skadebedömning; 2) bedömning av kompensationsbehov och mål för kompensationen; 3) val av kompensationsåtgärder utgående från funktionella alternativ; och 4) utvärdering av resultat (Figur 5). De olika stegen i ramverket beskrivs närmare nedan.



Figur 5. Den stegvisa processen för kompensationsplanering och utvärdering som föreslås i vårt ramverk.

För att underlätta en bedömning i relation till skada på både instrumentella och icke-instrumentella värden baserar sig vårt ramverk på kaskadmodellen, som vi introdu-

cerade i Avsnitt 2.2 (Haines-Young m.fl. 2012, Boyd m.fl. 2016, Haines-Young och Potschin 2018). Modellen går ut på att se på sambandet mellan en viss ekologisk struktur, dess funktioner, samt ekosystemtjänster och nyttigheter som en kedja, där nyttigheter är beroende av ekosystemtjänster, ekosystemtjänster av funktioner, och funktioner av struktur. Kaskadmodellen kan därför ses som en pyramid där varje nivå förgrenar sig vidare (Figur 6). Till exempel utgör en ålgräsäng enligt kaskadmodellen en fysisk struktur inklusive fysiska och kemiska processer, som i sin tur skapar flera olika ekosystemfunktioner. Funktionerna bidrar i sin tur till ekosystemtjänster som ger nyttigheter för människan.

I ECOCOA-ramverket är pyramiden ett verktyg för att kunna förstå både de negativa effekterna från en miljöskada och de kompenserande effekter som kan ske till följd av kompensationsåtgärder. Den gör det möjligt att identifiera vilka funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som har ett direkt samband med varandra, det vill säga vilka av dessa som är unika och vilka som kan komplettera varandra eller vara sinsemellan utbytbara i ett kompensationsssammanhang. Genom detta underlättar pyramiden även att identifiera vilka funktioner eller ekosystemtjänster som är särskilt viktiga för de nyttigheter som man vill betona, eller vilka åtgärder som kan vara mest effektiva.

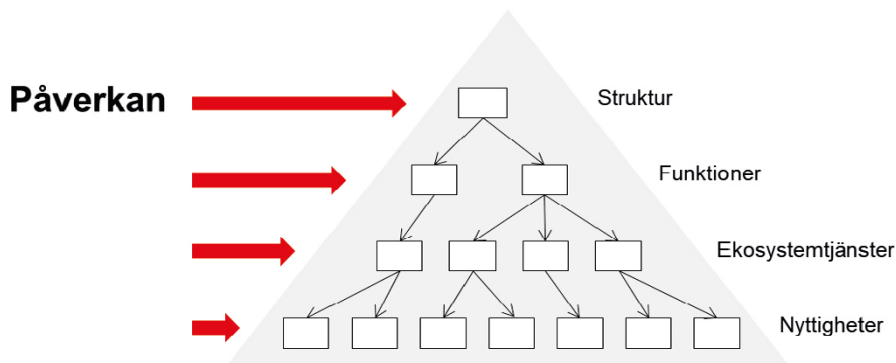
4.1 Identifiering av skada (Steg 1)

Naturvårdsverket (2016) framhåller vikten av att bedöma kompensationens omfattning. För att det ska vara möjligt att utforma effektiva kompensationsåtgärder måste intrångets påverkan och nyttan av planerade kompensationsåtgärder kvantifieras. Man anger att valet av mätetal bör utgå ifrån den ekologiska funktionen hos det område som påverkas negativt, med fokus på de naturvärden, funktioner och/eller förutsättningar där påverkan av betydelse uppstår. Miljösamverkan Sverige (2019) framhåller vikten av att på ett relevant sätt kvantifiera påverkan och nyttan av planerade kompensationsåtgärder för att det ska vara möjligt att göra en rimlighetsavvägning. Som ett exempel utgår bestämmelserna i förordningen om allvarliga miljöskador från ett funktionellt perspektiv som betonar de långsiktiga förutsättningarna för att upprätthålla habitatkvalitet, livskraftiga populationer, ekosystemfunktioner och resiliens (motståndskraft och återhämtningsförmåga).

I en skadebedömning med hjälp av kaskadmodellen (Figur 6) kan man utvärdera hur inverkan på en struktur (till exempel en viss livsmiljö) kan antas ge följd effekter för de funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som är associerade med den strukturen.

- Fysisk förlust av hela strukturen innebär att alla underliggande funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter också går förlorade.
- Det är dock också möjligt att en skada uppstår direkt på lägre nivå i kaskadmodellen, så att påverkan innebär försämrade funktioner, ekosystemtjänster eller nyttigheter utan att detta beror på att ekosystemets struktur har påverkats.
- Ett slutligt övervägande berör eventuell indirekt skada, som är oberoende av den aktuella inverkan på miljön, men som ändå påverkar nyttigheter lokalt. Till

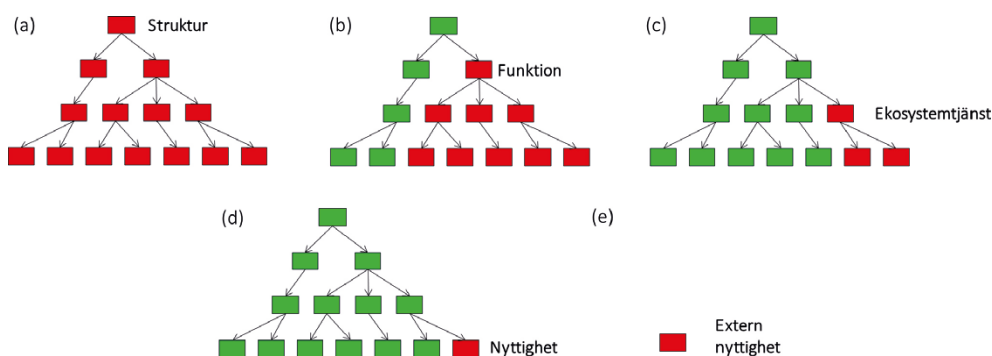
exempel kan man nå en bedömning att nyttigheten i teorin finns kvar men att tillgången till den har skurits av eller försämrats på grund av andra effekter av verksamheten. Det skulle kunna gälla till exempel att en transportled skapat en barriär för att nå en plats eller orsakar buller som försämrar nyttighetens värde.



Figur 6. 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). Notera att denna figur, i jämförelse med Figur 2, endast omfattar instrumentella värden.

Figur 7 återger olika situationer när antingen hela den aktuella strukturen, funktionen, ekosystemtjänsten eller nyttigheten gått förlorad. En viktig poäng här är att ju högre upp i kaskadmodellen som skadan sker, desto mer omfattande blir skadan på ekosystemtjänster och nyttigheter. I verkligheten kan man även föreställa sig en situation med partiell skada. Detta uppstår till exempel om en ålgräsäng inte försvinner helt men försvagas eller tunnare ur så att omfattningen av dess funktioner minskar, och därmed även omfattningen av associerade ekosystemtjänster. Man kan även tänka sig att ett ingrepp förändrar behovet av en ekosystemtjänst. Ett exempel kan vara en musselbank, som genom filtrering bidrar till upptag av partiklar och näringsämnen. Om en exploatering ökar mängden partiklar i vattnet ökar behovet av filtrering, och den befintliga mängden musselbank kan inte längre fylla den efterfrågade ekosystemtjänsten, även om den är strukturellt intakt, med effekter på vattenkvalitet.

Kaskadmodellen hjälper till att identifiera möjlig skada på ett generiskt och upprepningsbart sätt, så att man kan tillämpa en likadan utgångspunkt och metodik vid olika ärenden. Men en annan viktig del av Steg 1 är att se till att en sådan initial bedömning anpassas vidare till de aktuella förhållandena. I den här delen hjälper kaskadmodellen involverade parter att tydliggöra kopplingar och samband mellan struktur, funktioner, tjänster och nyttigheter, för att säkerställa att potentiella aspekter som behöver ingå i diskussionen inkluderas, samt att relatera denna diskussion till data och lokalt tillämpbara kunskapskällor (för ett exempel, se Avsnitt 5.1).



Figur 7. Skadebilden kan se ut på många olika sätt. Figuren visar olika möjliga utfall på en skadebedömning enligt kaskadmodellen, där den primära inverkan har skett på a) strukturen, till exempel en livsmiljö, b) en specifik funktion som finns inom livsmiljön, c) en specifik ekosystemtjänst eller d) en specifik nytthet. Skadan kan även uppstå på en extern nytthet (e) som inte är direkt associerad med den livsmiljö som skadas men som försämras på grund av indirekta effekter av intrånget. Figuren ger en generell överblick av olika möjliga utfall. Några exempel ges i Avsnitt 5.1 och vidare av Cole m.fl. 2021.

Den lokala bedömningen har då som uppgift att i förhållande till aktuell lagstiftning och i samverkan med berörda parter bedöma vad som anses vara *signifikant* skada. Som en vidare utveckling skulle det vara värdefullt att förfinas metodiken även i denna del. Inom ett sådant beslutsstöd kan så kallade probabilistiska statistiska modeller vara särskilt användbara, eftersom dessa kan göra det möjligt att inkludera olika typer av parametrar som påverkar kompensationen som helhet, på ett sätt som även beaktar sannolikhetsmått (se till exempel Landuyt m.fl. 2013, Barton m.fl. 2016). Probabilistiska modeller kan därför även stöda den vidare tillämpningen av ramverket, till exempel i Steg 2 nedan, för att synliggöra hur lokala sammanhang och praktiska förutsättningar kan påverka kompensationsprocessen som helhet.

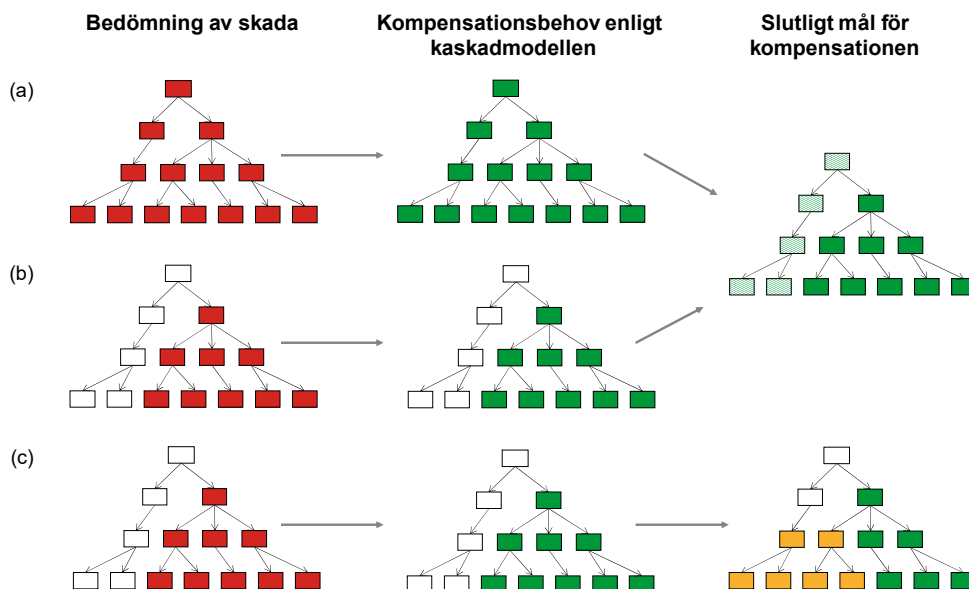
För att ytterligare underlätta skadebedömningen i Steg 1 kunde man även överväga att utveckla schablon-modeller för vanligt förekommande livsmiljöer och situationer (se Avsnitt 5.5).

4.2 Kompensationsbehov (Steg 2)

Identifieringen och bedömningen av kompensationsbehov utgår ifrån Steg 1 (skadebedömning), och kopplar denna till en avvägning av om krav på kompensation bör ställas och i så fall med vilken omfattning. Enligt Miljösamverkan Sverige (2019) är intrångets omfattning en viktig faktor – ju mer omfattande oundviklig skada som kan förväntas uppstå, desto starkare skäl finns det att ställa krav på kompensation. Kostnaderna för åtgärderna måste även stå i rimlig proportion till nyttan.

Steg 2 i ECOCOA-ramverket är att bedöma vad som ska kompenseras, det vill säga vilka strukturer, funktioner, ekosystemtjänster och nyttheter som behöver återskapas för att säkerställa att det inte sker någon nettoförlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i förhållande till uppsatta mål och behov. Figur 8 nedan illustrerar olika möjliga utfall av en sådan bedömning. Vid en strikt tolkning enligt principen om ingen nettoförlust (Avsnitt 2.1), vilket som regel är målsättningen, blir kompensationsbehovet en avspiegling av skadebedömningen enligt kaskadmodellen. Om skadan eller bristen istället bedöms uppstå på en funktion är det möjligt att det inte krävs återskapande av en struktur, utan det kan räcka med att kompensera för förlust av just funktionen i fråga, till exempel sedimentstabilisering eller upptag av organiskt material.

Det är i princip även möjligt att man vid Steg 2 kommer fram till andra mål än att ”kompensera allt”. I detta fall kan skadebedömningen ligga till grund för en diskussion om vilka av de värden som går förlorade som det är viktigast att kompensera, då behovet kan styras av lokala prioriteringar eller andra typer av bedömningar av vilka funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som är särskilt viktiga på platsen.



Figur 8. Identifiering av kompensationsbehov enligt kaskadmodellen enligt steg 2 av ramverket, exempel på tänkbara utfall: (a) ett omfattande kompensationsbehov identifieras eftersom livsmiljöns hela struktur påverkas, och därmed även underliggande funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter enligt kaskadmodellen (de gröna boxarna i den mittersta kolumnen är identiska med de gröna och mönstrade boxarna längst till höger); (b) ett mindre omfattande kompensationsbehov identifieras om skadan sker på en viss funktion, till exempel minskad förmåga att ta upp näringsämnen eller minskad förmåga att fungera som livsmiljö för viktiga växter och djur, så att endast en del av de underliggande ekosystemtjänsterna och nyttigheterna påverkas (de gröna boxarna i den mittersta kolumnen motsvarar de gröna boxarna i kolumnen längst till höger). Enligt utfall (c) sker samma skada som i b, men kompensationsbehovet har modifierats för att tillmötesgå de (lokala eller nationella) prioriteringar som identifierats under steg 2. Observera att enligt utfall (a) och (b) är det slutliga kompensationsbehovet identiskt med skadan och enligt utfall (c) sker modifieringar endast på nivåerna ekosystemtjänster och nyttigheter.

4.3 Principer för valet av kompensationsåtgärder (Steg 3)

Naturvårdsverket (2016) anger i sin vägledning att kompensationsåtgärder bör lokaliseras och utformas utifrån den eller de ekologiska funktioner de är avsedda att fylla, men att hänsyn också behöver tas till praktiska förutsättningar bland annat när det gäller mark- och vattenåtkomst.

Steg 3 i ECOCOA-ramverket stöder valet av kompensationsprojekt. Det är möjligt att kompensationen kan åstadkommas på olika sätt, och det finns då ett behov av att ta ställning till vilka kompensationsåtgärder som är bäst lämpade i det specifika fallet. Som det kommer att framgå av texten nedan bör det första alternativet till åtgärd som regel vara att kompensera just med den struktur som gått förlorad, och

så nära den ursprungliga platsen som möjligt. Om man gör detta ökar sannolikheten för att kunna uppnå en fullständig kompensation av förluster på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Men kompensation kan också vara inriktad på att istället återskapa de lokalt förlorade funktionerna, ekosystemtjänsterna eller nyttigheterna på andra sätt, som en anpassning till praktiska aspekter eller för att möta mer övergripande målsättningar i samhället. Kompensation på annan plats eller på något annat sätt kan dock göra det svårare att uppnå full kompensation och kan också leda till ett behov av många olika typer av åtgärder som då tillsammans arbetar för att kompensera skadan, vilket kan leda till en större åtgärdsinsats. För att öka chanserna att lyckas med att kompensera så mycket som möjligt av de skador som uppstår föreslås en hierarki vid val av kompensationsåtgärder. För att skapa en överblick av fördelar och nackdelar med olika varianter strukturerar vi dem nedan enligt två enkla frågor.

Den första frågan gäller hur skadan kompenseras – ska kompensationen ske genom att återskapa samma typ av resurs som den som skadats, eller ska man kompensera med någon annan typ av resurs (*in-kind* eller *out-of-kind*). Den andra, lika viktiga, frågan gäller lokaliseringen, det vill säga var kompensationen genomförs. Dessa ställningstaganden sammanfattas nedan och diskuteras vidare av Cole m.fl. 2021.

I första hand bör en skada kompenseras med att återskapa samma typ av resurs som den som skadas (på engelska *in-kind*)

In-kind-kompensation innebär att en skada på en viss livsmiljö, till exempel en ålgräsäng, kompenseras genom att samma typ av livsmiljö (ålgräsäng) återskapas eller restaureras. Denna målsättning har en rad fördelar. Genom att kompensationen sker på nivån ”struktur” i kaskadmodellen (Figur 2) maximeras sannolikheten att även alla funktioner och ekosystemtjänster som är beroende av denna återskapas, och även icke-instrumentella värden vilka kan vara svåra eller omöjliga att kompensera på lägre nivå i kaskadmodellen. Själva kompensationen blir dessutom enklare, i jämförelse med andra alternativ (se nedan), eftersom endast en åtgärd behövs och det krävs mindre kunskap och utvärderingar för att kvantifiera skada och kompensationsbehov på underliggande funktioner och ekosystemtjänster.

Om det inte är möjligt att kompensera den skada som uppstått med samma typ av resurs, till exempel för att metodik eller lämpliga områden saknas, kan ett annat alternativ vara att använda *out-of-kind*-kompensation. Vid denna typ av kompensation ersätts någon annan form av struktur än den som skadas, till exempel en förlorad ålgräsäng kompenseras genom att lägga ut ett stenrev med tångplantor som stabiliserar botten och gynnar fiskreproduktion. Detta kommer sannolikt inte att generera samma nivå av kompensation som *in-kind*, men kan vara en alternativ utväg för att i möjligaste mån minska omfattningen av skada. Även vid *out-of-kind*-kompensation är det lämpligt att åtgärderna inriktas på en så hög nivå i kaskadmodellen som möjligt, för att öka möjligheten att kompensera skador på icke-instrumentella värden och för att minska antalet separata åtgärder som behövs. *Out-of-kind*-lösningen leder nämligen till ett mer komplext kompensationsprojekt jämfört med *in-kind*-alternativet. Till exempel leder en skada på en ålgräsäng även till skada på en stor mängd ekosystemtjänster och nyttigheter som var och en måste kompenseras. *Out-of-kind*-kompensation är därför även den lösning som kräver störst kunskap om länkarna i kaskadmodellen för det påverkade habitatet. Risken är även större för att kompensationen blir ofullständig. Speciellt är risken stor att förluster av biologisk mångfald inte kompenseras.

En viktig avgränsning vid *ekologisk* kompensation, även vid *out-of-kind*-kompensation, är att fokus ligger på att kompensera fysiska förluster med fysiska åtgärder.⁶ Andra typer av kompensation kan till exempel handla om att kompensera förluster genom att ge pengar till de som har vidkänt förlusten och som de sedan får göra vad de vill med, men denna typ av ekonomisk kompensation ingår inte i vårt ramverk, eftersom man då inte möter det övergripande syftet att säkerställa allmänna naturvärden och ekosystemtjänster.

Även om man vid ekologisk kompensation fokuserar på att kompensera för fysiska förluster i miljön med fysiska åtgärder, kan själva kompensationsprocessen ändå innefatta monetära transaktioner. Detta kan möjliggöras till exempel genom så kallad *habitat banking*⁷, eller *water improvement funds*⁸, så att särskilda plattformar upprättas för att underlätta kompensationsprocessen i förhållande till praktiska och juridiska problem som kan vara svåra att överbrygga för en enskild aktör. Den särskilda fiskeavgiften som används i Sverige, och som tas upp i Avsnitt 5.4, kan ses som en plattform som skulle kunna möjliggöra *out-of-kind*-kompensation i linje med dessa tankegångar, om den utvecklas vidare.

On-site-kompensation genomförs vid det kustområde som skadats, och ekosystemtjänsterna kan nyttjas av de som påverkas av skadan

Närhetsprincipen anger att kompensation av de förlorade naturvärdena i första hand ska ske i nära anslutning till det som går förlorat (Miljösamverkan Sverige 2019). *On-site* innebär att kompensationen genomförs inom samma plats som där skadan skedde. Det kan dock finnas anledningar som gör att kompensationen i stället behöver genomföras på annan plats, till exempel kan det saknas praktiskt lämpliga lokaliseringalternativ i den omedelbara närheten. I vissa fall kan det även vara aktuellt att välja en plats som kan ge ett mervärde, till exempel ett ställe där behovet av eller efterfrågan på de genererade ekosystemtjänsterna är större. *Off-site*-kompensation innebär att kompensationen utförs så långt ifrån skadan att dess effekter inte når skadeområdet.⁹ Vid *off-site*-kompensation behöver därför ytterligare åtgärder inom skadeområdet beaktas för att kompensera de som drabbats av skadan. En *off-site*-kompensation är därför mer komplex och omfattande än en *on-site*-kompensation. Definitionen av *on-site* eller *off-site* kan ibland uppfattas som svår. Av naturliga skäl kan kompensationen inte ske på exakt samma position som där skadan skedde, då det i så fall snarare är frågan om återställning, som är en del av skadelindringshierarkin (och därmed ingår i tillåtlighetsprövningen enligt den tvådelade processen, se Avsnitt 2.1). En riktlinje är att det är fråga om *on-site*-kompensation om kompensationen når de individer som drabbas av skadan.

⁶ Detta motsvarar närmast begreppen *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) respektive *Resource equivalency analysis* (REA) som används av NOAA (2021).

⁷ Se till exempel projektet EcoComp <https://www.mynewsdesk.com/se/calluna/news/ecocomp-plattform-foer-ekologisk-kompensation-och-kolinlagring-393576>.

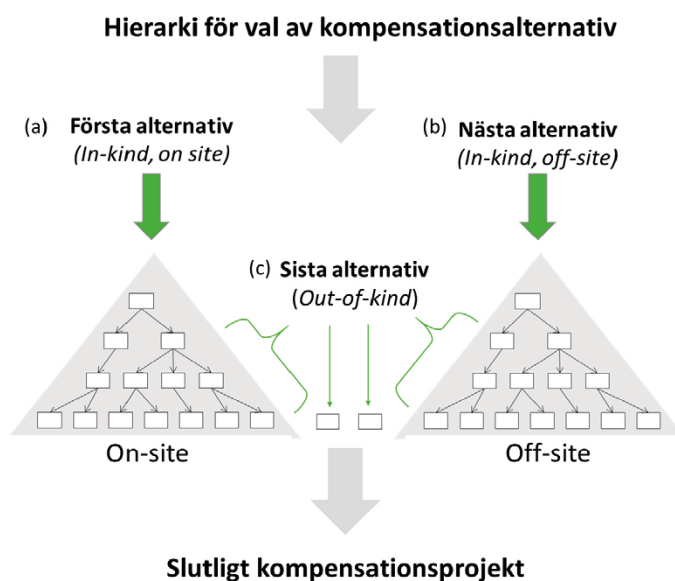
⁸ Se till exempel projektet SEABASED measures. <https://seabasedmeasures.eu/seabased-project/background-objectives/>.

⁹ På engelska används ordet *Biodiversity Offsetting* ofta för denna process.

För att nå en så effektiv kompensation som möjligt bör en skada i första hand kompenseras *in-kind, on-site*, i andra hand *in-kind, off-site*, och i sista hand *out-of-kind*

En sammanfattning av de olika avgörandena inom steg 3 illustreras i Figur 9. Enligt den föreslagna hierarkin bör en skada i första hand kompenseras *in-kind, on-site*. I andra hand kan *in-kind, off-site*-kompensation 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 lokalt i detta område (Figur 9; för en vidare diskussion, se Cole m.fl. 2021).

I sista hand kan *out-of-kind*-kompensation vara ett alternativ, om det inte är möjligt att kompensera den skada som uppstått med samma typ av resurs. Sådana åtgärder kan riktas antingen på skadeplatsen eller på annan plats. *Out-of-kind*-åtgärder förväntas 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. *Out-of-kind*-kompensation är dock det alternativ som kräver störst kunskap om kopplingar inom kaskadmodellen för den påverkade livsmiljön för att kunna bedöma och skatta kompensationsbehov för uppkomna skador. Det är också det alternativ som medför störst risk för att kompensationen blir ofullständig, framför allt när det gäller kompensation av biologisk mångfald.



Figur 9. Schematisk illustration av olika kompensationsalternativ. a) *In-kind, on-site*-kompensation identifieras som förstahandsvalet. b) *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. c) *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. En fördjupning av fördelningsproblematik i denna situation presenteras av Cole m.fl. 2021. Den senare kategorin av åtgärder kommer sannolikt inte att generera samma nivå av kompensation som alternativ a och b, men gör att man kommer närmare ”ingen nettoförlust” än om man inte utför någon kompensation alls.

Kompensation av tidsfördröjningar

Naturvårdsverket (2016) framhåller även vikten av att beakta tidsaspekten. Hur lång tid en kompensationsåtgärd behöver ha en effekt baseras på hur lång tid de negativa effekterna som de ska kompensera för beräknas kvarstå. Vissa åtgärder har en positiv effekt som klingar av med tiden, medan naturvårdsnyttan hos andra åtgärder är liten i början men ökar successivt (Miljösamverkan Sverige 2019).

Oavsett vilket angreppssätt som tillämpas för kompensationen 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), det vill säga den tid det tar för genomförda åtgärder att fullt ut avhjälpa och kompensera en miljöskada (Naturvårdsverket 2016). Ju längre tid det tar för skadan att läka och ekosystemtjänsterna att återskapas desto mer behöver man kompensera för att uppnå full kompensation genom kompletterande eller utökade åtgärder (NOAA 2014; se även Tabell 1 i Avsnitt 5.1).

Tidsaspekten behöver även beaktas vid uppföljningen av kompensationsåtgärden (se Avsnitt 4.4.). Vid behov behöver anpassningar göras för att säkerställa att målen kan nås.

4.4 Kvantifiering och uppföljning (Steg 4)

Genom att synliggöra skada och kompensationsbehov och matcha dessa kvantitativt (Steg 1–3) hjälper kaskadmodellen till att identifiera vad som ska mätas och följas upp (Steg 4).

Vid skada på strukturnivå är ett givet kvantitativt mått arealen av en viss naturtyp eller livsmiljö som går förlorad. För att detta inte ska vara för trubbigt är det dock viktigt att även inkludera någon form av kvalitetsmått (Miljösamverkan Sverige 2019). Valet av kvalitetsmått kan tas fram tillsammans med den lokala bedömningen, men för att få en enhetlighet och jämförbarhet mellan områden kan det vara bra att samordna med befintliga sätt att mäta kvalitet¹⁰, till exempel inom EU:s Habitatdirektiv eller i förhållande till FN:s system för ekosystemräkenskaper.¹¹ Aspekter som kan beaktas för att arealen ska räknas in är till exempel att täckningsgrad av habitatbildande art är över en miniminivå, eller graden av störning från mänsklig verksamhet under en minsta tillåten nivå. I många fall kan redan etablerade indikatorer som speglar naturmiljöns kvalitet vara ändamålsenliga, med hänvisning till miljömålen eller miljökvalitetsnormer, vilket är att föredra för att uppnå enhetlighet mellan olika förvaltningsområden.

Medan aspekten ”struktur” relativt enkelt kan låta sig följas upp genom att mäta ytenheter som uppfyller ett visst kriterium, enligt stycket ovan, kräver uppföljning på nivåerna ”funktion”, ”ekosystemtjänst” eller ”nyttighet” som regel andra typer av indikatorer eller mätvärden. Möjliga mätvärden och mål när det gäller funktion kan vara till exempel reproduktionsframgång hos fisk inom livsmiljön, målsättningar för producerad biomassa, eller antal av arter enligt en på förhand fastställd lista.

Naturvårdsverkets (2017) förteckning över ekosystemtjänster innehåller många exempel på hur ekosystemtjänster samt deras associerade nyttigheter kan mätas.

¹⁰ Eng. *habitat condition, habitat integrity*

¹¹ <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>

De exempel som ges där kan dock behöva utvecklas mer specifikt för att mer direkt kunna tillämpas för olika livsmiljöer i kustzonen. Sådana mätvärden kan med fördel fokusera på biofysiska aspekter (till exempel mängd bundet kol, mängd producerad fisk för mänsklig konsumtion), då detta underlättar en uppföljning av kompensationsens effektivitet. De kan dock även mätas monetärt, speciellt med avseende på nyttigheter (värdet av fångsten, eller människans upplevda värde av en viss ekosystemtjänst). Några utökade exempel ges av Cole och Moksnes (2016) och Sundblad m.fl. (2020, se Box 2).

Box 2. Kvantitativt exempel baserat på kaskadmodellen

I en separat fallstudie har vi visat ett exempel på hur man kan analysera hela kedjan från miljöåtgärder till ekonomiska effekter i kustområdet. Sådana analyser är viktiga i flera situationer – både när man vill utvärdera effekten av olika politiska beslut, miljöåtgärder och när man behöver beräkna hur mycket en skada på miljön kostar samhället. Vårt exempel baserar sig på att tillgången till lek- och uppväxtområden (struktur) påverkar hur många stora fiskar som kan produceras (funktion). I områden med mer lek- och uppväxtområden är bestånden av stora rovfiskar starkare, vilket är bra för födoväven och fisket (ekosystemtjänster och nyttigheter).

Vår studie grundar sig på att utbredningen av lek- och uppväxtområden för abborre och gös i skärgårdsområdet mellan Södermanland och Uppsala län har kvantifierats. Abborre och gös är viktiga både för det kommersiella fisket och för fritidsfisket. Båda arterna leker på våren och lever sin första sommar i grunda och varma vikar och fjärdar.

Vi beräknade hur mycket stor rovfisk som kan produceras från dessa områden vid olika påverkansnivåer. Graden av påverkan kvantifierades via siktdjupet, eftersom det är en etablerad indikator för övergödning. Minskad övergödning leder till klarare vatten. En viktig skillnad mellan arterna är deras anpassning till siktdjupsförhållanden, där abborre föredrar klart vatten och gös grumliga miljöer.

Genom att beräkna hur förändringar i siktdjup påverkar fiskarnas rekryteringsmiljöer och hur mycket stor fisk som produceras, kunde vi kvantifiera mängden fisk vid olika siktdjupsnivåer. Vid en förbättring av siktdjupet med 11 % i det aktuella området, vilket motsvarar målnivån inom aktionsplanen för Östersjön enligt HELCOM (2007), förväntades mängden abborre öka med ca 13 %, men mängden gös samtidigt minska med ca 18 %.

Sedan använde vi betalningsviljan för ökade fångster utifrån svar från en enkätstudie riktad till allmänheten och till medlemmar i Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund (Sportfiskarna). Enligt beräkningarna motsvarade en ökning av siktdjupet till målnivån ökade abborrfångster till ett värde av ca 8 kronor per fisketimme, och minskade gösfångster motsvarande en förlust med ca 9 kronor per fisketimme. Ensam indikerar det här resultatet ett nollsummespel, men eftersom abborrfisket är ca 6 gånger större än fisket efter gös förväntar vi oss att en minskad övergödning (ökat siktdjup) resulterar i en ekonomisk nettovinst för fritidsfisket på de här arterna.

Studien illustrerar därmed hur en nyttighet kan värderas ekonomiskt utifrån påverkan på underliggande strukturer, funktioner och ekosystemtjänster. Undersökningen kunde endast inkludera de två fiskarter där det fanns tillräckligt med uppgifter för att göra beräkningarna. Det är dock sannolikt att även andra viktiga arter för fisket, som till exempel gädda och öring, också skulle gynnas av klarare vatten. För en mer komplett ekonomisk analys kan även kostnaderna för att ändra siktdjupet beaktas, men då behöver även en analys av effekter i andra delar av ekosystemet inkluderas, i tillägg till de som studerats här. Läs mer: Sundblad m.fl. (2020)

Uppföljningen gör det möjligt att utvärdera om kompensationsåtgärderna har nått uppsatta mål. Beroende på uppföljningens utfall kan det finnas skäl att identifiera ytterligare kompensationsåtgärder eller andra förändringar för att säkerställa att identifierade målsättningar verkligen uppnås. I dagsläget finns det få faktiska fall där man har följt upp effekten av planerade kompensationsåtgärder i kustmiljö (se Avsnitt 5.2–5.3 nedan, se dock Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016, som nämns i Avsnitt 4.5).

Specifikt för kustmiljöer gäller även att det finns ett behov av att öka kunskapen av kompensationsåtgärders effektivitet på en generell nivå. Att följa upp åtgärder och dela kunskapen om dessa bidrar då till ett gradvis ökat lärande som gör det möjligt att göra motsvarande efterkommande processer mer effektiva. Detta gäller generellt för både kompensationsåtgärder och restaureringsåtgärder i kustområdet (Avsnitt 3.2).

4.5 Potentiella kompensationsåtgärder för kustmiljöer

Vid kompensationsåtgärder är det viktigt att säkerställa att åtgärderna medför verklig naturvårdsnytta, och de ska vid behov kunna fylla sin funktion även på lång sikt (Naturvårdsverket 2016). Åtgärder som kan öka naturvärden eller förbättra ekologisk funktionalitet är ofta lämpliga (vilket motsvarar åtgärder riktade mot ”struktur” och ”funktion” i kaskadmodellen). Sådana kompensationsåtgärder handlar ofta om restaurering, men de kan också innebära till exempel nyskapande, skötsel, anpassat brukande, eller skydd mot exploatering. Här ger vi en översikt av några metoder som kan vara relevanta för att restaurera, det vill säga återskapa eller stärka, typiska livsmiljöer i svenska kustområden. Några nyckelreferenser ges i texten, och en mer ingående översikt finns i Kraufvelin m.fl. (2021b). För att kompensationsåtgärderna ska lyckas är det viktigt att ekologer med erfarenhet av restaurering för respektive livsmiljö och område är inkopplade. Vår sammanställning visar att det fortfarande finns ett stort behov att utveckla kunskapen om olika åtgärder och deras effektivitet (se även Bayraktarov m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2021b). En kunskapsåterföring, både internationellt och nationellt, är viktigt för det samlade restaureringsarbetet och för att utveckla en verktygslåda för åtgärder.

Ålgräsängar

Ålgräsängar beskrivs närmare i Avsnitt 5.1.

För restaurering av ålgräs finns idag en nationell vägledning för alla viktiga steg i restaureringsprocessen: utvärdering av lokaler, skörd och plantering, samt utvärdering av resultat (Moksnes m.fl. 2016b). Plantering av skott är den metod som rekommenderas i Sverige eftersom frösådd ger för låg överlevnad, bland annat på grund av hög fröpredation från krabbor (Infantes m.fl. 2016a,b). Det finns exempel på lyckade resultat från experimentell skala till över 1000 m² för restaurering av ålgräs både på den svenska västkusten och i Kalmarsund (P. Moksnes, opubl. data, Nilsson och Jönsson 2019) och idag pågår flera projekt där över en hektar med ålgräs ska planteras (pers. kom. P. Moksnes). En förutsättning för en lyckad restaurering är att vattenkvaliteten är tillräckligt god och att andra belastningar som kan påverka ålgräset inte är ett hinder (Moksnes m.fl. 2018). Idag pågår studier med att täcka lerbottnar med sand för att minska uppgrumling av sediment och därigenom för-

bättra vattenkvaliteten och möjliggöra restaurering av ålgräs (Moksnes, opubl. data). Nyligen har interaktioner mellan ålgräs och musslor undersökts i restaurerings-sammanhang (Gagnon m.fl. 2020, 2021, Meysick m.fl. 2020). I norra Egentliga Östersjön har en del framgång setts på experimentell skala när transplanteringen kombinerats med tillsats av musslor och biologiskt nedbrytbara substrat, tillverkade av potatisavfall, för att gynna musslornas vidhäftning (Gagnon m.fl. 2021). Negativa effekter rapporteras sällan, även om det kan finnas risk för att donatorängar skadas i samband med transplantering. Studier på västkusten visar dock att minst en tredjedel av alla skott inom en äng kan skördas utan att negativa effekter kan detekteras i det skördade området efter 3 månader (Moksnes m.fl. 2016b).

Ledtid. Cirka 1–2 år (Moksnes m.fl. 2016a, b).

Kostnader. Kostnaderna på svenska västkusten uppskattas till 1,2–2,5 miljoner kronor per hektar restaurerat ålgräs vilket inkluderar också utvärdering av lokaler och resultaten (Moksnes m.fl. 2016a, b). Bayraktarov m.fl. (2016) ger ett medianpris för västvärlden på 4 miljoner kronor per hektar restaurerat sjögräs. de Groot m.fl. (2012) presenterar ett prisspann på 2,5–6,0 miljoner kronor per hektar för kust-ekosystem generellt inklusive sjögräs.

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Det finns exempel på användning av restaurering av ålgräs som en metod för ekologisk kompensation från Göteborgs hamn, se Avsnitt 5.2.

Mjukbottenvegetation (annan än ålgräs)

Vegetationsklädda mjukbottnar karakteriserade av fröväxter med ursprung i sötvatten eller brackvatten, och även av kransalger, utgör livsmiljöer längs Sveriges syd- och ostkust, framför allt i områden med lägre salthalt. Växterna har stor inverkan på ekosystemprocesser och ekosystemtjänster genom att fungera som ett filter mellan land och vatten samt mellan botten och vattenmassan (Degerman m.fl. 2017, Bryhn m.fl. 2020). De har även en roll för att stabilisera sediment och öka syretillförseln i bottenarna, samt utgör viktiga habitat för fisk och ryggradslösa djur.

Vegetationen kan restaureras genom transplantering, sådd, eller utplantering av övervintringsknoppar, men även till exempel genom skörd av oönskad konkurrerande vegetation. Den kunskap som finns kommer framför allt från sötvattens-ekosystem, medan metoderna är relativt otestade i brackvatten. Information från svenska sjöar och vattendrag finns till exempel i Degerman m.fl. (2017), medan Torn m.fl. (2010) ger information för kransalger i brackvatten i Estland. Framgångsrika restaureringsmetoder från sötvattenssystem kan möjligen användas i brackvattensområden (Shafer och Bergström 2010). Exempel på möjliga negativa konsekvenser är konflikter med båttrafik, bad, och annan rekreativ användning, samt risk för att donatorområden skadas i samband med transplanteringsåtgärder.

Ledtid. En grov uppskattning är liknande som för ålgräs, ca 1–2 år (Moksnes m.fl. 2016a). Återskapande av fullständiga växtsamhällen kan vara en mycket långsam process som kan ta upp till 20–40 år (Hilt m.fl. 2006, Bakker m.fl. 2013).

Kostnader. Kostnaderna torde motsvara de för ålgräs, ca 1,2–6,0 miljoner kronor per hektar (de Groot m.fl. 2012, Bayraktarov m.fl. 2016, Moksnes m.fl. 2016a, b).

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Kompensationsåtgärden har enligt vår kännedom inte använts i svenska kustområden.

Grunda naturligt vegetationsfria mjukbottnar

Sandbotten och andra mjuka botten har stor betydelse för flera fiskarter, kräftdjur och andra ryggradslösa djur (Kraufvelin m.fl. 2018). Till exempel plattfiskar som rödspätta, piggvar och skrubbskädda är beroende av dessa livsmiljöer som uppväxtområde och födosöksområde.

Restaurering av naturligt vegetationsfria mjukbottnar går ut på att man täcker över den skadade havsbotten med nytt material och/eller jämnar ut den för att möjliggöra en naturlig återkolonisering av arter. Om marken är påverkad av miljöfarliga ämnen kan ytterligare åtgärder vara nödvändiga, som bedömning av spridningsrisk och eventuellt avlägsnande av det påverkade sedimentet. Hur återhämtningsprocessen ser ut därefter beror i hög grad på vilka arter som förekommer i närområdet, deras livscyklar, rörlighet och tillgång på föda (till exempel Lewis m.fl. 2002, Norkko m.fl. 2006, Stocks och Grassle 2001). Storleken på det område som påverkats har stor betydelse för hur snabbt makrofaunasamhällen koloniserar, hur successionen ser ut och hur fullständig återhämtningen blir (Lewis m.fl. 2002, Bolam m.fl. 2006, Norkko m.fl. 2006). Återhämtningen kan möjligen påskyndas om det finns ostörda områden i närheten som kan stöda en återkolonisering av organismer (Hulth och Sundbäck 2009). Risker i samband med åtgärden är att det kan vara svårt att rekonstruera de rätta proportionerna av sand, lera och grus, samt att området där materialet hämtas kan påverkas.

Ledtid. Återhämtningstiden för miljön efter muddring, dumpning och efter marina sand- eller grusuttag varierar, och beror som regel på den naturliga successionen.

Bottensamhället kan återfå sin ursprungliga funktion och produktion inom några år efter muddringen, men en återhämtning av artsammansättningen kan ta mycket längre tid (Blomqvist 1981, Lewis m.fl. 2002, Larson och Sundbäck 2012, Karlsson m.fl. 2020). För fisk beror utfallet på årstiden, men återhämtning kan ske nästan genast eller inom något år.

Uppgifter om kostnader. Cooper m.fl. (2013) beräknade kostnader för restaurering genom övertäckning av en lokal på 84 hektar för marina uttag i Themsens estuarium, Storbritannien, till motsvarande 115 000 kronor per hektar, vilket omfattar kostnader för den fysiska restaureringen, tillstånd och licenser, kompensering för koldioxidfotavtryck och undersökningskostnader. Pågående studier med sandtäckning längs Västkusten, för att möjliggöra restaurering av ålgräs, visar på betydligt större kostnader (totalt 3,8 miljoner kronor per hektar) där cirka en tredjedel av kostnaden utgörs av kostnader för tillstånd och samråd med markägare (pers. kom. P. Moksnes).

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige. Inga uppgifter. I Norge har Barton (2008) tagit fram en kostnadseffektivitetsbedömning av åtgärder för att efterbehandla kontaminerade sediment i relation till uppfyllandet av Vattendirektivet.

Tångbälten (fleråriga makroalger på hårda botten)

Tångbälten med fleråriga brunalger, till exempel blåstång, sågtång eller tareskogor, hyser en hög biologisk mångfald av olika arter av ryggradslösa djur och alger. De fyller en viktig funktion som lek- och födosöksområde för flera fiskarter.

Makroalger restaureras vanligen genom transplantering av vuxna individer fästa vid stenar, till exempel blåstång (Kautsky m.fl. 2019, 2020), och i relativt högre salthalt

kan restaurering av andra marina makroalger även vara relevant. Andra metoder är till exempel förstärkande av algrekrytering i laboratorium (Verdura m.fl. 2018), direkt sådd (Verdura m.fl. 2018), avlägsnande av lokala växtätare (Tracey m.fl. 2014), samt konstgjorda rev (Carney m.fl. 2005). Exempel på risker i samband med vissa av dessa metoder är att restaurerade makroalgsbälten tar utrymme av andra habitat och att donatorområden skadas. För restaurering av blåstång finns idag en detaljerad handbok som beskriver alla viktiga steg i restaureringsprocessen (Kautsky m.fl. 2020). För transplantation av blåstång har ännu ingen framgång över längre tid påvisats (Engqvist m.fl. 2000, Berger m.fl. 2001, Kautsky m.fl. 2019, 2020, Christie och Fredriksen 2011), men se Krost m.fl. (2018) från Kielbukten. Kautsky m.fl. (2019, 2020) anger epifytbiomassa, ljus, betningstryck och substrattyp som faktorer som måste beaktas för att uppnå framgångsrik restaurering av blåstång i Östersjön. Nyligen har lovande resultat uppvisats för restaurering av algen sockertare (*Saccharina latissima*) i Skagerrak, genom en teknik som använder så kallat "grönt grus" (Fredriksen m.fl. 2020). Sporer odlas (i grus) i laboratorium tills algerna är 2–3 cm och då förflyttas gruset ut i fält. Sådan utplacerad sockertare har uppvisat hög överlevnad och tillväxt över 9 månader, även när den släppts ner till botten från vattenytan. Tekniken är billig, enkel och kan skalas upp för behandling av stora områden och till och med för att introducera gener från mer resilienta tarepopulationer till sådana som är mer sårbara (Fredriksen m.fl. 2020). Metoden kan också kringgå brist på förökningskroppar och brist på hårda substrat och innefattar ingen destruktiv skörd eller transplantation av makroalgsdonatorer (Fredriksen m.fl. 2020).

Ledtid. Åtminstone 4–5 år för blåstång i Östersjön (Kautsky m.fl. 2019, 2020). För övriga metoder måste ledtiden undersökas.

Uppgifter om kostnader. Kostnaderna för restaurering av makroalger varierar internationellt med flera tiopotenser, beroende på art och geografisk region från 250 000 kronor (Campbell m.fl. 2014) till 22,9 miljoner kronor per hektar (Carney m.fl. 2005). För att restaurera tareskog rapporterar Fredriksson m.fl. (2020) kostnader för sådd med "grönt grus" till 65 kronor per kvadratmeter. Även för följande åtgärder finns kostnadsuppskattningar per kvadratmeter: förstärkning genom rekrytering i laboratorium 1150 kronor, respektive direkt sådd 470 kronor (Verdura m.fl. 2018), transplantation 50–1 550 kronor (Carney m.fl. 2005), avlägsnande av lokala växtätare 20 kronor (Tracey m.fl. 2014) och konstgjorda rev 75 kronor (Carney m.fl. 2005). Kautsky m.fl. (2020) presenterar kostnader i form av tidsanvändning. Totalt uppskattas 464 h för att planera, utföra och följa upp framgången för transplantation av 350 blåstångsindivider.

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Transplantering av blåstång har inkluderats i miljödomar för kompensation i östra Sverige, Egentliga Östersjön, även om det saknas uppgifter om faktiska kostnader och positiva resultat från uppföljningar om framgång. Såvitt vi vet innefattar åtgärden att blåstångsindivider flyttas från det område där de riskerar att skadas till ett tillfälligt opåverkat område och sedan vidtar en slutlig transplantation av samma blåstångsindivider till lämpliga delar av det område som skadats när den skadliga verksamheten och dess effekter har upphört.

Blåmusselrev

På många håll i Västerhavet finns det täta musselbottnar eller musselbankar, som höjer sig över havsbotten. Blåmusslorna fungerar som ekosystemingenjörer, genom att erbjuda tredimensionella livsmiljöer, föda och skydd för andra arter och genom att skalen och mellanrummen mellan musslorna utgör mikrohabitat av hög komplexitet. Musselreven påverkar den omgivande fysiska miljön positivt, inklusive strandlinjen, genom att de dämpar vågor, motverkar erosion och stabiliserar botten. Dessutom påverkas vattenkvaliteten positivt genom att vattnet blir klarare då musslorna filtrerar partiklar i vattnet och binder näringsämnen och partikulärt kol.

Restaurering av blåmusselrev avser att stödja naturlig rekrytering av blåmusslor (*Mytilus edulis/trossulus*). Detta kan uppnås genom att till exempel placera ut musselskal (från musselindustrin) eller andra material på botten i områden där larver finns tillgängliga naturligt (Dolmer m.fl. 2009). Alternativt kan larver rekryteras naturligt på juteväv, kokosfiberväv eller motsvarande substrat (som löses upp med tiden). Substratet placeras då inledningsvis ut i vattenmassan för senare förflyttning till botten. Sedan 2017 har projektet 8 fjordar i Halsefjord och Stigfjorden i Bohuslän i samarbete med IVL testat att restaurera historiska blåmusselbankar (Svedberg 2019). För tillfället försöker man reda ut vilka typer av anlagda strukturer, settlingsmaterial och utplaceringssubstrat som bäst gynnar återetablering av musselrev (pers. kom. Å. Strand). Motsvarande försök har även utförts i Danmark (Kristensen m.fl. 2015). Små musselindivider (<45 mm) som skördats inom musselindustrin kan också transplanteras ut på nytt i områden där musslor försvunnit eller minskat kraftigt, vilket kan vara speciellt nödvändigt i områden med högt predationstryck till exempel från ejder, snulror eller strandkrabbor (Christie m.fl. 2020). Exempel på negativa responser från restaurering av musselrev är möjlig försvårad båtnavigering, eller att ett nytt habitat övertar plats av andra marina habitat. I Danmark har man konstaterat ett snabbt återskapande, inom typ 1–2 år, av fungerande musselsamhällen (Dolmer m.fl. 2009). Eftersom restaureringsprojekt inriktade på musselrev fortfarande är ovanliga finns det dock inte mycket uppföljningsdata.

Ledtid. På västkusten kan det uppskattningsvis ta cirka ett år innan man har en återetablering av vuxna musslor (Dolmer m.fl. 2009). Tiden är dock beroende av geografisk plats.

Uppgifter om kostnader. Restaurering av blåmusselrev är troligen en av de mindre kostsamma marina restaureringsåtgärderna, ifall den visar sig vara framgångsrik, men detta beror på vilken typ av metod som används. Det tycks dock ännu inte finnas några kostnadsuppskattningar för Sverige.

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Åtgärden har såvitt vi vet inte använts för ekologisk kompensation i Sverige.

Stenrev

Hårda undervattensrev kan ofta hysa rika samhällen av makroalger och musslor och associerade samhällen av ryggradslösa djur och fisk. I Sverige har sådana rev tidigare funnits vid den södra och sydvästra kusten, men många rev har förstörts eller förlorats på grund av mänskliga aktiviteter som stenfiske eller trålning (se till exempel Kraufvelin m.fl. 2021a,b).

Metoden syftar till att återställa områden där naturliga stenrev har brutits ned eller tidigare avlägsnats (Støttrup m.fl. 2014, Kristensen m.fl. 2017). Rent praktiskt innebär det att placera ut natursten eller sprängsten som kan fungera som undervattensrev för kolonisering av makroalger och associerade samhällen av makrofauna och fisk. Exempel på möjliga risker i havsmiljön är relaterade till förändring av bottenstrukturen, påverkad vattenomsättning, effekter på mjukbottenfauna och det att de nya habitatet tillkommer på bekostnad av andra habitat. Om hårda substrat tillförs områden med övervägande mjuka botten kan det även leda till att de kan fungera som etableringspunkter för främmande arter. Kombination med skydd mot fiske är viktigt för att underlätta snabb återetablering av fisk och undvika överfiske på arter som kan antas bli lättare att fånga. Undersökningar i Danmark indikerar bland annat en ökning av fiskarter som torsk och sej (Støttrup m.fl. 2014), samt även att revet lockar till sig fler tumlare än innan restaureringen (Mikkelsen m.fl. 2013). Liknande positiva effekter har setts i närheten av vindkraftverk i Öresund där stenar placeras ut för att skydda kraftverkens fundament (Bergström m.fl. 2013, Stenberg m.fl. 2015). Generellt har man också vid anlagda stenrev sett en ökning av kommersiellt viktiga fiskarter såsom torsk och sej (Egriell m.fl. 2007, Støttrup m.fl. 2014, 2017, Wikström m.fl. 2016), samt av skaldjur och andra bentiska livsformer (Salonsaari 2009, Pålsson 2009). Befintliga uppföljningar kan ofta inte fastslå om ökningarna för vissa fiskarter beror av attraktion eller om de också avspeglar effekter på populationsnivå (Brickhill m.fl. 2012, Becker m.fl. 2018), men stödet för stenrevs positiva effekter för produktionen verkar öka (till exempel Roa-Ureta m.fl. 2019).

Ledtid. Positiva effekter för makroalger och associerade alg- och djursamhällen uppstår inom veckor till månader (Egriell m.fl. 2007). Effekter på hummer och fisk kan ta längre tid, till exempel cirka 2–3 år rapporteras innan positiva effekter ses av etablerade stenrev i kombination med inrättande av fiskefria zoner (Wikström m.fl. 2016).

Uppgifter om kostnader. Anläggning av stenreven vid Vinga kostade ca 12 miljoner kronor (Salonsaari 2009, Wikström m.fl. 2016), gällande sju rev som anlades på 20–37 m djup och omfattade 800 000 m³ sprängsten. De enskilda reven är 130–380 m långa, 30–45 m breda och 4–14 m höga och revens högsta punkter är belägna 12–25 m under vatten (Egriell m.fl. 2007). Restaurering av 7 ha och stabilisering av 6 ha stenrev vid Læsø Trindel i Danmark kostade 48 miljoner kronor (Støttrup m.fl. 2014, 2017).

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Utplacering av sju stenrev gjorda av sprängsten vid Vinga i samband med utvidgning av Göteborgs hamn kan i princip anses som ett fall av ekologisk kompensation då ett hårt habitat nära hamnen avlägsnades och ersattes av hårda habitat längre ut (Egriell m.fl. 2007, Wikström m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. under arbete).

Kustnära våtmarker

Kustnära våtmarker har ofta en hög biologisk produktion, då de värms upp snabbt under våren och försommaren. De kan också ha stora värden som närsaltsfällor. Rikliga bestånd av vattenväxter i våtmarkerna ger skydd för fiskyngel, hyser även lämpliga bytesdjur för dessa, samt är viktiga för fågellivet. I Östersjön är kustnära våtmarker mycket betydelsefulla reproduktionsområden för flera kustnära fiskarter, till exempel gädda, abborre och karpfiskar.

Våtmarker kan återskapas till exempel genom uppdämningar som möjliggör att vatten hålls kvar längre i systemet. Förekomst av översvämmad vegetation under våren gynnar till exempel gäddrekrytering (Nilsson m.fl. 2014). Våtmarkerna kan även fungera som näringsfällor från land. Uppskattningsvis 100 våtmarker har restaurerats längs den svenska ostkusten för att framför allt förbättra reproduktion och rekrytering av gädda och abborre. Hinder för fiskreproduktion har därtill avlägsnats i ungefär 40 rinnande kustvatten i Sverige (Hansen m.fl. 2020). Exempel på negativ respons är eventuell störning på terrestra ekosystem, andra akvatiska ekosystem av annan typ eller vissa fågelarter. Restaurering av kustnära våtmarker som förökningsområden framför allt för gädda har i många fall visat sig ge en kraftigt ökad yngelproduktion (Nilsson m.fl. 2014, Larsson m.fl. 2015, Hansen m.fl. 2020). Positiva effekter för den vuxna populationen är ännu inte väletablerade, men några undersökningar indikerar detta (Fredriksson m.fl. 2013, Hansen m.fl. 2020).

Ledtid. Oftast behövs minst ett år för att se öknningar i yngelproduktion och yngelutvandring av gädda (Nilsson m.fl. 2014). Generellt uppskattas det att våtmarkers ekologiska funktioner kan restaureras inom 20 år (Borja m.fl. 2010).

Uppgifter om kostnader. Kostnader för 1 ha restaurerad våtmark uppskattas till 100 000–200 000 kronor (inklusive planering och restaurering, men utan efterföljande kostnader för övervakning). Globalt presenterar de Groot m.fl. (2012) ett kostnadsspann på 0,15–6 miljoner kronor per restaurerad hektar kustvåtmark.

Användning vid ekologisk kompensation i Sverige eller närområden. Såvitt vi vet har inte kustnära våtmarker restaurerats i Sverige som en form av ekologisk kompensation, men det torde finnas en hög potential att använda våtmarksrestaurering för detta ändamål.

5. Tillämpningar i förhållande till ramverket

För att utvärdera nuvarande och möjliga tillämpningar av ekologisk kompensation i förhållande till det konceptuella ramverket har vi relaterat det till ett antal teoretiska och verkliga exempel. Vi har dels använt ett teoretiskt fullständigt exempel som beskriver förlust av ålgräsängar, eftersom detta är en av de mest välstuderade livsmiljöerna ur ett kompensationsperspektiv (Avsnitt 5.1). Vi har även undersökt befintliga fall baserat på domslut gällande tillståndspliktig vattenverksamhet (Avsnitt 5.2) och analyserat ramverket i relation till dagens hantering av småskalig exploatering i kustområden (Avsnitt 5.3), samt särskild fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv (Avsnitt 5.4). Slutligen har vi utvecklat tankar kring hur möjliga tillämpningar av ramverket skulle kunna se ut för andra livsmiljöer än de som behandlas i ålgräsexemplet (Avsnitt 5.5).

5.1 Tillämpning av kaskadmodellen – exempel med ålgräs

För att illustrera hur kaskadmodellen kan användas vid ett kompensationsärende har vi valt ett fall där en ålgräsäng förstörs vid en kustexploatering, till exempel vid konstruktion av bryggor och muddring för en småbåtshamn. Vi har valt ålgräs som exempel eftersom det är en miljö som ofta påverkas negativt vid olika mänskliga aktiviteter längs kusten, samt därför att kunskapsläget är ovanligt gott när det gäller vilka ekosystemtjänster och nyttigheter som ålgräsängar kan ge människan (till exempel Cole och Moksnes 2016, Eriander m.fl. 2017, Moksnes m.fl. 2021).

Ålgräsängar brukar kallas ekosystemingenjörer eftersom de förändrar både den fysiska, kemiska och den biologiska miljön där de växer, vilket genererar en lång rad viktiga ekosystemtjänster. Lite förenklat kan man säga att ålgräsängar ger tre olika ekosystemfunktioner: (1) habitat (livsmiljöer) för växter och djur, (2) dämpning av vågor och stabilisering av sedimentet, samt (3) upptag och långtidsförvaring av organiskt material (Figur 10a). Dessa funktioner genererar var och en i sin tur flera ekosystemtjänster och nyttigheter. Habitat-funktionen ger både ökad produktion av fiskar och kräftdjur, samt, förhöjd biologisk mångfald, vilket ger nyttigheter i form av större fångster av kommersiella arter och till exempel förbättrad rekreation och utbildning. Funktionen att dämpa vågor och stabilisera sedimentet minskar stranderosion och uppgrumling av sediment, vilket bland annat förbättrar vattenkvalitet och rekreationsvärdet lokalt. Upptag av organiskt material, inklusive kol och näringsämnen, minskar negativa klimateffekter respektive övergödning (Cole och Moksnes 2016).

I fallet där en ålgräsäng helt förstörs vid kustexploatering sker skadan på strukturnivå, högst upp i kaskadmodellen, varför alla underliggande funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter också går förlorade. I detta exempel påverkas totalt sex olika ekosystemtjänster och nyttigheter som måste ersättas vid en ekologisk kompensation (Figur 10a). Vid skadebedömning beskrivs skadan lämpligast med en enhet som reflekterar den planerade kompensationsåtgärden. Om kompensationen ska ske *in-kind* genom att plantera en ny ålgräsäng beskrivs skadan bäst i enheten areal förlorat eller skadat ålgräs. Om åtgärden ska ske på lägre nivå beskrivs skadan lämpligast i en enhet som beskriver skadan på den nivån, till exempel som minskad produktion av torsk eller minskad biologisk mångfald, försämrat siktdjup, frisättning av kol och näringsämnen, och så vidare. Det är också viktigt att beakta att den tidsperiod som förflyter mellan skadetillfället och tills alla ekosystemtjänster till fullo har återskapats behöver vägas in, för att ta hänsyn till förluster av nyttigheter över tid. Om inte kompensationen sker innan skadan sker, medför det alltid att en större areal ålgräs måste planteras än den som skadas. Moksnes m.fl. (2016a) har tagit fram rekommendationer för ökning av kompensationens omfattning för att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster vid försening (Tabell 1).

Tabell 1. Rekommenderad ökning av kompensationens omfattning vid försening av genomförandet av restaureringen. Syftet är att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster. Ökningen av omfattningen anges som procentuell ökning av restaurerad areal i förhållande till storleken på förseningen (Källa: Moksnes m.fl. 2016a).

Försening (månader)	% ökning av arealen
0–3	0
4–6	7
7–12	17
13–18	27
19–24	38
25–30	50
31–36	63
37–42	76
43–48	90
49–54	106
55–60	122

Som framgick av Avsnitt 4.3 förespråkas att en kompensation i första hand ska ske på strukturnivå genom att återskapa den miljö som skadats (*in-kind*) på den plats där skadan skedde (*on-site*). I vårt exempel skulle detta innebära att en ny ålgräsäng planteras i samma vik där ången förlorades. Fördelen med att kompensera på strukturnivå är att alla förlorade ekosystemtjänster och nyttigheter också återskapas, per automatik, om restaureringen är lyckad (Figur 10a). Om restaurering sker inom samma område som där skadan skedde är sannolikheten också större att alla som påverkas av skadan (till exempel badande i området) också kompenseras av åtgärden.

Det är dock vanligt att det inte går att restaurera en ålgräsäng på samma lokal där skadan skedde till exempel för att miljöförhållanden försämrats lokalt till följd av påverkan (till exempel Moksnes m.fl. 2018). I dessa fall kompliceras kompensationen av att vissa ekosystemtjänster riskerar att inte nå skadelokalen och de personer som drabbats av skadan. Överlag är det i kustmiljö en utmaning att hitta

områden som är lämpliga för kompensationsåtgärder.¹² Därför kan fler, kompletterande kompensationsåtgärder behövas på skadeplatsen. I dessa mer komplicerade kompensationsärenden kan kaskadmodellen vara till stor hjälp för att undvika nettoförluster i ekosystemtjänster och biologisk mångfald. För att reda ut behovet av kompletterande kompensationsåtgärder måste avståndet mellan området där skadan ägt rum och där restaureringen sker jämföras med hur stort område från den restaurerade ängen som dess associerade ekosystemtjänster når. Detta avstånd varierar dock mellan olika ekosystemtjänster. Till exempel ger koluttag i ålgräsängen nyttigheter för klimatet på en global skala, inklusive skadeområdet. Upptag av näringsämnen och minskad övergödning, samt uppväxthabitat och ökad produktion av fisk fungerar i huvudsak på en regional skala, varför dessa nyttigheter borde nå skadeområdet om restaureringslokalen är inom några kilometers avstånd (inom samma vattenförekomst). Däremot är nyttigheter kopplade till dämpning av vågor och stabilisering av sedimentet mycket lokala och förväntas inte nå skadeområdet om restaureringen av ålgräs sker i en annan vik.

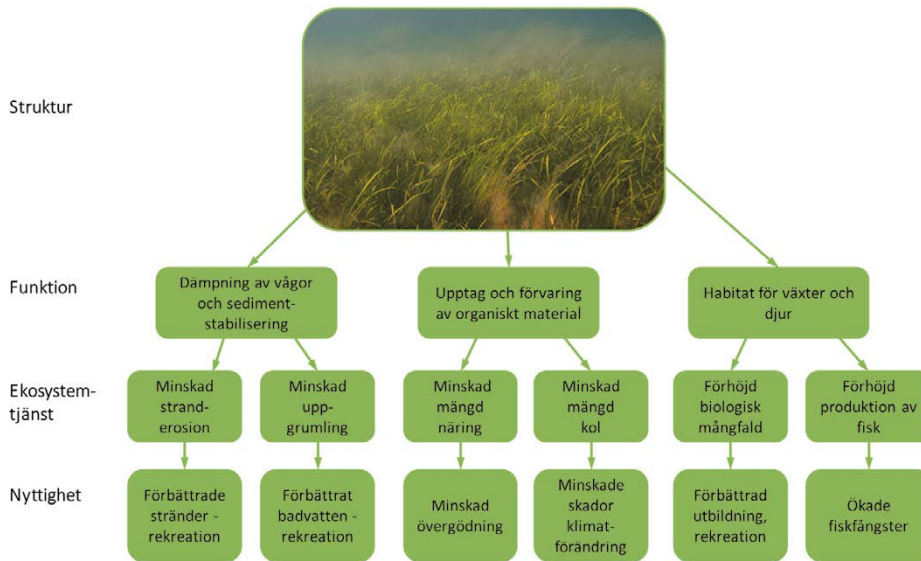
I vårt hypotetiska exempel identifieras ett lämpligt område för restaurering i en närliggande vik (3 km från skadeplatsen), det vill säga kompensationen är av typen ”*in-kind, off-site*”. En ny ålgräsäng på denna lokal förväntas ge full kompensation av den förlorade ängens nyttigheter gällande ”klimatförändring” och ”övergödning”, också på skadeplatsen (exempel på indikatorer: mängd upptagen och inlagrad kol respektive näring). Däremot bedöms åtgärden endast delvis kompensera nyttigheterna från ekosystemtjänsterna ”produktion av fisk” och ”förhöjd biodiversitet” på skadeplatsen (exempel på indikator: täthet av fiskyngel, antal arter inom en definierad kategori), medan ingen kompensation alls bedöms ske för skadeområdet när det gäller ”minskad stranderosion” och ”klart badvatten” (Figur 10b, vänster, exempel på indikator: strandbredd, siktdjup). För att kompensera boende och badgäster i skadeområdet behövs därför en kompletterande kompensationsåtgärd. I detta exempel kunde byggande av en vågbrytare i sten i skadeområdet (*out-of-kind, on-site*-kompensation) både minska stranderosion och ge klarare badvatten, samt utgöra ny livsmiljö för ökad produktion av fisk och förhöjd biologisk mångfald (Figur 10b, höger). Tillsammans kunde kompensationsåtgärderna ”ålgräsrestaurering i närområdet” och ”vågbrytare i skadeområdet” ge full kompensation för samtliga skador (lokalt, regionalt och globalt).

Det är dock viktigt att notera att biologisk mångfald, estetiska och icke-instrumentella värden inte kan kompenseras fullt ut med en *out-of-kind*-kompensation, eftersom det till exempel inte är samma arter som gynnas eller värden som produceras av en ålgräsäng och en vågbrytare av sten.

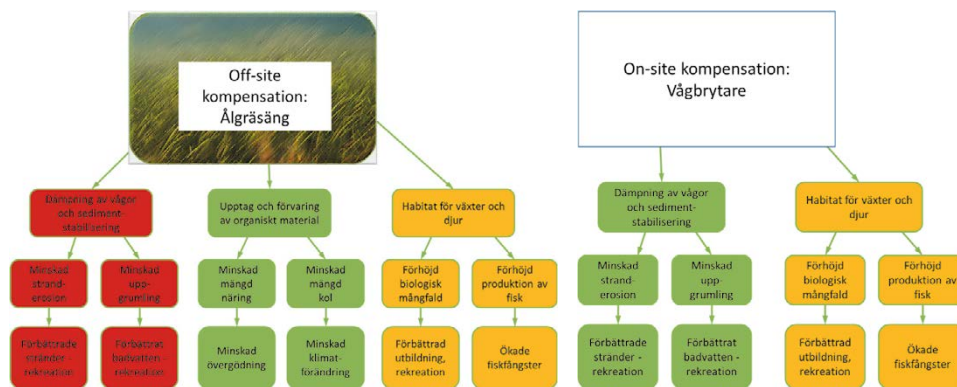
Vidare är det viktigt att följa upp kompensationsåtgärderna och se till att de levererar de ekosystemtjänster som de antagits leverera. Måluppfyllelsen av kompensationsprojektet följs upp genom på förhand identifierade indikatorer och målvärden baserat på skadebedömningen (som i detta fall utgått ifrån att samtliga boxar i Figur 10a skadats, det vill säga en fullständig förlust av ålgräsäng). Det är inte ovanligt att restaurering av ålgräs misslyckas, och om så sker måste nya åtgärder genomföras för att undvika nettoförluster av ekosystemtjänster och biologisk mångfald.

¹² Kommentar från konferensen Restaurering i Marin miljö 11–12 mars 2020, Stockholm och ECOCOA workshopen ”Ekologisk kompensation – hur gör man och vad behövs för att komma vidare?”

a) Kaskadmodell ålgräsäng



b) Kompensationsprojekt



Figur 10. Kaskadmodell och kompensationsåtgärder för ålgräs. (a) Exempel på ekosystemfunktioner, ekosystemtjänster och nyttheter som genereras från en ålgräsäng. Om ålgräsängen förstörs försvinner alla underliggande ekosystemtjänster och nyttheter. (b, vänster) Bedömning av ekosystemtjänster och nyttheter som når skadeområdet från en ny ålgräsäng som planterats 3 km från området där en ålgräsäng förstörts (*in-kind, off-site-kompensation*). (b, höger). Bedömning av kompletterande kompensationsåtgärder i form av en vågbrytare i sten som konstrueras på skadeområdet (*out-of-kind, on-site-kompensation*). Tillsammans bedöms de två kompensationsåtgärderna ge fullgod kompensation av alla skadade ekosystemtjänster och nyttheter på lokal, regional och global nivå. Grönt = fullgod kompensation, orange = delvis kompensation, rött = ingen kompensation på skadeområdet.

5.2 Fallstudie: Tillståndspliktig vattenverksamhet

Tillståndspliktig verksamhet rör vattenområden större än 3 000 kvadratmeter. Fallstudierna valdes med stöd av projektets referensgrupp samt den enkätstudie som presenterades i Avsnitt 3.2. Samtliga fall gällde utbyggnad av hamn och hamnverksamhet – vid Norvik (Nynäshamn, Mark- och miljödomstolen 2014 M 2414-12), Malmporten (Luleå, Mark- och miljööverdomstolen 2018 M 4684-17 & M 4685-17), Verkö (Karlskrona, Mark- och miljööverdomstolen 2015 M 288-16) och Göteborgs hamn (Vänersborgs tingsrätt M 4523-13). Malmporten gällde även fördjupning och breddning av farleder.

Vi gick igenom fallstudierna utgående från ECOCOA-ramverket (Kapitel 4) och information från fallstudiernas domstolsbeslut. I mindre utsträckning använde vi även sakkunnigutredningar. Vi har inte tagit ställning till om lagstiftning och praxis har uppfyllts eller på annat sätt försökt att recensera processerna. Vår målsättning var att få en bild av hur ekologisk kompensation hanteras i processer idag, utgående från aktuella fall, och om tillämpningen av vårt ramverk skulle kunna vara till hjälp i framtida projekt.

Mycket påverkan omfattas inte av kompensationskrav i nuläget

Trots att alla fyra fallen berörde hamnar och utökade verksamheter, fokuserade de på olika typer av påverkan. Aktiviteter som sågs leda till påverkan var oftast väl beskrivna i fråga om omfattning, exempelvis arealen eller volymen mark/havsbotten som skulle tas bort eller läggas till. Skada på miljön var däremot beskriven på ett varierande sätt. Bland funktioner har endast livsmiljö och fiskrekrytering fått utrymme i domarna. Av ekosystemtjänster och nyttigheter nämns främst rekreation och friluftsliv. Överhuvudtaget nämnde domarna få kompensationsåtgärder, trots att yrkanden på sådana fanns.

Sambanden mellan ekosystemets struktur och funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter berörs inte i domarna, vilket vi ser försvårar en överblick av vad de kompensationskrav som togs upp var avsedda att kompensera för och syfta till.

Som exempel antogs det i ett utlåtande att rivande av fyrar skulle innebära "ekologiska förbättringar", men det var otydligt hur detta skulle kompensera för de skador som uppstår i samband med planerade aktiviteter som sprängning, muddring och dumpning i vattenmiljön (M 4684-17 och M 4685-17).

Brister i kopplingen mellan skada och vad som faktiskt kompenseras leder sannolikt till en nettoförlust av ekosystemstrukturer och -funktioner, och därmed även av ekosystemtjänster och nyttigheter. Vi tror att vårt ramverk kan hjälpa till att framöver tydliggöra kopplingen mellan skada och kompensationsbehov. Detta skulle kunna ge mer transparens, en mer välriktad och heltäckande kompensation, och kanske också skapa incitament för att undvika skada på strukturer/funktioner/tjänster/nyttigheter som är svåra att kompensera. Att använda ECOCOA-ramverket både för att skatta skador och för att bedöma behovet av kompensationsåtgärder borde även minska risken för partiell kompensation.

Läs mer om analysen av tillståndspliktig verksamhet: Bergström m.fl. (2021)

5.3 Fallstudie: Anmälningspliktig vattenverksamhet

Om vattenverksamheten påverkar en yta som är mindre än 3 000 kvadratmeter krävs inget tillstånd utan enbart en anmälan till länsstyrelsen eller kommunen. I dessa fall ställs mycket sällan, om ens någonsin, krav på kompensationsåtgärder i Sverige.

Det finns inget formellt hinder för att tillämpa kompensation även vid småskalig exploatering, som mindre muddringar och byggande av bryggor och pirar. På basen av enkätstudien (Avsnitt 3.2), samt diskussioner med representanter för länsstyrelsernas fiskeutredningsgrupp (FUG) samt ECOCOA:s referensgrupp har vi dock inte kunnat identifiera exempel på att ekologisk kompensation tillämpats vid anmälningsärenden. En huvudanledning är sannolikt att de åtgärder som utdöms ska vara skäliga, och att länsstyrelser och mark- och miljödomstolar inte anser det vara skäligt att utdöma kompensationsåtgärder vid små ärenden, eftersom det i regel kräver omfattande resurser att genomföra en habitatrestaurering eller annan motsvarande åtgärd.

En angränsande fråga till detta är hanteringen av särskild fiskeavgift vid anmälningsärenden. Länsstyrelsen har möjlighet att utdöma särskild fiskeavgift om vattenverksamheten kan anses skada det allmänna fiskeintresset. Fiskeavgiften kan ses som en möjlighet att kompensera för den påverkan på fiskbestånd och fiske som uppstår i samband med en verksamhet. Genom att fiskeavgifter inte ställer krav på att verksamhetsutövaren ska vidta faktiska restaureringsåtgärder, utan i stället fungerar som ett finansieringsinstrument för att möjliggöra fiskefrämjande åtgärder, är de relativt enkla att hantera 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 (för en utveckling av detta ämne, se Avsnitt 5.4).

Anmälningspliktiga ärenden är många, men det saknas sammanställningar av hur vanliga de är. En indikation på omfattningen kan fås på basen av förekomsten av bryggor och hamnar, eftersom exploatering i grunda kustområden ofta hänger samman med att bryggor byggs (Moksnes m.fl. 2019). Det finns ungefär 110 000 bryggor längs den svenska kusten, motsvarande en total längd om 2 000 km (som jämförelse, så är det 1 572 km från Smygehuk i södra Sverige till Tretriksröset i norr, fågelvägen). Ett särskilt problem kommer med de bryggor som är placerade i grunda, vågskyddade områden, där de mest störningskänsliga livsmiljöerna finns, då miljöerna påverkas negativt av muddring och grumling vid båttrafik. 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).

Den sammanlagda effekten av småskalig exploatering längs den svenska kusten har alltså betydande effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster, men i dagsläget står inte verksamhetsutövarna för den miljökostnad deras verksamhet orsakar. Det finns därför utrymme att utveckla tillämpningen av ekologisk kompensation, som ett av flera sätt att motverka de långsiktigt negativa konsekvenserna av den småskaliga exploateringen av kustzonen. Det ramverk som utvecklats inom

ECOCOA kan användas för att bedöma de skador som uppstår vid exploatering och behovet av kompensation. För att i praktiken kunna hantera kompensation i samband med dessa mindre ärenden behövs sannolikt ett system med kompensationspools/habitatbanker (se även Avsnitt 5.4 om fiskeavgifter), vilket gör det möjligt att samla resurser från ett flertal småskaliga ärenden till gemensamma kompensationsåtgärder.

**Läs mer om anmälningspliktig verksamhet och kvantifiering av skada:
Bergström m.fl. (2021)**

5.4 Särskild fiskeavgift ur ett kompensationsperspektiv

Vi har studerat det svenska systemet med möjligheten att ta ut en så kallad särskild fiskeavgift vid vattenverksamheters påverkan på fisket, eftersom detta system har vissa likheter med ekologisk kompensation. Vi ställer därmed frågan: leder denna avgift till att det görs ekologisk kompensation? Om svaret är nej, ställer vi följdfrågan: skulle avgiftssystemet kunna förändras för att ge motiv till sådan kompensation?

För att motverka förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster ur ett helhetsperspektiv är det önskvärt med ett bredare angreppssätt än vad som medges av den nuvarande lagstiftningen beträffande skador på fisket (11 kap. 8 § miljöbalken), och mer i enlighet med det som framgår av ECOCOA:s ramverk (Kapitel 4). Vi ser dock att det kan finnas ett utrymme för att utveckla fiskeavgiftssystemet även inom sin nuvarande inramning genom att stärka kopplingen mellan skadorna och de fiskefrämjande åtgärder som finansieras med särskild fiskeavgift och genom att förbättra värderingen av skador. En mer grundläggande utveckling, som skulle göra fiskeavgiftssystemet mer förenligt med ekologisk kompensation, vore att flytta fokuset från "skador på fisket" till "skador på miljöer som påverkar fisken och fiskeupplevelser". Detta innefattar såväl fiskbestånd för yrkes- och fritidsfisket, som attraktiva rekreativmiljöer för fiske.

I Bergström m.fl. (2021) ger vi en bakgrund till dessa slutsatser och tolkningar. Vi beskriver dagens tillämpning av särskild fiskeavgift och utvärderar det rådande fiskeavgiftssystemet med avseende på styrkor och svagheter. På basen av detta undersöker vi hur fiskeavgiftssystemet skulle kunna förändras för att stödja tillämpning av ekologisk kompensation. Några sammanfattande punkter presenteras här nedan.

Leder den särskilda fiskeavgiften till ekologisk kompensation?

Den särskilda fiskeavgiften utgår ifrån skada på det allmänna fiskeintresset. Storleken på avgiften i respektive fall fastställs av mark- och miljödomstolen, länsstyrelsen eller tillsynsmyndigheten. Dessa miljödomar eller myndighetsbeslut anger även i regel hur och var fiskeavgiftsmedlen ska användas för fiskefrämjande åtgärder. Precisionen i denna angivelse kan dock vara låg. I praktiken är det vanligen länsstyrelserna som bedömer hur fiskeavgiftsmedlen ska användas, och vanligen är det kommuner, fiskevårdsområdesföreningar eller andra organisationer som efter ansökan tilldelas medel. Den tematiska och geografiska kopplingen mellan den vattenverksamhet för vilken fiskeavgiften utdömdes och de fiskefrämjande åtgärder

som genomförs kan därmed i många fall vara svag. Till exempel kan fiskeavgifter avseende verksamheter i kustvatten ha använts för åtgärder i vattendrag, bland annat på grund av att det finns mer etablerade metoder för åtgärder i vattendrag jämfört med åtgärder i kustvatten. Detta skulle kunna jämföras med en *out-of-kind*- och *off-site*-åtgärd i ramverket (Se Avsnitt 4.3). Dessutom ser man en generell brist på uppföljning av effekterna av de åtgärder som genomförs, vilket bidrar till osäkerhet om åtgärderna faktiskt kompenserar för vattenverksamhetens inverkan. Ett allmänt behov av en stärkt uppföljning av miljöeffekter av projektåtgärder i hav och vatten konstaterades av Zweifel m.fl. (2013).

Hur skulle systemet med fiskeavgifter kunna utvecklas?

Som utgångspunkt för frågan har vi tagit det skydd för fisket som ges av 11 kap. 8 § miljöbalken och möjligheten att ta ut en fiskeavgift. Inom det rådande fiskeavgiftssystemet ser vi att det finns en förbättringspotential när det gäller vad som ska innefattas av ”skador på fisket” och hur dessa värderas ekonomiskt.

Den ekonomiska värderingen kan i dagsläget förbättras genom att i större utsträckning använda olika fiskarters pris i konsumtionsledet och värdera rekreationsaspekten av fritidsfiske. I Box 2 ges ett exempel där värderingen av fiske på abborre och gös inkluderar rekreationsvärdet. Även med sådana förbättringar kvarstår dock det faktum att systemet har ett fokus på nyttighetsnivå trots att skadan sker på högre nivåer i kaskadmodellen. För att få en större förenlighet med ekologisk kompensation vore en mer grundläggande reformering av systemet motiverad, så att fokus kan flyttas uppåt i kaskaden till att gälla skador på fisken och fiskeupplevelser, och livsmiljöer. Ju högre upp i kaskaden som kompensation sker, desto större är möjligheten att åtgärden blir en ekologisk kompensation utifrån ett helhetsperspektiv, så att den inte enbart kompenserar för fisk- och fiskerelaterade skador utan även för bortfall av andra värdefulla funktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter.

Hur skulle tillämpningen av kompensationen kunna utvecklas?

I ett fiskeavgiftssystem som gynnar ekologisk kompensation vore det lämpligt att fiskeavgiftens storlek snarare sätts med utgångspunkt i kostnaden för att genomföra åtgärder, än genom att kvantifiera värdet på skadan som sådan. Avgiften sätts då i förhållande till de åtgärder som bedöms vara nödvändiga för att ingen nettoförlust med avseende på fisken, dess miljö, eller fisket ska uppstå (inkluderat alla relevanta typer av fiske). Eftersom det i de flesta fall är lättare att beräkna kostnaden för att utföra en åtgärd än att beräkna skador på fisket (jämför Moksnes m.fl. 2016a) skulle detta troligen dessutom innebära en förenklande förändring jämfört med det rådande fiskeavgiftssystemet.

Ett annat möjligt sätt att stärka tillämpningen kunde vara genom att upprätta habitatbanker/ kompensationspooler, inom vilka en variation av olika dokumenterade kompensationsåtgärder redan har genomförts, alternativt planerats eller har påbörjats (Kostamo m.fl. 2020). En vattenverksamhet kunde då – efter att samtliga tidigare steg i skadelindringshierarkin har beaktats på vederbörligt sätt – erlagga en fiskeavgift som direkt går till lämplig kompenserande åtgärd inom kompensationspoolen. Det fiskeavgiftssystem som används i dag fungerar redan i denna riktning, eftersom alla fiskeavgifter som beslutas om läggs in i en särskild databas (dombas). Basen förvaltas av Havs- och vattenmyndigheten, och för en viss åtgärd kan sedan

en eller fler domar bekosta en åtgärd inom ett vattenområde. Det befintliga systemet innehåller dock en tidsfördröjning, och innehåller inte rutiner för att beakta om åtgärder som införs faktiskt kompenserar för den skada som ägt rum. Avgiften för mindre intrång i kustmiljön såsom bryggor skulle – återigen efter att skadelindringshierarkin har tillämpats – i dessa fall kunna vara schablonmässigt bestämd, men på en nivå som tar höjd för de kumulativa effekterna av många små intrång. På detta minskas kostnader för den administrativa hanteringen, som ofta kan vara betydande vid ekologisk kompensation.

En utökad beskrivning av dessa analyser finns i: Bergström m.fl. (2021)

5.5 Möjliga sätt att utveckla kaskadmodellen vidare

Även om vi i detta projekt har fokuserat på kustområden, är vår uppfattning att det utvecklade ramverket som sådant är tillämpbart för att bedöma kompensationsbehov i olika typer av miljöer, så länge man utgår ifrån ett rumsligt perspektiv och en specifik livsmiljö (eller kombination av livsmiljöer). Man behöver även ha kunskap om hur kopplingar mellan struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter ser ut i den aktuella miljön.

Ålgräsängen är den livsmiljö på den svenska kusten som idag är mest väl studerad när det gäller att kvantifiera skada på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Därför använde vi ålgräs som exempel i Avsnitt 5.1 för att illustrera en fullständig tillämpning av ramverket. Den utvecklade modellen för ålgräs fungerar enligt vår mening väl som en utgångspunkt vid verkliga kompensationsärenden som berör skada på ålgräsängar. Ett naturligt nästa steg skulle vara att ta fram motsvarande modeller även för andra typer av livsmiljöer. Att ha tillgång till sådana anpassade modeller skulle öka möjligheterna för handläggare och konsulter att göra bedömningar av faktiska kompensationsbehov och underlätta jämförelser mellan olika fall och med avseende på olika livsmiljöer.

I det här avsnittet ger vi några initiala förslag på hur en sådan utveckling skulle kunna se ut.

Det vore värdefullt att så långt som möjligt skapa en generell kaskadmodell för akvatiska livsmiljöer

Det är önskvärt att de modeller som tas fram för olika livsmiljöer har en så gemensam struktur som möjligt, då det skulle möjliggöra en harmonisering mellan geografiska områden och underlätta arbetet med kompensation på en mer övergripande nivå. De gemensamma klassifikationssystem för ekosystemtjänster som har tagits fram för CICES fungerar i detta fall som en lämplig bas (till exempel Haines-Young och Potschin 2018). För att nå ett steg längre ser vi dock att det även behövs en vidareutveckling av de nationella listorna över ekosystemtjänster, eller en översyn av hur de ekosystemtjänster som ingår idag ska förstås och tolkas i ett kustperspektiv och i förhållande till CICES. Dessa exempel kan sedan utvecklas vidare kvantitativt för olika livsmiljöer enligt en kaskadmodell.

Ålgräs-exemplet (Avsnitt 5.1) har specifikt tagits fram för att på ett så relevant sätt som möjligt beskriva hur kopplingarna mellan struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter ser ut för denna typ av livsmiljö, i enlighet med kaskadmodellen. Även om de aspekter som presenteras där går att relatera till nationella listor över ekosystemtjänster i Sverige, bedömde vi att det inte var möjligt att direkt använda någon av dessa för att på ett tillräckligt sätt utveckla kaskadmodellen för ålgräsängar. I den bedömningen använde vi dels Naturvårdsverket (2017), som är detaljerad men svår att tolka i relation till just kustmiljöer till följd av dess generiska karaktär, och dels Havs- och vattenmyndigheten (2015), som har en lista för havsmiljöer men vars struktur är svårare att anpassa till en hierarkiskt uppbyggd kaskadmodell. I skrivande stund pågår en översyn av hur man kan göra Naturvårdsverkets samt Havs- och vattenmyndighetens listor mer jämförbara.¹³

Att utgå från en så likadan grundstruktur som möjligt för olika livsmiljöer ger många fördelar när det gäller jämförbarhet och allmän förståelse. Ofta är det samma typ av ”boxar” som behöver beaktas för olika livsmiljöer, och en gemensam grundstruktur kan förväntas förenkla kommunikationen och hur väl modellen fungerar som handläggningsverktyg. Det bör dock poängteras att boxarnas relativa betydelse kan variera beroende på vilken livsmiljö som studeras, och sätten att kvantifiera skada kan variera beroende på lokala förhållanden. Till exempel kan flera olika livsmiljöer bidra till ekosystemtjänsten ”tillhandahållande av ätbara arter av fisk och skaldjur” (se nedan), men det kan i de olika fallen vara frågan om olika arter vars nyttigheter kvantifieras på olika sätt.

På basen av erfarenheterna inom ECOCOA och andra relevanta projekt vore det möjligt att ta fram dels i) en generell gemensam struktur som är applicerbar för olika typer av livsmiljöer i kustvatten, samt förenlig med internationella klassificeringssystem och kaskadmodellen, dels ii) konkretiserade exempel för olika typer av livsmiljöer vid kusten, i tillägg till ålgräs-exemplet. Detta kunde förenkla tillämpningen av ekologisk kompensation för att motverka förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster och dessutom fungera som en länk till andra verksamhetsområden, till exempel områden för åtgärdsprogram och ekosystemräkenskaper.

Utveckla exempel på kopplingar mellan struktur och funktion för kustnära livsmiljöer

Vi har undersökt förutsättningarna för en övergripande modell för svenska kustområden, under vilken man sedan kan skapa mer specifika modeller för olika typer av vanliga undervattensmiljöer. Vi har fokuserat på den fotiska (belysta) delen av kustzonen, närmare bestämt de livsmiljöer som beskrevs i Avsnitt 4.5. Respektive livsmiljö representerar då kaskadmodellens nivå ”struktur”. För varje struktur identifierade vi fem huvudtyper av biotiska funktioner (Tabell 2). Funktionerna liknar de tjänster som klassas som stödjande av Naturvårdsverket (2017) och Havs- och vattenmyndigheten (2015). Vi har avgränsat oss till biotiska funktioner och därmed inte inkluderat funktioner som har bäring på livsmiljöernas abiotiska egenskaper, till exempel vatten som material eller geologiska resurser.

De fem funktionernas karaktär är gemensam för olika livsmiljöer, men de kan förekomma i olika grad eller ha delvis olika innebörd, beroende på vilken livsmiljö som studeras. När det gäller förekomst, är funktionerna ”Reglering av biogeokemiska

¹³ Henrik Nordzell, Anthesis Enveco, och Jens Mentzer, Havs- och vattenmyndigheten, muntlig information.

kretslopp”, ”Upprätthållande av biologisk mångfald” och ”Livsmiljö för växter och djur” enligt vår bedömning relevanta för alla livsmiljöerna.¹⁴ Även ”Primärproduktion” kan vara aktuell för alla livsmiljöerna, även om dess betydelse när det gäller vegetationsfria mjukbottnar, musselrev och stenrev beror på en närmare beskrivning av den aktuella livsmiljön, framför allt på om den innehåller mikro- eller makroalger eller andra växter. ”Reglering av hydromorfologisk struktur och dynamik” förväntas inte förekomma på vegetationsfria mjukbottnar eller i vissa fall i tångbälten. Exempel på de olika livsmiljöernas och funktionernas betydelse för ekosystemtjänster beskrivs i nästa avsnitt.

Tabell 2. Funktioner som kan kopplas till den biotiska delen av kustekosystemet (förslag). Kolumn H anger vilken stödjande ekosystemtjänst detta närmast motsvarar enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) och kolumn N enligt Naturvårdsverket (2017). Längst till höger visas en initial skattning av de olika funktionernas koppling till de sju studerade typmiljöerna (som var och en motsvarar nivån ”struktur” i kaskadmodellen). ”X” anger att funktionen är vanlig för den livsmiljön, medan ”o” anger att funktionen är vanlig under vissa omständigheter men inte i alla sammanhang, till exempel beroende på var den aktuella livsmiljön befinner sig längs den svenska kusten. Ett ”-” anger att funktionen inte är särpräglad funktion för livsmiljön.

Funktion/Struktur	H	N	Ålgräs	Andra vegetations- klädda bottenar	Vegetationsfria mjukbottnar	Blå musselrev (västkust)	Stenrev	Kustnära våtmarker	Tångbälten
A. Reglering av biogeokemiska kretslopp	S1	54	x	x	x	x	x	x	x
B. Primärproduktion	S2	53	x	x	o	o	o	x	x
C. Upprätthållande av biologisk mångfald	S4	57	x	x	x	x	x	x	x
D. Livsmiljö för växter och djur	S3,5	55,58	x	x	x	x	x	x	x
E. Reglering av hydromorfologisk struktur och dynamik	-	-	x	x	-	x	x	x	o

Utveckla exempel på kopplingar mellan funktion och ekosystemtjänst

Genom kaskadmodellen skapas en hierarkisk koppling från struktur till funktion, och sedan till ekosystemtjänster. Resonemanget innebär att samtliga ekosystemtjänster som är underordnade en viss funktion är potentiellt betydelsefulla i den livsmiljö som innefattar denna funktion. Hur vanliga olika funktioner och ekosystemtjänster är kan dock variera mellan livsmiljöer. Det kan även finnas variation mellan olika platser där samma livsmiljöer förekommer. Ekosystemtjänsternas betydelse kan bero, till exempel, på hur knappa eller vanligt förekommande de är, vilka andra livsmiljöer som finns i närområdena, och hur områdena används av människan.

Kaskadmodellen (Figur 2) är starkt besläktad med de koncept för kartering av ekosystemtjänster som tagits fram tidigare (Burkhard m.fl. 2012, 2014, Ruskule m.fl. 2019). Dessa baseras på matriser som synliggör betydelsen av specifika ekosystem-

¹⁴ Eftersom vi här visar ett förslag på fortsatt utveckling mot en ansats som är gemensam för olika undervattensmiljöer i kusten, är termer och beskrivningar i detta avsnitt inte helt identiska med den specifika kaskadmodell som visas för ålgräs i Avsnitt 5.1, men de har tagits fram för att vara konceptuellt förenliga med det som visas i Avsnitt 5.1.

komponenter för specifika ekosystemtjänster. Genom kartbaserade analyser kan man sedan identifiera områden som kan vara särskilt viktiga för att leverera olika typer av ekosystemtjänster. En skillnad i ECOCOA är att vi i detta tänk inkluderar ekosystemets funktion som en brygga för att synliggöra med vilka mekanismer ekosystemets struktur påverkar flödet av ekosystemtjänster (La Notte m.fl. 2017). Som framgick av Tabell 2 finns det dock i praktiken en stor likhet mellan det som man inom ekologin benämner ekologisk funktion och stödjande ekosystemtjänster enligt CICES (se Tabell 3). En annan anpassning med ECOCOA:s ramverk är att det vid bedömningen av skada finns ett behov att i större omfattning utgå ifrån de lokala förhållandena, än vad som är möjligt i mer generiska matris-baserade metoder (Burkhard m.fl. 2012, Ruskule m.fl. 2019, Müller m.fl. 2020), och att man för att kunna åstadkomma en uppföljning i förhållande till målsättningen om *no net loss* behöver etablera lokalt relevanta kvantitativa målvärden.

Vi förväntar oss att inkluderingen av nivån ”funktion” i kaskadmodellen ger en ökad tydlighet i identifieringen av kompensationsbehov (Avsnitt 4.2), jämfört med om man enbart diskuterar struktur, och att det dessutom ger en ökad flexibilitet i valet av kompensationsprojekt (se Avsnitt 4.3). Att inkludera aspekter av funktion i värderingssteget har även en generell fördel på så sätt att det kan minska risken för dubbelräkning av relaterade aspekter. Anledningen är att ”struktur” och ”funktion” befinner sig på olika nivåer av kaskaden och har ett beroendeförhållande emellan sig. Därför innebär en kompensation av förluster på biologisk mångfald och ekosystemtjänster att man för att uppnå störst effekt fokuserar på nivåer så högt upp i pyramiden som möjligt (Figur 7).

Syftet med ECOCOA:s ramverk är att underlätta framtagandet av en mer detaljerad bild av påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster, som är förenlig med koncept för kartering av ekosystemtjänster på landskapsnivå (till exempel Burkhard m.fl. 2012), och med nationella listor för ekosystemtjänster (Havs- och Vattenmyndigheten 2015, Naturvårdsverket 2017), men som är anpassad för att beakta lokala förhållanden och processer som är viktiga på en mer detaljerad geografisk skala. Genom att ta fram generiska exempel för allmänt förekommande livsmiljöer kan även hanteringstiden vid ärenden minskas, eftersom man kan utgå ifrån den generiska bilden och i stället kan fokusera på en diskussion om hur den borde tillämpas i det specifika fallet (jämför Avsnitt 4.1).

Som ett inledande exempel visar Tabell 3 hur olika ekosystemtjänster kan kopplas till var och en av de funktioner som introducerades ovan, på en mer generell nivå. Analogt med Tabell 2, har vi fokuserat på sådana ekosystemtjänster som kan kopplas till biotiska processer. När den pågående översynen av nationella listor är klar (se ovan) vore det värdefullt att se över hur de initiala förslagen kunde utvecklas vidare. Nästa steg därefter, när en sådan helhetsmässig översyn av kopplingar är klar, skulle vara att utarbeta kvantitativa exempel för att värdera de olika boxarna i modellen, liksom att utveckla kopplingarna från ekosystemtjänster till nyttigheter.

Det är även viktigt att notera att exemplet i Tabell 3 enbart omfattar försörjande och reglerande ekosystemtjänster. I tillägg är naturligtvis flera kulturella ekosystemtjänster av stor betydelse för kustområden. Dessa har inte tagits med eftersom de är svåra att klassa inom kaskadmodellen på en generell nivå, då de i högre grad kan vara specifika för olika livsmiljöer. Kulturella ekosystemtjänster som omnämns av Naturvårdsverket (2017) eller Havs- och vattenmyndigheten (2015) berör inte minst bidrag till rekreation och estetiska upplevelser (till exempel rekreativaspekten av fritidsfiske, se Avsnitt 5.4) men även vetenskap och utbildning, naturarv, etiska

och existentiella värden och kulturarv. Till ekosystemtjänster som bör skattas mer specifikt hör även olika optionsvärden och arsvärden, det vill säga värden som uppstår till följd av att man vill kunna ha möjlighet att dra nytta av kustmiljöerna senare i tid, antingen själv eller för kommande generationer. Fortsatta analyser skulle vara värdefulla för att vidareutveckla de kopplingar mellan funktioner och ekosystemtjänster som beskrivs initialt i Tabell 3, och även för att ta fram exempel på nyttigheter associerade med olika ekosystemtjänster.

Tabell 3. Försörjande och reglerande ekosystemtjänster av relevans för den biotiska delen av kustekosystemet, med förslag till gruppering enligt de funktioner som listas i Tabell 2. Kolumn H anger vilken ekosystemtjänst detta närmast motsvarar enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) och N den enligt Naturvårdsverket (2017).

Funktion		H	N
Ekosystemtjänst			
Reglering av biogeokemiska kretslopp¹⁵			
Bindning av föroreningar genom levande organismer		R5	22
Bindning av näring genom levande organismer		R3	22
Bindning av kol genom levande organismer		R1	40
Primärproduktion¹⁶			
Alger och växter som livsmedel och föda		P1	3
Upprätthållande av biologisk mångfald			
Genetiska resurser		P3	13
Utsmyckningar och material från utsmyckningar		P5	15
Livsmiljö för växter och djur¹⁷			
Tillhandahållande av ätbara arter		P1	4
Tillhandahållande av arter som bidrar till biologisk reglering		R4	34
Produktion av råvara, till exempel industriprodukter		P2	2
Alger och växter för energiutvinning		P6	19
Tillhandahållande av rekryter och djur för användning inom akvakultur		P1	4
Tillhandahållande av resurser för läkemedels- kemi- och bioteknologiindustrin		P4	14
Reglering av hydromorfologisk struktur och dynamik¹⁸			
Skydd mot översvämning och dämpning av flöden, t ex i strandzonen		R7	28
Reglering av kol och näringsflöden genom inlagring i sediment			
Kvarhållande av sediment på havsbotten			
Minskad erosion i strandzonen			

¹⁵ Tolkat med innebörden upptag och förvaring av ämnen

¹⁶ Tolkat med innebörden produktivitetsbas

¹⁷ Tolkat med innebörden upprätthållande av viktiga populationer

¹⁸ Tolkat med innebörden dämpning och stabilisering

6. Diskussion

Kustområden är viktiga för biologisk mångfald och ekosystemtjänster men är utsatta för ett stort påverkanstryck från mänsklig verksamhet. I projektet ECOCOA har vi studerat hur ekologisk kompensation skulle kunna utvecklas som ett (av flera) verktyg för att förbättra förvaltningen av dessa värdefulla miljöer. Våra resultat visar att det finns få exempel på kompensation i kustmiljön idag. Detta förhållande gäller även i flera andra miljöer i Sverige, liksom internationellt (Widenfalk m.fl. 2021, Öckinger m.fl. 2021).

I projektet har vi identifierat ett antal hinder för användningen av ekologisk kompensation, utifrån enkätstudier, diskussioner med projektets referensgrupp och i samband med ECOCOA:s intressent-workshop (2020). Dessa relaterar dels till en utbredd kunskapsbrist om möjligheterna att använda ekologisk kompensation, men även till brist på resurser för de utredningar som krävs för att driva kompensationsärenden. Ett annat återkommande problem är en brist på lämpliga kompensationsåtgärder och lämplig lokalisering av dessa. En ytterligare svårighet, som är särskilt vanlig i kustområden, är att bedöma hur stora krav man kan ställa på en verksamhetsutövare i ett enskilt fall, om skadan av det enskilda intrånget ofta inte stor men den sammanlagda effekten av flera intrång kan innebära stora skador. Denna småskaliga kustexploatering utgör ett växande problem där det idag inte sker ekologisk kompensation för förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Slutligen finns en oro att ekologisk kompensation ska komma att bli ett sätt att köpa sig fri, till exempel om det blir en ursäkt för att medge ökad exploatering, eller att uppställda målsättningar med kompensationen inte kommer att kunna uppfyllas i praktiken (till exempel Maron m.fl. 2012).

Nedan diskuterar vi dessa svårigheter tillsammans med förutsättningarna för att utöka användandet av ekologisk kompensation i svenska kustområden och ger förslag på åtgärder.

6.1 Ett ramverk för kompensationsbedömningar

Ett sätt att möta förvaltningens kunskapsbehov är att utveckla ramverk och riktlinjer för hur kompensation ska genomföras praktiskt. ECOCOA har bidragit med ett förslag på ramverk som kan fungera som en gemensam utgångspunkt vid diskussioner och bedömningar, till exempel i samrådsprocesser och planering. En av de mest centrala aspekterna för en lyckad kompensation är att nå en tydlighet i vad principen om ingen nettoförlust (*no net loss*) innebär. I ECOCOA har vi visat hur man kan gå tillväga för att uppnå ingen nettoförlust med avseende på både biologisk mångfald och ekosystemtjänster, genom att åstadkomma en matchning mellan skada och kompensationsbehov i förhållande till den aktuella lokaliseringens unika förhållanden och egenskaper. Kaskadmodellen ger en illustration av skada som passar ihop med hur naturen fungerar. Genom att ramverket kan användas till att identifiera alla ekosystemtjänster och nyttigheter som påverkas negativt vid en skada, ökar möjligheterna för att genomföra en komplett kompensation som

undviker nettoförluster, samtidigt som uppföljningen av åtgärderna underlättas. Ramverket ökar på det sättet förutsättningarna för transparens och kan därmed bidra till att kompensationsprojekt blir mer träffsäkra med avseende på matchning mot skadebilden.

Syftet med ekologisk kompensation är att bibehålla eller öka biologisk mångfald och ekosystemtjänster, men för att nå detta syfte är det viktigt att berörda aktörer förstår och kan beskriva hur ett ingrepp skadar biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Utöver den praktiska uppgiften att identifiera och jämföra kompensationsåtgärder kan ramverket användas för att visualisera och kommunicera betydelsen av ekosystemtjänster, för att beskriva skada i samband med exploatering av kustens undervattensmiljöer och förklara naturens värde. Den här förståelsen är inte enbart viktigt vid hanteringen av ekologisk kompensation, utan under hela miljöprövningen, för att kunna identifiera och kvantifiera effekter av ett intrång på biologisk mångfald och ekosystemtjänster i enlighet med en ekosystemansats.

Den kaskadmodell som används i ECOCOA:s kompensationsramverk kan därför även vara lämplig att använda vid grundbedömningen av ansökt åtgärd/verksamhet, för att synliggöra värdet av biologisk mångfald och de ekosystemtjänster som ett opåverkat fungerande ekosystem tillför. Sådana aspekter är ofta svåra att förklara för sakägare som inte har en god biologisk eller ekologisk kunskap, men utan en sådan förståelse är det stor risk för att miljöskador sker med förluster på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Som ett parallellt exempel används idag en konceptuell modell inom Ekologisk Riskbedömning (ERA) av förorenade områden. ERA:s konceptuella modell används som stöd för att identifiera mänsklig påverkan och stressorer, och är ett viktigt diskussionsunderlag för sakägare, eftersom det hjälper dem och myndigheter att enas om vilka objekt som löper största risker för påverkan (av till exempel miljögifter) och att välja skyddsobjekt. På samma sätt kan den föreslagna kaskadmodellen i ECOCOA-projektet utgöra en bra konceptuell modell, som ett diskussionsunderlag för att förebygga eventuella skador av en planerad verksamhet på miljön och för att föreslå kompensationsåtgärder om påverkan inte kan undvikas. I det sammanhanget kan angreppssättet som föreslås i ECOCOA:s ramverk förhoppningsvis även bidra till ansatser att långsiktigt stärka naturvärden och skapa beredskap att undvika skada.

Även om vi i utvecklingen av ramverket har fokuserat på möjliga skador, som en bedömning innan en verksamhet har ägt rum (*ex ante*), är vår uppfattning att det utvecklade ramverket även skulle vara tillämpligt för skador som redan har ägt rum (*ex post*), till exempel för planering av kompensationsbehov efter oljeutsläpp (NSO 2020) eller andra akuta miljöskador. Ramverket skulle även kunna utvecklas för att vara tillämpligt i olika typer av miljöer, i tillägg till kustvatten, så länge man utgår ifrån ett rumsligt perspektiv och en specifik typ av livsmiljö, och har tillgång till kunskap om hur kopplingar mellan struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter ser ut i den aktuella livsmiljön (se till exempel EcoComp 2020).

Vi vill dock betona att ramverket bör ses just som ett ramverk, och inte som en handbok. I praktiken finns många aspekter som komplicerar dess tillämpning, som till exempel lagar och regelverk, mätmöjligheter och inte minst lokala praktiska förutsättningar.

6.2 Brist på kompensationsåtgärder och lämplig lokalisering

Ett betydande hinder för tillämpningen av ekologisk kompensation i kustområden är brist på lämpliga och väl dokumenterade kompensationsåtgärder. Kustmiljöer ligger ganska långt efter sötvattensmiljöer och terrestra miljöer när det gäller kompensationsåtgärder och restaurering. Som vi såg i Avsnitt 4.5 finns det fortfarande få praktiska exempel på åtgärder som är applicerbara på svenska förhållanden för att stärka och återställa kustnära livsmiljöer efter fysisk påverkan. En viktig åtgärd för att öka tillämpningen av ekologisk kompensation i kustmiljön är därför att få fram en bra ”verktygslåda” av restaureringsåtgärder som fungerar i praktiken. Det finns både svenska och internationella kunskapssammanställningar att bygga på (Bayraktarov m.fl. 2016, Kraufvelin m.fl. 2021b), men det behövs fortsatta studier både för att utveckla åtgärder och för att ta fram kunskap om befintliga åtgärders effektivitet, exempelvis för att bedöma vilken typ av åtgärd som kan nå kompensationsmålen och med vilken kostnadseffektivitet.

Ett annat exempel på återkommande problematik gäller att identifiera lämpliga lokaliseringar för kompensationsåtgärder. Problemet får en särskild vikt i områden som redan har ett stort åtgärdsbehov, vilket är fallet i flera kustnära miljöer. Det här gäller inte minst eftersom kompensationen inte ska syfta till att fylla åtaganden som redan ingår i förvaltarens ansvar (principen om additionalitet, se Avsnitt 2.1). I många kustområden finns redan ett stort behov av åtgärder på grund av historisk miljöpåverkan och det är viktigt att en kompensation av den nya (oundvikliga) skadan inte används för att fylla ett befintligt åtgärdsbehov, eftersom detta annars leder till nettoförluster totalt.

Dessutom behöver man ta i beaktande att alla marina kustmiljöer har naturvärden och att många miljöer, till exempel vegetation på grunda mjukbottnar är naturligt dynamiska. För varje område som exploateras försvinner livsutrymme, och en kompensationsrestaurering kan riskera att tränga undan andra befintliga värden (Bidaud m.fl. 2018). Grunda kustmiljöer utgör bara några enstaka procent av hela havsområdenas yta, vilket också kan göra det svårt att hitta lämpliga ytor att utföra kompensationsåtgärder på. En lösning kan vara att rikta kompensationen på att återta tidigare exploaterade livsmiljöer, genom att till exempel riva gamla hamnmiljöer och restaurera miljön där, eller låta farleder som inte längre används återsedimentera.

I brist på en fungerande verktygslåda och lämpliga platser att genomföra åtgärder kan det i praktiken vara svårt att genomföra en ekologisk kompensation för många typer av livsmiljöer vid kusten. Det kan innebära att dessa livsmiljöer inte är möjliga att ersätta om de en gång gått förlorade. Dessa förhållanden borde beaktas redan i prövningsprocessen, då det går att argumentera för att avsaknad av tillfredsställande kompensationsmetoder förstärker behovet av att undvika och minimera skada i skadelindringshierarkin (se Avsnitt 2.1). Även vid en tvådelad prövningsprocess är det möjligt att en kompensation som skulle bli svår eller riskfylld, och därmed dyr, kan leda till incitament att istället undvika och minimera skada.

Även i de fall där det finns potentiella kompensationsåtgärder, finns det flera typer av osäkerheter som man måste ta höjd för eller på annat sätt införliva i processen. Sådana osäkerheter är till exempel knutna till risken att kompensationsåtgärden inte lyckas som det var tilltänkt, eller att det sker en fördröjning innan målen med kompensationsåtgärden uppnås. Uppföljning av kompensations-

åtgärderna över tid är viktig för att identifiera utfallet av sådana osäkerheter och vid behov ändra aspekter av utförandet eller dess dimensionering, så att målet med kompensationen kan uppnås. Man kan även behöva beakta osäkerhet associerad med hur värdet av kompensationen påverkas av lokaliseringen av åtgärden, eller hur värdet förändras över tid.

6.3 Svårt att hantera den småskaliga kustexploateringen

En annan betydande svårighet för tillämpningen av ekologisk kompensation i kustområden är att mycket av kustexploateringen är så småskalig att det är svårt att utkräva kompensation. Här skulle till exempel en utveckling mot kompensationspooler (eller så kallad *habitat banking*) utgöra ett viktigt och nödvändigt verktyg. En nackdel med sådana system är att de kan involvera stora organisatoriska kostnader (Vatn m.fl. 2011), samt att det finns en problematik kring att säkerställa att kompensationen når de som påverkas av skadan (Cole m.fl. 2011, 2021). En anpassning av det nuvarande fiskeavgiftssystemet kan eventuellt fungera som en brygga för att minska dessa möjliga hinder. Det finns något av en kompensationspoolstanke i det nuvarande fiskeavgiftssystemet, men det har svagheten att fiskevårdande kompensationsinsatser inte genomförs i förväg, att fiskeavgiftens storlek inte är relaterad till kostnaderna för kompenserande insatser och att insatserna kan vara otydligt relaterade till den ursprungliga skadan.

Ett reformerat fiskeavgiftssystem (se vidare Avsnitt 5.4 och Bergström m.fl. 2021) skulle kunna bli mer förenligt med ekologisk kompensation, men det vore önskvärt att dessutom bredda perspektivet till kustmiljöerna som helhet. Ett avgiftssystem kopplat till kompensationspooler, med öronmärkta användningsområden för att säkerställa att avgifterna når avsett syfte, kan vara särskilt relevant för anmälningspliktig verksamhet. Uttagna avgifter kan i så fall kombineras till att finansiera större åtgärdsprojekt som kan bidra till att kompensera för kumulativa effekter av många små miljöintrång. Detta system finns delvis idag i och med fiskeavgifterna, men de avgifter som utdöms idag är för små för att kunna ersätta den verkliga kostnaden för att återställa livsmiljöer (se Avsnitt 5.4).

Ett annat problem med den småskaliga exploateringen är att det är svårt att bedöma omfattningen av en skada på lokal nivå om man inte har en bild av vilket värde som står på spel jämfört med det totala värdet som finns. I detta sammanhang har utveckling av marin kartering och ekosystemräkenskaper en viktig roll för att tillgängliggöra information om status och förekomst av naturvärden på en större skala än som kan beaktas inom det enskilda ärendet. För bästa utfall vore det viktigt att kunna bemöta de frågor som uppstår på lokal skala i ett större geografiskt perspektiv. För detta krävs utvecklad kartinformation om utbredningen av bevarandevärden. Att planera och lokalisera kompensationsåtgärder utifrån ett landskapsekologiskt perspektiv är även ett potentiellt effektivt sätt att åstadkomma additionalitet, om målsättningen med planeringen till exempel är att stärka den gröna infrastrukturen.¹⁹

¹⁹ Grön infrastruktur är nätverk av natur som bidrar till fungerande livsmiljöer för växter och djur och till människors välbefinnande (Berkström m.fl. 2019, Hogfors m.fl. 2020, Nyström Sandman m.fl. 2020).

6.4 Kompensation är bara ett av flera verktyg

Slutligen är det viktigt att utforma ekologisk kompensation så att den inte blir ett sätt att köpa sig fri, till exempel en ursäkt för att medge ökad exploatering, samt att säkerställa att uppställda målsättningar med kompensationen kan uppfyllas i praktiken (till exempel Maron m.fl. 2012). Det är av central vikt att ekologisk kompensation enbart används efter tillämpning av skadelindringshierarkin (se Avsnitt 2.1) och en tvådelad prövning, för att säkerställa att alla åtgärder vidtas för att undvika, minimera och återställa skada, och undvika att kompensationsverktyget medför att tillståndsgivning för exploatering ökar.

Rätt använd skulle en ökad användning av kompensation kunna möjliggöra åtgärder som annars inte skulle äga rum alls. I praktiken exploaterar man i många fall idag oavsett om det blir kompensation eller inte (se till exempel Avsnitt 5.2 och 5.3). I de allra flesta fall exploaterar man utan kompensation, eller med otillräcklig kompensation. Att inte använda kompensation innebär i dessa fall i realiteten att inte uppnå *no net loss* och att därmed acceptera förluster. I förhållande till ECOCOA:s kaskadmodell innebär det att man värderar förluster till noll, och att många skador som uppstår inte uppmärksammas i form av åtgärdsbehov som ska täckas av den som orsakar skadan. Kostnaden hamnar i stället på samhället, som kommer att få ta kostnaden i närtid eller framtid, till exempel i relation till uteblivna ekosystemtjänster eller nyttigheter. Idag lägger vi ansenliga summor av offentliga medel på att restaurera svenska kustområden från konsekvenserna av tidigare påverkan.

Ekologisk kompensation bör dock inte ses som den enda lösningen på den omfattande exploateringen av svenska kustområden och de förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster som detta leder till. I många kustområden finns det snarast ett behov att bromsa exploateringen och att minska den nuvarande kumulativa belastningen. Befintliga erfarenheter av restaurering i kustområden illustrerar också med tydlighet att det är betydligt svårare för människan att agera ekosystem-ingenjör, jämfört med naturens förmåga att bidra med ekosystemtjänster (Avsnitt 4.5). Analyser av åtgärders effektivitet visar tydligt att det ur ett samhällsperspektiv är avsevärt mer effektivt att bevara de värden som är värdefulla och viktiga, än att försöka restaurera eller återställa dem på annan plats (till exempel Wikström och Bergström 2020, Kraufvelin m.fl. 2021b). Det är kostsamt att först förstöra och sedan restaurera i stället för att skydda i första hand, vilket innebär att det ofta finns skäl att gå in för skydd snarare än insatser i efterhand.

7. Slutsatser och förslag

- Det finns ett behov av att förbättra användningen av ekologisk kompensation som ett av många verktyg för att värna biologisk mångfald och ekosystemtjänster i svenska kustmiljöer.
- En viktig flaskhals för användningen av ekologisk kompensation i kustområden idag är brist på praktisk erfarenhet hos aktörer om hur kompensationen ska kunna tillämpas i praktiken, det vill säga vilka metoder som finns att tillgå för att säkerställa *no net loss* och att de som drabbas av skadan är de som nås av kompensationen. Det finns även både administrativa kostnader och praktiska svårigheter när det gäller att beräkna kompensationsbehov och vilka kompensationsåtgärder som finns att tillgå.
- ECOCOA-projektet har bidragit med ett konceptuellt ramverk för hur man på ett systematiskt, men ändå flexibelt, sätt kan jobba med de olika frågor som behöver beaktas vid ekologisk kompensation. Syftet har varit att på ett transparent sätt kunna visa vilka typer av skador, kompensationsbehov och krav på uppföljning som kan uppstå vid ett intrång när det gäller skada på biologisk mångfald, ekosystemtjänster och nyttigheter.

Som några mer specifika steg för den fortsatta utvecklingen föreslår vi:

- Reformera fiskeavgiftssystemet till ett system för ekologisk kompensation, och bredda systemet så att alla ekosystemtjänster och biologisk mångfald kompenseras. Att inrätta kompensationspooler av någon form kan vara särskilt relevanta för mindre exploateringar, för att kunna ställa krav på att även småskaliga ingrepp som skadar biologisk mångfald och ekosystemtjänster ska kompenseras, utan att det uppstår alltför höga administrativa kostnader och för att säkerställa att projekten utförs i enlighet med *no net loss*. Det kunde vara av särskilt intresse att se över om och hur det befintliga systemet för fiskeavgifter skulle kunna utformas för att stödja detta.
- Utveckla stöd-dokument för till exempel länsstyrelser och konsulter om hur kompensationsåtgärder bör utformas för att ha bästa möjliga förmåga att kompensera de värden som förloras. Förbättra möjligheten för handläggare och praktiker att förhålla sig till landskapseffekter, till exempel när det gäller stärkandet av naturvärden på landskapsnivå och grön infrastruktur.
- Öka kunskapen om hur olika konkreta kompensationsåtgärder fungerar genom testning och uppföljning, och vidareutveckla en gemensam verktygslåda för metoder i kustmiljöer. Uppföljning bör vara obligatorisk närhelst kompensationsåtgärder vidtas. Här finns det stora synergier mellan ekologisk kompensation och restaurering, genom att båda har behov av en vetenskapligt underbyggd kunskap om metoder som kan tillämpas.
- Jobba vidare med att utveckla och testa kaskadmodellen och dess tillämpning för olika typer av livsmiljöer för att underlätta det praktiska arbetet med ekologisk kompensation i olika livsmiljöer. Det är önskvärt att de modeller som tas fram för olika livsmiljöer har en så likadan struktur som möjligt, då det skulle möjliggöra en harmonisering mellan geografiska områden och en mer nationellt sammanhållen praxis.

8. Tack

Vi vill rikta ett stort tack till Ingemar Andersson, Jörgen Sundin, Charlotte Stenberg, Susanna Werner, Sofia Book, Melvin Thalín, Bob Unsworth, Graham Tucker, Sara Jonsson, Thomas Hasselborg, Anders Berglund, David Barton, Jonas Gunnarsson, samt deltagarna i Marin restaureringskonferens, Kalmar 2018 samt Stockholm 2020, för återkoppling och inspel som varit nödvändiga för att skriva denna rapport.

9. Källförteckning

- Baden, S., A. Emanuelsson, L. Pihl, C. Svensson, P. Åberg. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451:61–73.
- Bakker, E.S., J.M. Sarneel, R.D. Gulati, Z. Liu, E. van Donk. 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*, 710:23–37.
- Barton, D.N. 2008. Sedflex –uncertainty analysis of remediation cost for contaminated marine sediments. Norwegian Institute for Water Research Report O-24018.
- Barton, D.N., T. Benjamin, C.R. Cerdán, F. DeClerck, A.L. Madsen, G.M. Rusch, Á.G. Salazar, D. Sanchez, C. Villanueva. 2016. Assessing ecosystem services from multifunctional trees in pastures using Bayesian belief networks. *Ecosystem Services*, 18:165–174.
- Bayraktarov, E., M.I. Saunders, S. Abdullah, M. Mills, J. Beher, H.P. Possingham, P.J. Mumby, C.E. Lovelock. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26:1055–1074.
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme). 2009. Business, Biodiversity Offsets and BBOP: An Overview. Forest Trends, Washington, DC, USA.
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme). 2013. To no net loss and beyond: an overview of the business and biodiversity offsets programme (BBOP), Washington, DC, USA. URL: http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3319.pdf
- Becker, A., M.D. Taylor, H. Folpp, M.B., Lowry. 2018. Managing the development of artificial reef systems: The need for quantitative goals. *Fish and Fisheries*, 19:740–752.
- Berger, R., T. Malm, L. Kautsky. 2001. Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* L. *European Journal of Phycology*, 36:265–273.
- Bergström, L., F. Sundqvist, U. Bergström. 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485:199–210.
- Bergström, L., P. Borgström, H.G. Smith, S. Bergek, P. Caplat, M. Casini, J. Ekroos, A. Gårdmark, C. Halling, M. Huss, A.M. Jönsson, K. Limburg, P. Miller, L. Nilsson, L. Sandin. 2020. Klimatförändringar och biologisk mångfald – Slutsatser från IPCC och IPBES i ett svenskt perspektiv. SMHI och Naturvårdsverket. *Klimatologi* Nr 56.
- Bergström, U., T. Söderqvist, G. Sundblad, S. Cole, P.-O. Moksnes S.A. Wikström, L. Hasselström, P. Kraufvelin, L. Bergström. 2021, in manus. Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering – dagens tillämpning av ekologisk kompensation och särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling. *Aqua Reports*.
- Berkström, C., L. Wennerström, U. Bergström. 2019. Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden – en kunskapssammanställning. *Aqua Reports* 2019:15.

- Bidaud, C., K. Schreckenberg, J.P.G. Jones. 2018. The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy and practice. *Land Use Policy*, 77: 43–50.
- Blomqvist, S. 1981. Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. Naturvårdsverket SNV, pm 1613, 113 s.
- Bolam, S.G., M. Schratzberger, P. Whomersley. 2006. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin*, 52:1746–1755.
- Borja, A., D.M. Dauer, M. Elliott, C.A. Simenstad. 2010. Medium-and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts*, 33:1249–1260.
- 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.
- Brickhill, M.J., S.Y. Lee, R.M. Connolly. 2005. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67:53–71.
- 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.
- Bull, J.W., K.B. Suttle, A. Gordon, N.J. Singh, E.J. Milner-Gulland. 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47:369–380.
- Burgin, S. 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17:807–816.
- Burkhard, B., M. Kandziora, Y. Hou, F. Müller. 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 34:1–32.
- Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21:146784.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2018. Working for Biodiversity Net Gain: An Overview of the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2004–2018. Washington, D.C.
- Campbell, A.H., E.M. Marzinelli, A. Vergés, M.A. Coleman, P.D. Steinberg. 2014. Towards restoration of missing underwater forests. *PLoS One*, 9:e84106.
- Carney, L.T., J.R. Waaland, T. Klinger, K. Ewing. 2005. Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 302:49–61.
- 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 <https://www.cbd.int/abs/doc/protocol/nagoya-protocol-en.pdf>

- Christie, H., S. Fredriksen. 2011. Restituering av plante- og dyreliv i Bjørvika. Utsettning av stein med tang og utsettning av kunstige rev utenfor operaen i Bjørvika. Rapport til Oslo Havn, Universitetet i Oslo.
- Christie, H., P. Kraufvelin, L. Kraufvelin, N. Niemi, E. Rinde. 2020. Disappearing blue mussels – can mesopredators be blamed? *Frontiers in Marine Science*, 7:550.
- Cole, S.G. 2011. Wind power compensation is not for the birds: an opinion from an environmental economist. *Restoration Ecology*, 19:147–153.
- Cole, S.G., P.-O. Moksnes. 2016. Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2:121.
- Cole, S., P.-O. Moksnes, T. Söderqvist, S.A. Wikström, G. Sundblad, L.Hasselström, U. Bergström, P. Kraufvelin, L. Bergström. 2021. Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: a flexible framework that addresses human wellbeing. *Ecosystem Services*, 50:101319.
- Cooper, K., D. Burdon, J.P. Atkins, L. Weiss, P. Somerfield, M. Elliott, K. Turner, S. Ware, C. Vivian. 2013. Can the benefits of physical seabed restoration justify the costs? An assessment of a disused aggregate extraction site off the Thames Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 75:33–45.
- Coralie, C., O. Guillaume, N. Claude. 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*, 192:492–503.
- Curran, M., S. Hellweg, J. Beck. 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24:617–632.
- Degerman, E., C. Tamario, L. Sandin, J. Törnblom. 2017. Fysisk restaurering av sjöar. *Aqua Reports*, 2017:10.
- de Groot, R.S., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. [...] P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1:50–61.
- Dolmer, P., P.S. Kristensen, E. Hoffman, K. Geitner, R. Borgström, A. Espersen, J.K. Petersen, P. [...] M. Gramkow. 2009. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport, 212-2019.
- 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.
- EC. 2020. Biodiversity Strategy Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. COM(2020) 380 final.
- EcoComp. 2020. Att utveckla en handelsplattform för ekologisk kompensasjon och kollagring i svensk natur som gynnar biologisk mangfold. Webbinarium 10–11 november 2020. Presentation: Identifiering av kompensationsbehov avseende skador på biologisk mangfold och ekosystemtjänster, Lena Bergström.

Egriell, N., M. Ulmestrand, J. Andersson, B. Gustavsson, T. Lundälv, C. Erlandsson, L. Jonsson, T. Åhsberg. 2007. Hummerrevsprojektet, slutrapport 2007. Konstgjorda rev i Göteborgs skärgård (år 2002–2007). Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2007:40.

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

Engkvist, R., T. Malm, S. Tobiasson. 2000. Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. Aquatic Ecology, 34:253–260.

Eriander, L., K. Laas, P. Bergström, L. Gipperth, P.-O. Moksnes. 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 and Coastal Management, 148:182–194.

Fredriksen, S., K. Filbee-Dexter, K.M. Norderhaug, H. Steen, T. Bodvin, M.A. Coleman, F. Moy, T. Wernberg. 2020. Green gravel: a novel restoration tool to combat kelp forest decline. Scientific Reports UK, 10:1–7.

Fredriksson, R., U. Bergström, J. Olsson. 2013. Riktlinjer för uppföljning av fiskevårdsåtgärder i kustmynnande våtmarker med fokus på gädda. Aqua Reports 2013:7.

Gagnon, K., E. Rinde, E.G.T. Bengil, L. Carugati, M.J.A. Christianen, R. Danovaro, C. Gambi, [...] C. Boström. 2020. Facilitating foundation species: The potential for plant-bivalve interactions to improve habitat restoration success. Journal of Applied Ecology, 57:1161–1179.

Gagnon, K., H. Christie, K. Didden, C.W. Fagerli, L.L. Govers, M.L.E Gräfnings, J.H.T. Heusinkveld, [...] C. Boström. 2021. Incorporating facilitative interactions into small-scale eelgrass restoration – challenges and opportunities. Restoration Ecology, e13398.

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

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

Hansen, J., H.C. Anderson, U. Bergström, T. Borger, D. Brelin, P. Byström, J. Eklöf, P. Kraufvelin, L. Kumblad, L. Ljunggren, O. Nordahl, och P. Tibblin. 2020. Våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten. Utvärdering av restaurerade våtmarkers effekt på fiskreproduktion och ekosystemet längs Östersjökusten. Stockholms universitet Östersjöcentrum, rapport 1/2020.

Havs- och vattenmyndigheten. 2015. Ekosystemtjänster från svenska hav – Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndigheten, Rapport 2015:12

Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Följder av Weserdomen. Analys av rättsläget med sammanställning av domar. Havs- och vattenmyndigheten, Rapport 2016:30.

HELCOM. 2007. Baltic Sea Action Plan. Adopted at HELCOM Ministerial Meeting in Krakow, Poland on 15 November 2007.

- Hilt, S., E.M. Gross, M. Hupfer, H. Morscheid, J. Mählmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandrock, E.M. Scharf, S. Schneider, K. Van de Weyer. 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – a guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*, 36:155–171.
- Hogfors, H., F.G. Fyhr, A. Nyström Sandman. 2020. Mosaic – verktyg för ekosystem-baserad rumslig förvaltning av marina naturvärden. Version 1. Havs- och vattenmyndigheten, Rapport 2020:13.
- Hulth, S., K. Sundbäck. 2009. Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda vikar. Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Infantes, E., C. Crouzy, P.-O. Moksnes. 2016a. Seed predation by the shore crab *Carcinus maenas*: a positive feedback preventing recovery of eelgrass *Zostera marina*? *PloS one*, 11:1–19. doi.org/10.1371/journal.pone.0168128
- Infantes, E., L. Eriander, P.-O. Moksnes. 2016b. Eelgrass (*Zostera marina* L.) restoration on the west coast of Sweden using seeds. *Marine Ecology Progress Series*, 546:31–45. DOI: 10.3354/meps11615
- 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.
- Karlsson, M., P. Kraufvelin, Ö. Östman. 2020. Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. *Aqua Reports*, 2020:1 <https://pub.epsilon.slu.se/17201/>
- Kautsky, L., S. Qvarfordt, E. Schagerström. 2019. *Fucus vesiculosus* adapted to a life in the Baltic Sea: impacts on recruitment, growth, re-establishment and restoration. *Botanica Marina*, 62:17–30.
- Kautsky, L., S. Qvarfordt, E. Schagerström. 2020. Restaurering av blåstångssamhällen i Östersjön. 60s. ISBN 978-91-982382-3-5.
- Koh, N.S., T. Hahn, C. Ituarte-Lima. 2017. Safeguards for enhancing ecological compensation in Sweden. *Land Use Policy*, 64 :186–199.
- Kostamo, K., S. Kymenvaara, M. Pekkonen, A. Belinskij. 2020. Nutrient compensation for aquatic coastal environment — legal, ecological and economic aspects in developing an offsetting concept. Interreg Central Baltic SEA Based Project. https://seabasedmeasures.eu/wp-content/uploads/2020/10/nutrient-compensation-for-aquatic-coastal-environment_kostamo-et-al.-2020_final-report.pdf
- Kraufvelin, P., Z. Pekcan-Hekim, U. Bergström, A.-B. Florin, A. Lehikoinen, J. Mattila, T. Arula, [...], J. Olsson. 2018. Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204:14–30.
- Kraufvelin, P., A. Bryhn, J. Kling, J. Olsson. 2021a. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och Vattenmyndigheten Rapport.
- Kraufvelin, P., A. Bryhn, J. Olsson. 2021b. Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och Vattenmyndigheten Rapport.

Kraufvelin, P., L. Bergström, F. Sundqvist, M. Ulmestrand, H. Wennhage, A Wikström, Ulf Bergström (under arbete) Rapid re-establishment of top-down control at a no-take artificial reef.

Kristensen, L.D., C. Stenberg, J.G. Støttrup, L.K. Poulsen, H.T. Christensen, P. Dolmer, A. Landes, M. Røjbek, S.W. Thorsen, M. Holmer, M.V. Deurs, P. Grønkjær, P. 2015. Establishment of blue mussel beds to enhance fish habitats. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13:783–798.

Kristensen, L.D., J.G. Støttrup, J.C. Svendsen, C. Stenberg, O.K. Højbjerg Hansen, P. Grønkjær. 2017. Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. *Fisheries Management and Ecology*, 24:353–360.

Krost, P., M. Goerres, V. Sandow. 2018. Wildlife corridors under water: an approach to preserve marine biodiversity in heavily modified water bodies. *J Coast Conserv* 22, 87–104.

Landuyt, D., S. Broekx, R. D’Hondt, G. Engelen, J. Aertsens, P.L.M. Goethals. 2013. A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software*, 46:1–11.

La Notte, A, D. D’Amato, H. Mäkinen, M.L. Paracchinia, C. Liqueste, B.Egoh, D. Geneletti, N.D. Crossman. 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74:392–402.

Larson, F., K. Sundbäck. 2018. Recovery of microphytobenthos and benthic functions after sediment deposition. *Marine Ecology Progress Series*, 446:31–44.

Larsson, P., P. Tibblin, P. Koch-Schmidt, O. Engstedt, J. Nilsson, O. Nordahl, A. Forsman. 2015. Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *Ambio*, 44:451–461.

Lewis, L.J., J. Davenport, T.C. Kelly. 2002. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55:213–221.

Maron, M., R. J. Hobbs, A. Moilanen, J. W. Matthews, K. Christie, T. A. Gardner, D. A. Keith, D. B. Lindenmayer, C. A. McAlpine. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155:141–148.

McKenney, B.A., J.M. Kiesecker. 2009. Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45:165–176.

Meysick, L., A. Norkko, K. Gagnon, M. Gräfnings, C. Boström. 2020. Context-dependency of eelgrass-clam interactions: implications for coastal restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 647:93–108.

Mikkelsen, L., K.N. Mouritsen, K. Dahl, J. Teilmann, J. Tougaard. 2013. Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series*, 481:239–248.

Miljösamverkan Sverige. 2019. Ekologisk kompensation. Handläggarstöd för en ökad användning och samsyn 2019-05-29. 146 s.

- Moksnes P.-O., L. Gipperth, L. Eriander, K. Laas, S. Cole, E. Infantes. 2016a. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport 2016:8.
- Moksnes, P.-O., L. Gipperth, L. Eriander, K. Laas, S. Cole, E. Infantes. 2016b. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning. Havs och Vattenmyndigheten Rapport, 2016:9.
- Moksnes, P.O., L. Eriander, E. Infantes, M. Holmer. 2018. Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts*, 41:1712–1731.
- Moksnes P.-O., L. Eriander, J. Hansen, J. Albertsson, M. Andersson, U. Bergström, J. Carlström, J. Egardt, R. Fredriksson, L. Granhag, F. Lindgren, K. Nordberg, I. Wendt, S. Wikström, E. Ytreberg. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kust-ekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.
- Moksnes P.-O., E. Röhr, M. Holmer, J. Eklöf, L. Eriander, E. Infantes, C. Boström. 2021. Major impacts and societal costs of seagrass loss on sediment carbon and nitrogen stocks. (i tryck) *Ecosphere*.
- Naturvårdsverket. 2016. Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1.
- Naturvårdsverket. 2017. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av data-underlag för kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Naturvårdsverket Rapport, 6797.
- NOAA. 2021. NOAA Damage Assessment, Remediation and Restoration Program. <https://darrp.noaa.gov/>
- NSO. 2020. Nationell samverkansgrupp för oljeskador. Nationell konferens för oljeskadedydd. 26–27 november 2020, online. Presentation: Ersättning för miljöskador efter oljeolyckor – Ekologisk kompensation i kustmiljön, ECOCOA, Scott Cole.
- Nilsson, J., O. Engstedt, P. Larsson. 2014. Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 721:145–154.
- Niner, H.J., P.J.S. Jones, B. Milligan, C.A. Styan. 2017. A global snapshot of marine biodiversity offsetting policy. *Marine Policy*, 81:368–374.
- Nilsson, J., R.B. Jönsson. 2019. Restaurering av ålgräs i Östersjön: Slutrapportering särskilda åtgärdsprojekt från Havs- och vattenmiljöanslaget (1:12). Länsstyrelsen Kalmar län, Meddelande 2019:12.
- Norkko, A, R. Rosenberg, S.F. Thrush, R.B. Whitlatch. 2006. Scale- and intensity-dependent disturbance determines the magnitude of opportunistic response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330:195–207.
- Nyström Sandman, A., A. Christiernsson, F.G. Fyhr, M. Lindegarth, P. Kraufvelin, P. Bergström, P. Nilsson, R. Fredriksson, U. Bergström, H. Hogfors. 2020. Grön infrastruktur i havet – landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden. Naturvårdsverket, Rapport 6930.
- Pascual, U., P. Balvanera, S. Díaz, G. Pataki, E. Roth, M. Stenseke, R.T. Watson, E. ..., N. Yagi (2017) Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26:7–16.

- Pålsson, C. (red.). 2009. Inventering av behovet och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar (Södra Östersjöns vattendistrikt) – redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Kalmar län, Kalmar.
- Roa-Ureta, R.H., M.N. Santos, F. Leitão. 2019. Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. *Ecological Modelling*, 407:108727.
- Ruskule, A, L. Bergström, J. Schmidtbauer Crona, J. Kotta, P. Arndt, S. Stråke, D. Ustup, S. Sprukta, I. Urtāne. 2019. Green Infrastructure Concept for MSP and Its Application Within Pan Baltic Scope Project. Pan Baltic Scope.
- Salonsaari, J. 2009. Övergödda havsvikar och kustnära sjöar inom Norra Östersjöns vattendistrikt – redovisning av regeringsuppdrag. Länsstyrelsen i Västmanlands län, Västerås. Rapport nr 2009:5.
- Seitz, R.D., H. Wennhage, U. Bergström, R.N. Lipcius, T. Ysebaert. 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, 71:648–665.
- Shafer, D., P. Bergstrom. 2010. An introduction to a special issue on large-scale submerged aquatic vegetation restoration research in the Chesapeake Bay: 2003–2008. *Restoration Ecology*, 18:481–489.
- SOU. 2017. Ekologisk kompensation – Åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av mark-exploatering tillgodoses. Betänkande av Utredningen om ekologisk Kompensation. Statens offentliga utredningar 2017:34.
- Stenberg, C., J.G. Støttrup, M. van Deurs, C.W. Berg, G.E. Dinesen, H. Mosegaard, T.M. Grome, S.B. Leonhard. 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 528:257–265.
- Stocks, K.I., J.F. Grassle. 2001. Effects of microalgae and food limitation on the recolonization of benthic macrofauna into in situ saltmarsh-pond mesocosms. *Marine Ecology Progress Series*, 221:93–104.
- Støttrup, J.G., C. Stenberg, K. Dahl, L.D. Kristensen, K. Richardson. 2014. Restoration of a temperate reef: Effects on the fish community. *Open Journal of Ecology*, 4:1045–1059.
- Støttrup, J.G., K. Dahl, S. Niemann, C. Stenberg, J. Reker, E.M. Stamphøj, C. Gøke, J.C. Svendsen. 2017. Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and lessons learnt. *Ecological Engineering*, 102:468–482.
- Sundblad, G., U. Bergström. 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43:1020–1028.
- Sundblad, G., L. Bergström, T. Söderqvist, U. Bergström. 2020. Predicting the effects of eutrophication mitigation on predatory fish biomass and the value of recreational fisheries. *Ambio*, 49:1090–1099.
- Svedberg, K. 2019. Musselbankar: nulägesanalys och beståndsförstärkning. Magistersarbete, Göteborgs universitet, Göteborg, 41 s.

- TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Torn, K., G. Martin, J. Kotta, M. Kupp. 2010. Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87:27–32.
- Tracey, S., C. Mundy, T. Baulch, M. Marzloff, K. Hartmann, S. Ling, J. Tisdell. 2014. Trial of an industry implemented, spatially discrete eradication/control program for *Centrostephanus rogersii* in Tasmania. Fisheries Research and Development Corporation project no. 2011/087.
- Törnqvist, O., J. Klein, B. Vidisson, S. Häljestig, S. Katif, S. Nazerian, M. Rosengren, C. Giljam. 2020. Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndigheten, 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.
- Vatn, A, D. N. Barton, H. Lindhjem, S. Movik, I. Ring, R. Santos. 2011. Can markets protect biodiversity? An evaluation of different financial mechanisms. Norad Report 19/2011.
- Verdura, J., M. Sales, E. Ballesteros, M.E. Cefali, E. Cebrian. 2018. Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: methods and long-term success assessment. *Frontiers in Plant Science*, 9:1832.
- Widenfalk, L.A., J. Josefsson, E. Öckinger, M. Blicharska, M. Hedblom, O. Widenfalk, T. Ranius, E. Chapurlat, S. Merinero, C. Cambell, T. Pärt. 2021. Systematisera ekologisk kunskap för att effektivisera ekologisk kompensation. Naturvårdsverket Rapport 7007.
- Wikström, A., F. Sundqvist, M. Ulmestrand, H. Wennhage, U. Bergström. 2016. Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård. I: Bergström m.fl. 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua Reports*, 2016:20.
- Wikström S.A., L. Bergström. 2020. Med U. Bergström, P. Kraufvelin, T. Söderqvist, G. Sundblad, S. Cole, P.-O. Moksnes, L. Hasselström. 2020. Skydda och restaurera – så kan vi rädda kustens ekosystem. Östersjöcentrum Policy Brief. <https://balticeye.org/sv/policy-briefs/skydda-och-restaurera/>
- Zweifel, U.L., Egerup, J., Nilsson, J., Carneiro, G. 2013. Utvärdering av projektverksamheten av havs- och vattenmiljöanslaget 2007–2012. Havs- och vattenmyndigheten, Rapport 2013:17.
- Öckinger, E., J. Josefsson, L.A. Widenfalk, M. Blicharska, E. Chapurlat, M. Hedblom, S. Merinero, T. Pärt, O. Widenfalk, T. Ranius. 2021. När kan ekologisk kompensation bidra till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster? Naturvårdsverket, Rapport 6996.

10. Publikationer och data

Publikationer

Cole, S., P.-O. Moksnes, T. Söderqvist, S.A. Wikström, G. Sundblad, L. Hasselström, U. Bergström, P. Kraufvelin, L. Bergström. 2021. Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: a flexible framework that addresses human wellbeing. *Ecosystem Services* 50:191319.

Sundblad, G., L. Bergström, T. Söderqvist, U. Bergström. 2020. Predicting the effects of eutrophication mitigation on predatory fish biomass and the value of recreational fisheries. *Ambio*, 49: 1090–1099.

Kraufvelin, P., J. Olsson, A. Bryhn, U. Bergström,... L. Bergström. (Under arbete.) Screening measures for restoration and environmental compensation in shallow coastal habitats.

Bergström, U., T. Söderqvist, G. Sundblad, S. Cole, P.-O. Moksnes, S.A. Wikström, L. Hasselström, P. Kraufvelin, L. Bergström. 2021, in manus. Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering – dagens tillämpning av ekologisk kompensation och särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling. *Aqua Reports*.

Policy Brief

S.A. Wikström och L. Bergström, med Bergström, U., P. Kraufvelin, T. Söderqvist, G. Sundblad, S. Cole, P.-O. Moksnes, L. Hasselström. 2020. Skydda och restaurera – så kan vi rädda kustens ekosystem. Östersjöcentrum Policy Brief. <https://balticeye.org/sv/policy-briefs/skydda-och-restaurera/>

Presentationer och samverkan

ECOCOA – ett projekt om ekologisk kompensation i kustområden. Marin restaureringskonferens, Kalmar 15 mars 2018. Ulf Bergström

ECOCOA – Environmental Compensation in Coastal areas. SEABASED workshop on habitat improvement funds, Mariehamn 25 April 2019. Lena Bergström

ECOCOA – Ekologisk kompensation i kustområden. Naturvårdsverkets Miljöforskarlag. 19 maj 2020. <https://www.youtube.com/watch?v=HyocdXF1g-A> Lena Bergström

Environmental compensation for coastal biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human well-being. ECSA 58 – EMECS 13 Estuaries and coastal seas in the Anthropocene. Structure, functions, services and management. 7–11 September 2020, Hull, Storbritannien (Inställd på grund av Covid-19). Lena Bergström

Identifiering av kompensationsbehov avseende skador på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. EcoComp Webinarium ”Att utveckla en handelsplattform för ekologisk kompensation och kollagring i svensk natur som gynnar biologisk mångfald” 10–11 november 2020, online. Lena Bergström

Ersättning för miljöskador efter oljeolyckor – Ekologisk kompensation i kustmiljön, ECOCOA. Nationell konferens för oljeskadeskydd. 26–27 november 2020, online.
Scott Cole

Intressentworkshop

Ekologisk kompensation – hur gör man och vad behövs för att komma vidare?
Workshop för medverkande i konferensen Restaurering i Marin miljö 11–12 mars
2020, Stockholm. https://www.lansstyrelsen.se/download/18.613850ae170c00827a8ac26/1584624112386/07_ECOCOA_workshop.pdf

Webbsida ECOCOA

<https://www.slu.se/en/departments/aquatic-resources1/research/ecosystems/ecocoa/>
och <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/forskning1/ekosystem/ecocoa/>

Projektsammanfattningar

Ekologisk kompensation i kustmiljön https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/forskning/ekosystem/project-brief-slu-aqua_ecocoa_tryck2.pdf
ECOCOA – Ecological compensation in coastal areas. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/forskning/ekosystem/project-brief-slu-aqua_ecocoa_eng_tryck2.pdf

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Ekologisk kompensation i kustmiljön

Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med mänsklig verksamhet i kustområdet?

I rapporten undersöks om och hur ekologisk kompensation skulle kunna användas i förvaltningen av kustområden.

Målsättningen med projektet har varit att bidra till en vetenskapligt grundad syn på hur ekologisk kompensation skulle kunna medverka till att stoppa nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Under projektet har forskarna utvecklat ett ramverk utifrån de steg som behöver beaktas i en bedömning av skada och kompensationsbehov.

Med hjälp av ramverket har nuvarande tillämpningar av ekologisk kompensation i svenska kustområden utvärderats. Utifrån svagheter i nuvarande tillämpning ger projektet förslag på åtgärder som kan förfinas och öka användningen av ekologisk kompensation där den är tillämplig.

Ramverket synliggör betydelsen av att värna biologisk mångfald. En genomgång av potentiella kompensationsåtgärder för kustområden visar att det är kostsamt att först förstöra och sedan restaurera, i stället för att skydda och undvika skada i första hand.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.