

Jämförbara nyckeltal för restaureringsprioritering och uppföljning

(Eng: Key indicators for prioritization and monitoring of restoration projects)

Sammanfattning

Restaureringsprojekt kan designas på en mångfald av sätt för att bemöta olika syften. Genom att de behöver anpassas till lokala förutsättningar för att fungera så bra som möjligt är det ofta svårt att jämföra olika restaureringsprojekt med varandra i fråga om deras effektivitet. I vissa situationer finns det ändå behov av att göra mätbara jämförelser med hjälp av indikatorer eller nyckeltal, som stöd för till exempel planering, resurstilldelning. Exempelvis kan det i tidigt skede i åtgärdsprocessen vara kostsamt att ta fram detaljerad information om många potentiella restaureringsprojekt/-åtgärder men det finns ändå behov av övergripande prioritering, i synnerhet på nationell nivå. Det finns således ett behov att prioritera åtgärder i tidigt skede och med begränsad information för att minimera de administrativa kostnaderna, samt identifiera vägar för uppföljning av miljöeffekter som minimerar de administrativa kostnaderna.

Det finns svag konsensus inom forskningen om vilka nyckeltal som är mest lämpliga för att jämföra olika restaureringsprojekt med varandra. Det råder en viss konsensus kring att det mest ändamålsenliga tillvägagångssättet är att använda en kombination av flera kriterier - "**multikriterieanalys**" - som återspeglar restaureringens effekter längs olika dimensioner. Exempel på lämpliga dimensioner i en sådan analys är effekter på ekosystemtjänster, biodiversitet, vattenkemi, produktivitet och människor i närområdet. För att förstå åtgärdernas effektivitet behövs därtill information om hur snabbt effekten förväntas uppstå, och om åtgärdens kostnader. Det slutliga urvalet av restaureringsprojekt kommer även att reflektera mer praktiska aspekter, som möjligheter att få markägarens eller andra nödvändiga tillstånd, faktisk genomförbarhet och total tillgänglig budget. Fördelen med att använda en bred uppsättning av kriterier är att beslutsfattaren kan optimera sin bedömning i förhållande till platsspecifika behov, det vill säga vilka dimensioner som behöver prioriteras i det aktuella området för att nå ställda mål. Multikriterieanalys är troligen det mest lämpliga tillvägagångssättet vid de beslut

som till exempel län, kommuner eller lokala förvaltningsgrupper behöver göra vid planering, för att bestämma vilka restaureringsåtgärder som ska föreslås var, samt med vilken design och omfattning. En nackdel med metoden är dock att den är relativt komplex, vilket gör den svår att kommunicera och redovisa, och om den innehåller moment av expertbedömning kan metoden vara svår att upprepa på ett jämförbart sätt. Multikriterieanalys är därför sannolikt lämplig främst för att rangordna projekter alternativ i förhållande till varandra inom en befintlig mängd, och mindre lämplig för att följa upp olika projekts bidrag till restaureringsmålen över tid. Mer lättkommunicerade och uppföljningsbara mätmetoder – **strategiska nyckeltal** - kan behövas för att följa upp och styra den övergripande progressionen av restaureringsprojekt. Trots att de mätmetoder som tillämpas på en sådan övergripande nivå av nödvändighet är mer trubbiga, kan de vara ändamålsenliga för att utvärdera de förväntade effekterna av en viss resurstilldelning, eller för att övervaka den sammanlagda effekten av olika typer av åtgärder över tid. Som en utgångspunkt för vidare diskussion föreslår vi att en strategisk indikator för restaurering i kustområden baseras på total yta värdefull livsmiljö som nyskapas. Nyckeltalen beräknas företrädesvis separat för olika typer av livsmiljöer, som ålgräsängar, ängar av sötvattensväxter, blåstångsbälten, stenrev, våtmarker och ostörda vegetationsfria mjukbottnar. För mer specifika syften och prioritering föreslår vi några alternativa beräkningar, som exempelvis att införa viktningsvärden baserade på den aktuella livsmiljöns önskvärda förändringstakt och mottaglighet för den aktuella åtgärden. Möjliga metoder för att ta fram viktningsvärdet är intressentdialog och kartbaserad påverkansanalys.

Analysen har fokuserat på förutsättningar för fysisk restaurering i svenska kustmiljöer. Som utgångspunkt har vi antagit att syftet med kvantitativa jämförelsemått är att det batteri av restaureringsprojekt som införs inom en given budget tillsammans ska bidra till att uppnå så bra miljö som möjligt, där begreppet "bra miljö" tolkas brett utan referens till någon specifik lagstiftning.

Texten är en redovisning av uppdrag till SLU från Havs- och vattenmyndigheten (Dnr HAV 2024-002399). Förslagen som presenteras är tänkta att användas som en utgångspunkt för fortsatt diskussion som involverar nationella myndigheter, länsstyrelser och utförare, samt att utvecklas vidare.

Summary in English

Restoration projects can be designed in a variety of ways depending on their objectives. As they are typically adapted to local conditions, it is often difficult to quantitatively compare the potential effectiveness of different restoration projects. However, in some situations it is necessary to make comparisons using indicators or key performance metrics to support transparency in planning and resource allocation. For example, in the early planning of restoration programmes, there is a need to make general prioritizations, but it may be too costly to produce detailed

information on each individual potential restoration project/action. At an early stage of national planning there is often a need to prioritise actions based on limited information and to predict potential environmental effects while minimising administrative costs.

There is little scientific consensus on the most appropriate metrics for comparing different restoration projects. There is some agreement that the most appropriate approach is to use a combination of criteria - 'multi-criteria analysis' - that reflects the effects of restoration along different dimensions. Examples of appropriate dimensions in such an analysis include effects on ecosystem services, biodiversity, water chemistry, productivity and local communities. In addition, understanding the effectiveness of actions requires information on how quickly restoration is expected to be effective and the associated economic costs. The final design and selection of restoration projects will also reflect more practical aspects such as the possibility of obtaining the necessary permits, practical feasibility and the overall budget available. The advantage of using a broad set of criteria is that it allows decision-makers to optimise their assessment in relation to site-specific needs, i.e. which dimensions need to be prioritised in the focus area to achieve the objectives set. Multi-criteria analysis is likely to be the most appropriate approach for decision making by counties, municipalities or local management groups when planning which restoration measures to undertake, where, in what form, and to what extent. However, the method is relatively complex, which makes it difficult to communicate. Because it involves elements of expert judgement, it may also be difficult to replicate in a transparent way across sites or over time. Multi-criteria analysis is therefore likely to be most appropriate when comparing project options within similar environmental setting. Metrics that are easy to track and communicate - strategic performance indicators - could be helpful when the main purpose is to guide and monitor the overall progression of restoration projects. Although these are by their definition considerably less specific, they may be useful for assessing the expected outcome of a particular resource allocation, or for monitoring the accumulated effect of different actions over time. As a starting point for further discussion, we suggest that a strategic performance indicator for coastal restoration should be based on the total area of valuable habitat restored. The indicator would preferably be calculated separately for different types of habitats, such as seagrass meadows, freshwater plants, bladderwrack belts, reefs, wetlands and vegetation-free soft bottoms. For more specific adaptations, we suggest using additional weighting factors to prioritise desired aspects, such as the priority of the focal habitat or how adequately the proposed restoration method targets the habitat. Possible approaches to assigning weights are stakeholder dialogue and map-based impact analysis.

This study has focused on the preconditions for physical restoration in Swedish coastal areas and is based on the assumption that the quantitative metrics would be applied to identify a package of different restoration projects to achieve the best possible environmental outcomes within a given budget.

The study was carried out for the Swedish Agency for Marine and Water Management (Dnr HAV 2024-002399). The proposal presented is intended as a starting point for further discussion and development involving national authorities, county administrative boards and actors.

1. Bakgrund

Ekologisk restaurering är åtgärder som görs för att återställa naturen till ett tidigare läge efter skadlig mänsklig påverkan. I kust- och havsmiljö kan det exempelvis handla om att transplantera ålgräs, återskapa kustnära våtmarker eller tillföra näringsbindande ämnen för att motverka kvarvarande övergödningseffekter från tidigare mänskliga aktiviteter. Med restaurering menar vi här en aktiv åtgärd som syftar till att återställa ekosystemen till ett tillstånd som motsvarar det ursprungliga tillståndet, det vill säga som ekosystemet skulle se ut om det inte utsatts för påverkan från människan. Själva åtgärden kan ses som en process för att hjälpa eller styra återhämtningen av ett ekosystem som har försämrats, skadats eller förstörts¹.

Nyckeltal eller indikatorer kan vara användbara verktyg för att planera restaureringsprojekt så effektivt och ändamålsenligt som möjligt, still exempel om stöd vid allokering av medel och vid uppföljning av hur väl implementerade projekt bidragit till att förbättra miljön. Medan mer exakta verktyg är nödvändiga på den operativa nivån kan övergripande indikatorer på strategisk nivå bidra till en mer transparent uppföljning och prioritering av åtgärder i förhållande till generella målsättningar. I flera situationer behöver prioriteringar göras även mellan åtgärder som riktar sig till olika naturtyper, geografiska områden och metoder.

Dimensioner för att identifiera vad som kan kallas en ”förbättrad miljö” kan inkludera till exempel restaureringens bidrag till att lagstiftade målsättningar uppfylls, exempelvis miljö kvalitetsnormer, eller dess mer övergripande bidrag till biologisk mångfald och ekosystemtjänster, vilket sedan utvärderas i förhållande till en viss kostnad. Idag finns dock en stor spridning av hur effektiviteten av olika restaureringsprojekt beräknas och redovisas, och i många fall saknas sådana beräkningar helt och hållet. En genomgång av vetenskaplig och annan relevant litteratur visar att det även finns svag konsensus inom forskningen kring vilka specifika indikatorer som är mest lämpliga för att jämföra olika restaureringsprojekt med varandra i fråga om ändamålsenlighet eller effektivitet. Det råder en viss konsensus kring att det mest lämpliga tillvägagångssättet är att använda en kombination av flera kriterier - “multikriterieanalys” - som återspeglar restaureringens effekter längs olika dimensioner². Det finns ingen enhetlig syn på vilka sådana dimensioner som kan vara mest generiskt gångbara, vilket sannolikt

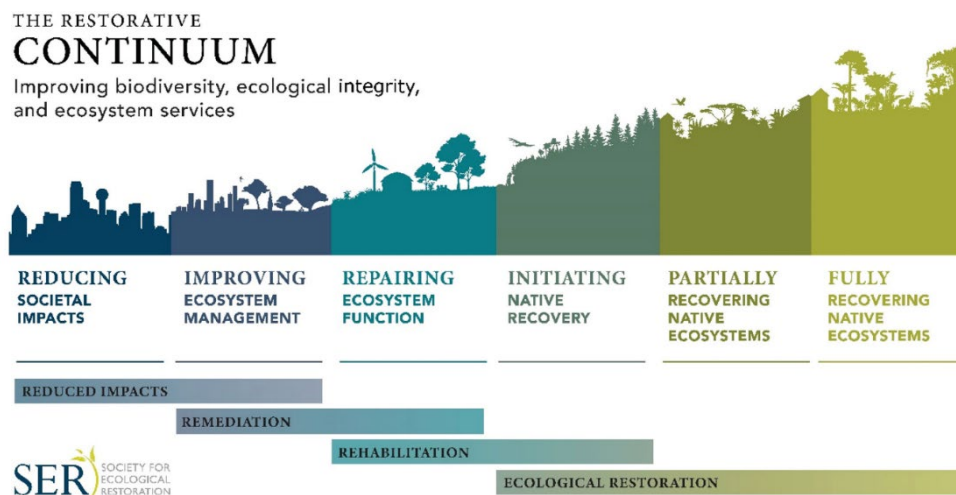
¹ Kraufvelin m.fl. (2020) Havs- och vattenmyndighetens rapport

² Ghijssels m.fl. (2025) Journal for Nature Conservation <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.126914>, Kiker m.fl.(2005) Integrated Environmental Assessment and Management https://doi.org/10.1897/icam_2004a-015.1, Se även Bilaga 1

beror på att olika studier har närmat sig frågan ur olika utgångspunkter (ekologiskt eller geografiskt).

Följande rapportering har som syfte att bidra till ökad jämförbarhet mellan olika restaureringsprojekt avseende deras generella effektivitet, som stöd till bättre underlag för uppföljning och prioritering. Även om behovet finns i flera olika miljöer används här förutsättningarna för aktiva åtgärder i svenska kustområden som utgångspunkt (Ekologisk restaurering, enligt figur 1). I viss mån är resultaten dock även tillämpliga på andra typer av restaurering, inte minst eftersom till exempel minskad belastning och förbättrad förvaltning är en förutsättning för att åtgärden som införs ska vara beständig över tid. Åtgärder med syfte att bygga kunskap och eller att utveckla/testa metoder omfattas dock inte.

I och med att det finns svagt stöd i den vetenskapliga litteraturen, för hur mer specifika nyckeltal skulle kunna utformas, ska förslagen nedan i första hand ses som en diskussion om möjliga vägar framåt. Som inramning har vi antagit att syftet med införandet av nyckeltal är att det batteri av restaureringsprojekt som möjliggörs inom en fastslagen ekonomisk budget tillsammans ska bidra till att uppnå så bra miljö som möjligt så snabbt som möjligt.



Figur 1. The restorative continuum beskriver olika sätt att åtgärda negativa effekter av mänsklig påverkan på ekosystemet. Enligt schemat ökar den ekologiska integriteten och den biologiska mångfalden, liksom kvaliteten och kvantiteten av ekosystemtjänster när man rör sig från vänster till höger i figuren.

2. Resultat

Förslagen har tagits fram utgående från en inledande litteraturgenomgång (Bilaga 1), som har kompletterats med de ytterligare referenser som ges i texten samt diskussioner med uppdragsgivaren. Analysen har fokuserat på att ta fram möjliga generella jämförelsemått för olika typer av restaureringar, inklusive deras fördelar och begränsningar, samt att definiera hur måttet skulle kunna anges. Uppdragsgivaren har betonat vikten av enkelhet och minimering av administrativt arbete. Målsättningen är inte att skapa en metod för perfekt jämförbarhet som tar hänsyn till alla effekt-aspekter av restaurering, utan en enkel metod som fungerar för jämförelser med begränsat dataunderlag och med liten administrativ arbetsinsats.

De presenteras i syfte att diskuteras vidare med nationella myndigheter, länsstyrelser och utförare av restaurering.

2.1 Översikt av de två inriktningar som ingår

Vilken metod och vilken typ av mått som är mest lämpligt att använda kan förväntas variera mellan två huvudsakliga användningsområden:

- För att planera vilka restaureringsprojekt som borde införas var, med vilken design och i vilken omfattning är det mest lämpliga tillvägagångssättet troligen att använda en bred uppsättning kriterier, och att använda metoder som kan omfatta såväl kvantitativ, semi-kvantitativ som kvalitativ information för att få en bred bas för beslut, exempelvis vid länsstyrelser, kommuner eller lokala förvaltningsgrupper. Denna metod kallas nedan för multikriterieanalys.
- Där syftet snarare är att följa upp och styra den övergripande progressionen av restaureringsprojekt, kan det i stället vara mer lämpligt att använda övergripande mått som är lätta att kommunicera och som kan relateras direkt till strategiska målsättningar. Det vore viktigt att indikatorerna är kvantitativa, upprepningsbara och personoberoende. Denna kallas nedan för strategiska nyckeltal.

2.2. Multikriterieanalys

Vårt förslag är att lämpliga dimensioner i en multikriterieanalys inkluderar effekter på ekosystemtjänster, biodiversitet, vattenkemi, produktivitet och människor i närområdet. Medan effekter på biologisk mångfald är grundläggande för restaurering, finns det ett även ett stort behov att säkerställa tillgång på ekosystemtjänster som kan ge nyttigheter för människan. Ett viktigt exempel i åtgärdsarbete är hur nyckelarter i viktiga livsmiljöer bidrar till upptag av näringsämnen, filtrering, biologisk reglering eller andra aspekter som kan ge synergier mellan olika åtgärder. I tillägg kan direkta effekter av åtgärden på vattenkemi behöver beaktas specifikt, till exempel för att undersöka om åtgärden

påverkar koncentrationer av metaller eller näringsämnen i vattnet och vilka positiva eller negativa effekter det kan ha på ekosystemet. Det kan även vara värdefullt att särskilt beakta om åtgärden bidrar till ekosystemets produktivitet och till olika direkta nyttigheter för det lokala samhället, genom nyttjande av ekosystemtjänster. Figurer 2-3 visar exempel på kriterier som enligt rekommendationer från *Society for Ecological Restoration* skulle kunna ingå i en sådan analys inom ett projekt, avseende effekter på både samhällseliga aspekter och ekologiska effekter (Gann m.fl. 2019³). Kriterierna kan bedömas med stöd av kvantitativa, semi-kvantitativa eller kvalitativa data. Ett alternativ till kvantitativa indikatorer är att använda antingen kvalitativa bedömningar eller semi-kvantitativa metoder (klassning). I dessa fall används olika typer av expertbedömning med stöd av erfarenheter från de relevanta studier som finns tillgängliga. Att använda expertbedömningar gör det möjligt att väga in fler kriterier och datatyper, vilket minskar risken för att viktiga aspekter ignoreras. På grund av att de är personberoende ger de dock sämre transparens och större risk för att själva metoden bidrar till skillnader mellan olika bedömare och över tid.

Fördelar med multikriterieanalys

- Beslut kan optimeras i förhållande till platsspecifika behov, genom att ta ställning till vilka kriterier (dimensioner) som behöver prioriteras i det aktuella området för att nå ställda mål.
- Metoden kan stimulera ökad effektivitet genom att beakta effekter av olika alternativ för metod, design, och dimensionering på projektnivå och i en projektportfolio.
- Den kan beakta flera olika aspekter av processer och livsmiljöns kvalitet
- Kvalitativa eller semi-kvantitativa data kan inkluderas om siffermässiga underlag saknas, vilket minskar risken för att betydande data – eller hela dimensioner – ignoreras i beslutsprocessen.

Nackdelar med multikriterieanalys

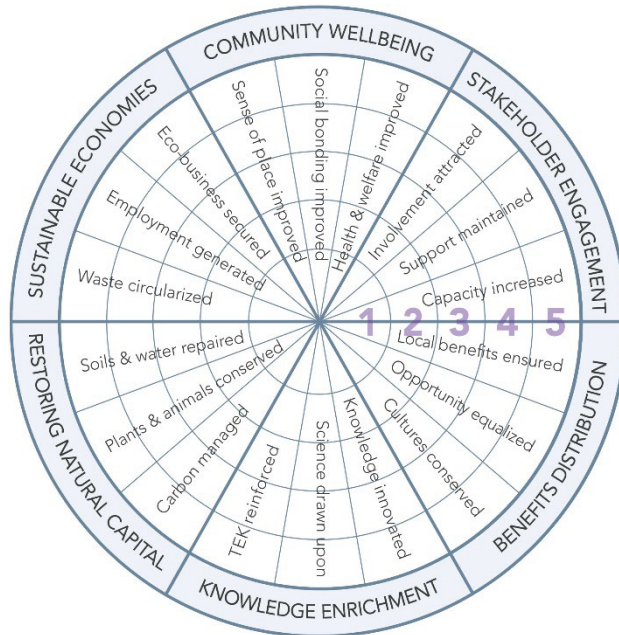
- Metoden är relativt komplex, vilket kan göra den jämförelsevis svår att kommunicera och redovisa.
- Om expertbedömningar inkluderas är multikriterieanalys sannolikt mindre lämplig för att följa upp summan av olika projekts bidrag till restaureringsmålen över tid (lämplig främst för att rangordna eller jämföra en befintlig uppsättning projektalternativ i förhållande till varandra).

Översikt av metoden för multikriterieanalys

Då multikriterieanalys beaktar flera dimensioner behövs en dialog med en bred grupp av intressenter, för att i ett första steg ta fram ett urval av vilka dimensioner som behöver beaktas och i ett andra steg göra en behovsanalys i förhållande till dessa dimensioner och ta fram prioriteringar. Analysen kan vid behov baseras på

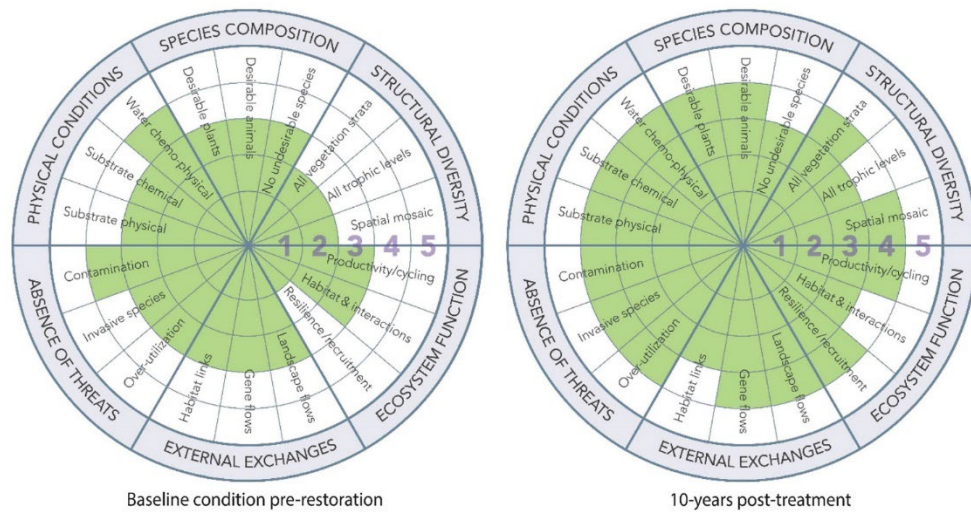
³ Gann m.fl. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Restoration Ecology

en blandning av kvantitativa data eller expertbedömning. Behovsanalysen kan användas för att göra prioriteringar tillsammans med en uppskattning av praktisk genomförbarhet, kostnader och risker. Om man vill jämföra olika rumsliga alternativ med varandra kan analysen hänvisas till specifika platser med hjälp av GIS, där medskapandeprocesser ofta rekommenderas (ett exempel på en sådan process visas i Faithfull m fl⁴). Vid uppföljning görs en bedömning av i vilken grad de initialt uppställda målen har uppnåtts, vilket också kan uppmärksamma behov att gradvis anpassa åtgärden för att ge större effekt.



Figur 2. Exempel på ett sätt att utvärdera i vilken grad ett ekologiskt restaureringsprojekt (eller grupp av projekt inom ett program) når sina uppställda mål. Exemplet fokuserar på samhällliga aspekter. I Figur 2 illustreras olika ekologiska aspekter (från Gann m.fl. 2019).

⁴ Faithfull m.fl. (2025) Samskapande processer för införande av naturskydd i Söderhamns kommun. Under bearbetning.



Figur 3. Det ekologiska restaureringshjulet är ett verktyg för att förmedla progressionen av återställning/återhämtning för olika ekosystemattribut jämfört med en referensmodell. I det här exemplet representerar det första hjulet tillståndet för varje attribut som bedöms under projektets baslinjeinventeringsfas. Det andra hjulet avbildar ett 10 år gammalt restaureringsprojekt, där över hälften av dess egenskaper har uppnått ett fyrstjärnigt skick. Aktörer som är insatta i projektets syfte, målsättningar, platsspecifika egenskaper och återhämtningsgrad kan delta i processer för att ange hur stora delar av respektive segmenten för varje underattribut som ska skuggas, baserat på formell eller informell utvärdering. Namnen på underattribut kan modifieras enligt lokala behov, läggas till eller dras ifrån (Dessa omnämns även i Bilaga 1). Från Gann m.fl. (2019).

2.3 Strategiska nyckeltal

Fysiska restaureringsåtgärder i våra kustområden inriktar sig ofta på vissa specifika livsmiljöer, som uppskattas för sin existens och/eller förväntas skapa förutsättningar för ökad biologisk mångfald och stärkt tillgången på ekosystemtjänster. Kopplingen mellan livsmiljöns struktur, funktion, ekosystemtjänster och nyttigheter beskrivs genom kaskadmodellen⁵. Genom att sambandet mellan ekosystemets strukturella egenskaper och dess funktioner genom kaskadmodellen kan identifieras på teoretisk nivå, finns det argument för att en mer övergripande uppföljning borde fokusera på livsmiljöer eller habitatbildande arter som:

1. Har en identifierad koppling till en specifik uppsättning ekosystemtjänster (är funktionellt lika)
2. Är föremål för restaureringsåtgärder i svenska kustområden.

Vårt förslag är att en strategisk indikator för prioritering och uppföljning av restaurering i kustområden baseras på total yta värdefull livsmiljö som nyskapas i förhållande till uppställda målsättningar (metoden specificeras närmare nedan). De viktigaste livsmiljöerna som behöver beaktas kan inkludera ålgräsängar, ängar av sötvattensväxter (fröväxter och kransalger i brackvatten), blåstångsbälten, stenrev,

⁵ Haines-Young R, Potschin M (2018) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu, Cole m.fl.2021. Ecological indicators

blåmusselbankar, våtmarker och ostörda vegetationsfria mjukbottenar. De angivna livsmiljöerna har ingen enhetlig koppling till befintliga klassificeringar som används till exempel inom länsstyrelsernas arbete eller EU, utan föreslås här rent förutsättningslöst på grund av att de förhållandevis entydigt kan kopplas till ekologiska funktioner och ekosystemtjänster genom kaskadmodellen. Även om metoden är trubbigare än multikriterieanalys ger detta en högre sannolikhet för att resultaten även kan tolkas i förhållande till förväntade ekologiska och socioekonomiska effekter (se dock "nackdelar", nedan). För en mer direkt koppling till naturrestaureringslagen eller specifika direktiv (exempelvis naturtyper) kan dock en annan gruppering eller översättningsnycklar behöva tas fram. De livsmiljöer som föreslås representerar sådana som är vanligt förekommande objekt för fysiska restaureringsåtgärder av relevans för svenska⁶.

Fördelar med alternativet strategiska nyckeltal

- Den gör det möjligt att följa den kumulativa utvecklingen över tid
- Den är förenlig med principer för andra strategiska verktyg, till exempel för biokrediter och ekologisk kompensation⁷.
- Den är lätt att kommunicera och redovisa.
- Låga administrativa kostnader att beräkna.

Nackdelar med alternativet strategiska nyckeltal

- Metoden är förhållandevis trubbig eftersom den inte omfattar olika typer av effekter utan i stället använder yta av livsmiljö som en approximation av förmodade ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster. Flera samhällsrelaterade effekter omfattas inte.
- En viktig aspekt är att den inte tar ställning till variation i livsmiljöns miljöstatus eller andra kvalitativa aspekter, vilket gör att yta prioriteras över funktionalitet. Det här kan i viss mån bemötas genom att definiera begreppet "värdefull livsmiljö" så att den omfattar kvalitativa aspekter. Man kan till exempel välja att endast räkna den yta av livsmiljö som uppfyller vissa kvalitativa kriterier, som täckningsgrad eller en viss grad av habitatkomplexitet.
- Metoden tar inte ställning till åtgärdens geografiska placering, till exempel effekter på konnektivitet. Det här kan i viss mån bemötas genom viktning, se nedan.
- Metoden förutsätter att resultatet av restaureringen är beständig, det vill säga att effekten inte avklingar över tid, eller att behovet av att åtgärden upprepas över tid eller underhålls inkluderas i beskrivningen av åtgärden och dess kostnader.
- Brist på kartunderlag kan vara en begränsning i vissa situationer. Kan uppfattas som överförenklad.

⁶ Kraufvelin m.fl.(2021) Restoration measures for coastal habitats in the Baltic Sea: cost-efficiency and areas of highest significance and need. Report HELCOM ACTION

⁷ Ducros & Steele (2022) 21216IIED.pdf, Jönsson m.fl. 2023. Naturvårdsverket Rapport 7103.

Översikt av metoden för strategiska nyckeltal

För att använda nyckeltalet behövs information relaterat till:

Yttäckning

- a) Livsmiljöns teoretiska utbredning i planeringsområdet (baserat på någon form av habitatmodellering; kvm)
- b) Hur stor yta som finns i dagsläget av den aktuella livsmiljön och med den önskvärda kvaliteten (baserat på påverkansanalys, expertbedömning eller intressentdialog utgående från habitatmodeller; kvm)
- c) Önskvärd yta av värdefull livsmiljö, med önskvärd kvalitet (baserat på regelverk eller intressentdialog, till exempel X% av teoretisk yta; kvm)

Relevans (kompletterande faktor för vissa användningar och beräkningar, se nedan):

- d) Hur effektivt restaureringen adresserar de mest betydande påverkanskällorna, om man beaktar all samlad påverkan på den aktuella livsmiljön (baserat på påverkansanalys, expertbedömning; klassning på en grad-skala, till exempel 1–5).
- e) Potentiellt kan även ytterligare viktningsfaktorer användas för att väga in andra egenskaper som förväntas öka projektet värde för miljömål, som bidrag till konnektivitet

Andra parametrar

För att skatta det totala behovet av dimensionering inom ett visst program (bestående av flera olika projekt) behövs därtill information om varje åtgärds implementeringstid och om eventuella kända osäkerhetsfaktorer, förutsatt att dessa inte redan beaktats i projektspecificeringen:

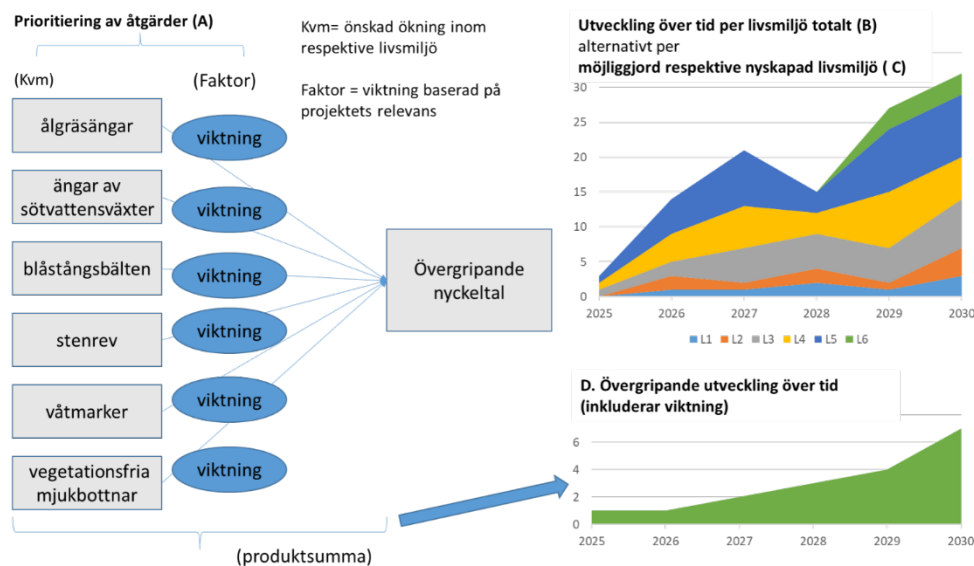
- f) Förväntad responstakt (faktor som representerar antal år innan åtgärden är fullt implementerad, till exempel vilken tid som krävs mellan att åtgärden implementeras och att den har nått avsedd effekt, till exempel vid naturlig succession)
- g) Risk för att restaureringen inte ska fungera (osäkerhetsfaktor)

Förslag på användning och beräkning av strategiska nyckeltal

- A. **För prioritering av åtgärder inom respektive livsmiljö** föreslår vi att använda ett viktningsvärde baserat på livsmiljöns önskvärda ökade yta (c minus b) och åtgärdens relevans (d).
- B. **För att följa utveckling av livsmiljön över tid** föreslår vi att använda total yta värdefull livsmiljö per år. Som referensvärde kan (c) användas. Det är dock sannolikt att den totala ytan blir svår att skatta på ett tillförlitligt sätt.
- C. **För att i stället följa progressionen av åtgärder** föreslår vi att använda två mått: total yta värdefull livsmiljö som möjliggjorts (initierats) respektive som de

facto nyskapats genom restaurering, vid ett visst år (kvadratmeter). Beräknas separat för varje livsmiljö över tid. Som referensvärde kan (c minus d) användas. För att beräkna kostnadseffektivitet kan man relatera ökningen till total kostnad för respektive livsmiljö.

- D. Om man i stället skulle vilja använda **ett övergripande nyckeltal, i stället för separata värden per livsmiljö**, så skulle man kunna använda produktsumman av ytan för respektive livsmiljö (b eller c) och dess viktningsvärde (d), eller (d)*(e). (Figur 4).
- E. För att beräkna **totalt behov av dimensionering** behöver även andra faktorer ingå i uppskattningen: (c-b)*e*f [kvm]



Figur 4. Visualisering av beräkning för de förslag till nyckeltal A-D som beskrivs i texten. Beräkning E återges inte i bilden.

3. Kommentar

Denna PM visar möjliga alternativa sätt att använda nyckeltal vid planering och uppföljning av restaureringar. Förslagen har anpassats till de data och verktyg som kan förväntas vara tillgängliga för att implementera nyckeltalen som verktyg, men de har inte ännu förankrats tillräckligt hos nationella och regionala myndigheter.

I ett nästa steg skulle det även vara lämpligt att testa angreppssättet på någon eller några utvalda livsmiljöer som är vanligt förekommande i restaureringssammanhang.

Den slutliga implementeringen av restaureringsprojekt kommer även att reflektera mer praktiska aspekter, som möjligheter att få markägarens eller andra nödvändiga tillstånd, faktisk genomförbarhet och total tillgänglig budget, vilka inte har beaktats här.

Bilaga 1. Kartläggning och inventering av forskning på området

För att jämföra kostnadseffektivitet av marina restaureringsprojekt med varandra på basen av indikatorer eller nyckeltal kan man försöka fastställa vilka projekt som bidrar med den största ekologiska och ekonomiska nyttan i förhållande till deras kostnader. Nedan presenteras olika tillvägagångssätt som diskuteras i den vetenskapliga litteraturen.

Multidisciplinära metoder

Olika multidisciplinära bedömningsmetoder kan skräddarsys och avgränsas till specifika sammanhang och skalor för att säkerställa projekt som erbjuder en bredd av ekologiska och socio-ekonomiska nyttor, och möjlighet att göra bedömningar i förhållande till vilka prioriteringar man vill satsa på. Vid prioritering av restaureringsprojekt behövs då omfattande bedömningar av olika faktorer som ekosystemtjänster, biologisk mångfald, kostnadseffektivitet, socioekonomiska fördelar, klimatanpassning, med mera. Genom att använda en kombination av dessa bedömningar och beakta information om vetenskaplig och teknisk genomförbarhet kan beslutsfattare prioritera de restaureringsprojekt som ger största möjliga miljönytta och maximerar möjligheterna att uppnå hållbara och kostnadseffektiva lösningar.

Några exempel på vanliga metoder inom detta angreppssätt anges nedan.

Kostnads-nyttanalyser

Kostnads-nyttanalyser innebär att de totala förväntade kostnaderna för ett projekt jämförs med de totala förväntade nyttorna. Denna metod omfattar att både direkta och indirekta kostnader och nyttor vägs in. Direkta kostnader och nyttor är direkta finansiella kostnader för genomförande, upprätthållande och övervakning. Dessa kostnader beräknas då för ett projekt och jämförs med de direkta nyttorna som till exempel ökade fiskbestånd, avkastning för turism, och förbättrad vattenkvalitet. Indirekta kostnader och nyttor kan bestå av icke-kommersiella nyttor som ekosystemtjänster (till exempel kolinlagring, förhöjd biodiversitet) och möjliga socio-ekonomiska nyttor (skapande av arbetsplatser, ökat välmående i samhället), och dessa kostnader vägs också in (De Groot m.fl. 2013, Martínez-Paz m.fl. 2013, Brander m.fl. 2016). Analysen kan därmed visa hur mycket nytta projektet medför till samhället jämfört med vad det kostar.

Ekosystemtjänstvärdering

Ekosystemtjänster är de direkta och indirekta fördelar som människor får från ekosystem. Värdering av ekosystemtjänster kan hjälpa till att identifiera vilka restaureringsprojekt som ger störst nytta för miljö och samhälle. Man brukar särskilja mellan dessa grupper av ekosystemtjänster:

- Stödjande tjänster: exempelvis biologisk mångfald, habitatförsörjning,
- Reglerande tjänster: kolsekvistrering, kustskydd, vattenrening,
- Tillhandahållande tjänster: fisk, skaldjur, andra marina resurser,
- Kulturella tjänster: rekreation, turism, estetiska värden.

Några exempel på restaureringsåtgärder och vad de kan tillföra i form av ekosystemtjänster:

- Kolsekvistrering: Blå kol-projekt, som restaurering av ålgräsängar och mangroveskogar kan binda stora mängder koldioxid.
- Kustskydd: Återställande av stenrev, musselbankar, ålgräsängar, korallrev och mangroveskogar kan minska erosion och skydda mot stormar.

Vid en ekosystemtjänstevaluering identifieras, kvantifieras och fastställs de monetära värden för ekosystemtjänster som kan fås från miljön. Vanligt förekommande metoder vid bestämning av monetära värden för ekosystemtjänster är villkorad värdering (*contingent valuation*), hedonisk prissättning (*hedonic pricing*; pris som sätts utifrån kundernas upplevelse av tjänsten/produkten) eller förmånsöverföring (*benefit transfer*). Detta kan vara till god hjälp vid jämförelse av det ekonomiska värdet hos ekosystemtjänster som har restaurerats eller förstärkts genom olika projekt (Barbier m.fl. 2011, Costanza m.fl. 1997, 2014).

Analys av kostnadseffektivitet

Genom att jämföra kostnader för att uppnå specifika ekologiska resultat kan man identifiera vilka projekt som ger mest miljönytta per investerad krona för att säkerställa att resurserna används på ett effektivt sätt. Man använder sig vid detta arbete av ekonomiska analyser och utför bedömningar av kostnad per enhet nytta, som kostnad per ton kol inlagrat eller kostnad per hektar återställt habitat. Vid analys av kostnadseffektivitet görs alltså först en effektivitetsmätning där klara, mätbara resultat för restaureringsprojekt definieras (till exempel yta restaurerat habitat, antal arter bevarade). Sedan jämförs kostnader och resultat där kostnader beräknas per enhet resultat (till exempel kostnader per ytenhet restaurerat habitat) och jämförs mellan olika projekt för att identifiera vilka projekt som ger mest värde för pengarna (Ferraro & Simpson 2002, Bayraktarov m.fl. 2016).

Exempel:

- Restaurering av översvåmningsområden kan vara kostnadseffektiva genom att minska kostnader för översvåmningsrisker samtidigt som de förbättrar biologisk mångfald.
- Återställande av förstörda rev och anläggning av artificiella rev kan vara kostnadseffektiva för att öka fiskpopulationer och ekoturism. De återställda reven kan också skydda kusten genom att dämpa effekterna av kraftiga stormar och vågor.

Beslutsanalys baserat på multipla kriterier

Multikriterianalys innebär att projekt evalueras baserat på multipla kriterier och innefattar en poängsättning och rankning. Först identifierar man och väger in multipla urvalskriterier som är relevanta för projektframgång som till exempel ekologisk effekt, sociala fördelar, ekonomiska kostnader och genomförbarhet. Därefter använder man sig av poängsättning och rankning där varje projekt poängsätts mot dessa kriterier och poängen aggregeras sedan för att man ska kunna rangordna projekten. Det här tillvägagångssättet följer en mer holistisk bedömningsgrund utöver fokusering på enbart kostnader och effektivitet (Kiker m.fl. 2005, Halpern m.fl. 2013).

Avkastning på investering och social avkastning på investering

Metoden beräknar den finansiella avkastningen i relation till investeringskostnaderna, vilket kan vara speciellt användbart för projekt med resultat som kan mätas marknadsmässigt. *Social return on investment* (SROI) vidareutvecklar *return on investment* (ROI) till att utöver miljömässiga och ekonomiska värden också ta med sociala värden, vilket ger en mer holistisk bedömning. SROI beaktar därmed bredare effekter på samhällen och ekosystem och ger en mer omfattande och nyanserad bild av ett projekts värde. I samband med SROI kan man mer specifikt fokusera på värdering av socioekonomiska fördelar och social acceptans och medverkan. Projekt som ger socioekonomiska fördelar, som förbättrad lokal ekonomisk utveckling, utbildning och kultur samt försörjning för lokala samhällen eller ökad ekoturism, kan prioriteras. För att restaureringsåtgärder ska vara framgångsrika och hållbara är det viktigt att de har stöd från lokalsamhällen och andra intressenter och att dessa involveras i planering och genomförande av projekt (Naidoo & Ricketts 2006, Primavera 2006, Christie m.fl. 2009).

Exempel:

- Mangroverestaurering: Kan stödja lokala fiskesamhällen och öka turismintäkter.
- Östersjöns restaurering: Förbättrad vattenkvalitet kan öka turism och rekreation.

Rumslig planering och prioriteringsverktyg

Rumslig analys med GIS utförs för att bedöma de geografiska och miljömässiga sammanhangen hos restaureringsprojekt. Detta kan hjälpa till med att identifiera områden där restaurering kan vara mest effektivt. Prioriteringsramverk kan sedan användas för att kunna få fram och prioritera projektbaserade på kriterier som om området utgör ett hot spot för biodiversiteten, områdets ekologiska betydelse, områdets resiliens mot klimatförändringar, områdets samhällsekonomiska sårbarhet och projektets möjlighet till framgång (Pressey m.fl. 2007).

Adaptiv förvaltning och övervakning

Adaptiv förvaltning innebär att det i de projekt som förverkligas ingår kontinuerlig övervakning och utvärdering. Strategier justeras baserat på inhämtad feedback och kännedom om eventuella förändrade förhållanden för att förbättra kostnadseffektiviteten över tid. Robusta övervakningsprogram etableras för att spåra ekologiska, sociala och ekonomiska resultat och ge försäkran om att projektet möter sina mål och ger ett högt värde för pengarna (Walters & Holling 1990, Williams 2011).

Exempel på verktyg och ramverk som kan användas:

- *The Marine Debris Economic Assessment Tool* är ett index för ekonomisk bedömning av hantering av marint skräp som används för att evaluera ekonomiska effekter av marint skräp och kostnadseffektiviteten hos program för dess avlägsnande.
- *The Ocean Health Index (OHI)* är ett index för "havets hälsa" och utgör ett omfattande ramverk för att bedöma statusen av marina ekosystem helhetsmässigt, vilket kan bidra med bakgrundsinformation för olika prioriteringar inom restaureringsprojekt.
- *InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade offs)*: Detta paket kring integrerad valuering av ekosystemtjänster och olika avvägningar utgör en modellsvit som används för att kartlägga och värdera varor och tjänster från naturen och därigenom stöda informerat beslutsfattande vad gäller förvaltning av resurser.

Värdering av biologisk mångfald och hotade arter

Projekt som syftar till att bevara hotade arter eller viktiga livsmiljöer kan prioriteras baserat på deras potential att bevara och stärka biologisk mångfald, särskilt för hotade och skyddade arter. Fokus kan till exempel vara på hotade arter med åtgärder som skyddar eller återställer livsmiljöer för dessa, eller på artdiversitet med åtgärder som bevarar eller ökar den biologiska mångfalden i ekosystem (Worm m.fl. 2006, Hughes m.fl. 2010, Fourqurean m.fl. 2012).

Exempel:

- Återställande av sjögräsängar: viktiga för marint liv som t.ex. ryggradslösa djur och för många fiskarter.
- Korallrevsrestaurering: viktigt för att bevara den biologiska mångfalden i tropiska marina ekosystem.

Värdering utgående från klimatanpassning och resiliens

Restaureringsprojekt som förbättrar ekosystemens och samhällens motståndskraft mot klimatförändringar, extrema väderhändelser och andra störningar kan prioriteras (Hale m.fl. 2009, Gedan m.fl. 2011, Barbier 2014, Murillas-Maza m.fl. 2023, Bueno-Pardo m.fl. 2024).

Exempel:

- Förbättrad klimatanpassning med projekt som ökar ekosystemens förmåga att anpassa sig till klimatförändringar, och ger stärkt resiliens hos samhället genom åtgärder som förbättrar lokalbefolkningens motståndskraft mot ekonomiska och miljömässiga förändringar.
- Restaurering av våtmarker och undervattensvegetation lagrar kol och minskar negativa effekter av stormar.
- Återplantering av kustnära vegetation skyddar mot erosion, vilket ger nyttigheter särskilt vid stigande havsnivåer och mera frekventa extrema klimathändelser (till exempel stormar), samtidigt som det erbjuder livsmiljö för många arter.

Värdering utgående från vetenskaplig och teknisk genomförbarhet

Åtgärderna bör vara vetenskapligt underbyggda (stå på en vetenskaplig grund) och vara tekniskt genomförbara, samt använda beprövad teknik och tillgängliga resurser (Walters & Holling 1990).

Värdering utgående från etiska grunder

Åtgärderna bör inte förstöra existerande orörda miljöer eller hota andra arter för att gynna enskilda målarter. Ett exempel på detta kan vara att gräva upp förbindelser mellan havet och kustnära våtmarker för att säkerställa fiskvandring och lek för till exempel gädda, medan man samtidigt med åtgärden kanske riskerar fortlevnaden för vissa arter av undervattensvegetation som exempelvis känsliga kransalger. Sådana åtgärder måste noga övervägas, speciellt som framgången hos restaureringsåtgärder ofta är osäkra och man då kan riskera att ingen positiv effekt uppnås för målarten (gäddan), medan en negativ effekt kan åsamkas på andra arter (exempelvis undervattensvegetationen; eget tillägg, P. Kraufvelin).

Socioekonomiska och ekologiska restaureringsattribut och indikatorer

Attribut och indikatorer som restaureringsprojekt behöver uppnå kan också åskådliggöras med restaureringshjulen enligt Gann m.fl. (2019). Beroende på vilka projekt/objekt som undersöks och utvärderas kan det finnas färre eller fler attribut och indikatorer som är relevanta, men i detta exempel anges sex attribut och tre indikatorer för varje attribut både för det socioekonomiska (Tabell B.1.1) och ekologiska hjulet (Tabell B.1.2). Det socioekonomiska hjulet i tabell B.1.1 ger exempel på sociala fördelar som kan assistera vid bestämning av till hur hög grad ett restaureringsprojekt uppnår sina målsättningar för social utveckling. Det kompletterar det ekologiska restaureringshjulet i tabell B.1.2 som används för att evaluera framgångar i ekologisk återhämtning jämfört med projektets referensområden och referensmodeller.

Tabell B1.1. Socioekonomiskt restaureringshjul (från Gann m.fl., 2019).

Attribut	Indikator
Samhällets välmående	• Förbättrad platskänsla • Social samhörighet • Hälsa och välfärd
Intressenters engagemang	• Deltagande lockade • Bibehållet stöd • Ökad kapacitet
Förmånsfördelning	• Lokala fördelar garanterade • Utjämning av möjligheter • Kulturer bevarade
Kunskapsberikning	• Kunskapsförnyelse • Vetenskaplig grund • Förstärkning av traditionell ekologisk kunskap
Återställande av naturkapital	• Jord och vatten återställs • Växter och djur bevaras • Kolhantering
Hållbara ekonomier	• Miljöaffärer säkrade • Skapande av arbetsplatser • Cirkulering av avfall

Tabell B1.2. Ekologiskt restaureringshjul (från Gann m.fl., 2019).

Attribut	Indikator
Artsammansättning	• Önskvärda växter • Önskvärda djur • Inga oönskade arter
Strukturell diversitet	• Alla vegetationsskikt • Alla trofiska nivåer • Rumslig mosaik
Ekosystemfunktion	• Produktivitet/cirkulation • Habitat och interaktioner • Resiliens/rekrytering
Externt utbyte	• Habitatlänkar • Genflöde • Landskapsflöde
Frånvaro av hot	• Ingen kontaminering/förorening • Inga invasiva arter • Inget överutnyttjande
Fysiska förhållanden	• Fysikalisk-kemiska aspekter hos vatten • Substratkemi • Substratfysik

Text och metodik från marin restaurering med koppling till Sverige och HELCOM

Urvalskriterier/prioritering av restaureringsåtgärder på nationell nivå har berörts tidigare av Kraufvelin m.fl. (2021a), och på Östersjönivå av Kraufvelin m.fl. (2021b). Olika åtgärder har beskrivits och evaluerats med användning av ett poängssystem utgående från olika aspekter som ser på deras genomförbarhet och effektivitet (med användning av poäng 1–3 eller 0–3, ju högre poäng desto bättre). Uppställningen påminner delvis om **Beslutsanalys baserat på multipla kriterier** (*Multi-Criteria Decision Analysis*, MCDA) som rekommenderas av Kiker m.fl. (2005) och Halpern m.fl. (2013). Följande kriterier användes:

- Åtgärdstyp, gående från åtgärder med större chanser att återskapa historiska tillstånd till åtgärder med mindre chanser (som “restaurering”, “rehabilitering”, “assisterad naturlig återhämtning”, “habitatförbättring”, “förhöjning av tillstånd”, “ersättande system”, “skadelindring” och “andra åtgärder”),
- Om restaureringsåtgärderna representerar “hotade arter/habitat”,

- Om restaureringsåtgärderna representerar “viktiga ekosystemtjänster/mänskliga nyttor”,
- Om det finns risker med att inte göra någon åtgärd för restaureringsmålet,
- Om fokus är på “orsak”, “symptom” eller “bådadera”,
- Tillgänglighet till metodik,
- Om det förekommer relevanta praktiska erfarenheter,
- Chanserna för positiv framgång av åtgärden på lång sikt,
- Behov av kompletterande åtgärder för att uppnå målsättningarna,
- Risk för negativa sido-effekter från åtgärderna,
- Storleken (i rumslig skala) på det område som påverkas positivt av åtgärden,
- Uppskattning av kostnaderna för att uppnå restaureringsmålsättningarna.

Som en del av en workshop i projektet HELCOM ACTION (Kraufvelin m.fl.2021b) fick sju experter på bentiska habitat från Östersjöregionen fylla i ett "poängkort" baserat på ovanstående aspekter. Dessutom fylldes poängkortet i av fem forskare från SLU Aqua och de sammanslagna resultaten rapporterades. De genomsnittliga poäng som erhöles från dessa 12 experter, för varje kombination av kriterium och restaureringsåtgärd, summerades sedan för att ge en övergripande uppskattning. I denna process erhöles också ett värde för "säkerhet" genom att räkna standardavvikelser för medeltalet av de givna poängen. Baserat på denna övning rankades åtgärderna efter deras totala summor och ordnades i tabell B.1.3, där den första kolumnen visar de med högst total summa och den andra kolumnen visar genomsnittlig variabilitet i poängen. Dessa resultat representerar endast experternas uppfattning om ämnet utgående från de kriterier som undersökningen ställde upp.

Enligt de summerade värdena i denna övning rankas åtgärder som restaurering av kustnära våtmarker och skydd/fredning av livsmiljöer högst (som mest genomförbara/effektiva), medan många traditionella restaureringsåtgärder för habitat anses vara mindre effektiva eller svårare att genomförbara framgångsrikt (dessa återfinns i mitten av tabellen). Några rehabiliterande åtgärder och fysikalisk-kemiska åtgärder rankas lägst (Tabell B.1.3). Den största samstämmigheten mellan experterna registreras för restaurering av kustnära våtmarker, ålgräsängar och fleråriga brunalger, medan minst överensstämmelse finns för åtgärder som stärker rovfiskbestånd, restaurering av mjukbotten som naturligt är fria från vegetation, samt användning av musselodling för att skörda näringsämnen och minska näringsbelastning (Tabell B.1.3).

Tabell B.1. 3. Resultat från en expertutvärdering av genomförbarheten/effektiviteten för olika restaureringsåtgärder i Östersjön (på engelska), där 12 experter (se texten) fick möjlighet att fylla i ett "poängkort", och därmed beräknades medelvärden för varje kombination av aspekt och restaureringsåtgärd som sedan summerades. En osäkerhetsnivå har också beräknats genom att använda standardavvikelser från de givna poängen. Grönt indikerar de mest genomförbara åtgärderna (d.v.s. höga medelpoäng) samt den högsta överensstämmelsen (d.v.s. låg standardavvikelse), medan rött indikerar motsatsen.

Restoration measure	Average tallied sums of eight experts	Averaged SDs indicating agreement among the experts (lower value means more agreement)
Restoration of coastal wetlands and fladas/lagoons	31,2	0,45
Protection of habitats	30,1	0,54
Restoration of stony reefs	26,3	0,57
Restoration of blue mussel reefs	25,7	0,59
Invigorating piscivorous fish populations to rehabilitate coastal ecosystem function	25,6	0,75
Restoration of eelgrass, <i>Zostera marina</i>	24,5	0,42
Restoration of soft bottom macrophytes (other than eelgrass)	23,3	0,55
Restoration of brown macroalgae, mainly <i>Fucus vesiculosus</i>	23,1	0,42
Rehabilitation of hard bottoms by establishment of artificial reefs	21,7	0,64
Reducing nutrient loading by farming and harvesting blue mussels	19,8	0,69
Rehabilitation of anoxic, nutrient rich or polluted sediments by removal or coverage	19,5	0,65
Restoration of soft bottoms naturally free of vegetation	19,3	0,7

Bio-manipulation to remove cyprinids and sticklebacks and rehabilitate coastal ecosystem function	19,2	0,65
Reducing internal phosphorus loads by metal binding	18,5	0,62
Rehabilitation of hypoxic areas by oxygen pumping	15,8	0,5

Perspektiv från arbetet med den limniska strategin

I pågående arbete med den nationella strategin för limnisk restaurering anges att en värdering och prioritering sker i samtliga steg i arbetsprocessen. Länsstyrelsen värderar och prioriterar på landskapsnivå i de regionala planerna. Hur den praktiska värderingen och prioriteringen ska gå till utarbetas närmare i de vägledningar Havs- och vattenmyndigheten ska ta fram kopplat till regionala planer och projektlistan samt de rutiner som ska sättas upp för medelsfördelning.

I tabellerna nedan presenteras perspektiv från det nationella arbetet med den limniska strategin i en lätt omarbetad form som en anpassning till restaureringsarbeten längs kusten, gällande prioriteringsgrunder (Tabell 4) och värdering (Tabell 5).

Tabell B.1. 4. Prioriteringsgrunder för att utvärdera marina restaureringsprojekt.

Landskapsperspektiv och blågrön infrastruktur	Effekten av åtgärder ska bedömas på ett landskapsperspektiv med en utgångspunkt i blågrön infrastruktur. Möjlighet att åtgärda grunden till påverkan på en större landskapsskala d.v.s. ur ett avrinningsområdesperspektiv och att tänka mer helhetsperspektiv än att åtgärda effekten av påverkan genom platsspecifika åtgärder är centralt. Det kan exempelvis innebära åtgärder kopplat till markanvändning, återskapande av naturliga funktioner och processer samt åtgärder för att förbättra konnektivitet (uppströms/nedströms samt i sidled till svämplanet, längsgående längs kusten). Om annan negativ påverkan på vattendraget såsom vattenkemisk kvalitet bedöms vara svår att åtgärda, finns risken att fysiska restaureringsåtgärder inte får önskvärd effekt. En helhetsbild av påverkan på vattensystemet är därför viktig.
Longitudinell konnektivitet	Åtgärden återställer naturliga strukturer och funktioner som bidrar till minst god status vad gäller möjlighet till spridning och fri passage för djur, växter, sediment och organiskt material i uppströms och nedströms riktning.
Lateral konnektivitet	Åtgärden återställer naturliga strukturer och funktioner som bidrar till minst god status vad gäller möjlighet till spridning och fria passager för djur, växter, sediment och organiskt

	material från vattenförekomsten till omgivande landområden (närområde och svämplan). Åtgärdande av barriärer kan prioriteras utifrån EU-kommissionens allmänna principer (se <i>Longitudinell konnektivitet</i>).
Morfologiskt tillstånd	Åtgärden återställer naturliga strukturer och funktioner som bidrar till minst god status vad gäller den fysiska formen hos vattenförekomsten, till exempel aspekter som djupförhållanden och bottensubstratets sammansättning.
Hydrologisk regim	Åtgärden bidrar till minst god status vad gäller flöde och vattenståndsförändringar.
Skyddad natur	Områden som har långsiktigt skydd genom t.ex. biotopskydd, naturreservat, nationalpark eller Natura 2000 kan säkerställa bevarande av de värden som återskapas genom restaurering.
Värdefulla arter och stammar	Arter och stammar som har ett särskilt behov av åtgärder, d.v.s. arter som omfattas av art- och habitatdirektivet, EU:s restaureringsförordning, svenska rödlistan, arter som omfattas av ÅGP samt utpekade värdefulla arter och stammar. Åtgärder som återskapar dessa arter och stammars livsmiljöer bör prioriteras.
Värdefulla vatten	Vatten som är utpekade i objektlistan <i>Värdefulla vatten</i> utifrån natur- och resursvärde. Ett värdefullt vatten indikerar höga naturvärden vilket talar för att det finns en potential för att öka naturvärdena i vattensystemet som helhet om närliggande områden restaureras och en blågrön infrastruktur återskapas.
Sårbarhet	Vattenmiljöer som är särskilt sårbara för störningar såsom effekter av pågående klimatförändring. Det kan handla om risk för torrläggning eller vatten som hyser kallvattenarter som är särskilt känsliga för högre vattentemperatur. Fysisk påverkan i form av exempelvis dämning, utdikning och avsaknad av kantzon kan förstärka klimatförändringens negativa effekter på vattenmiljöer.
Stöd för åtgärd	Stöd för åtgärden från markägare, lokala organisationer, berörda samhällsintressen, myndigheter innebär bättre möjligheter för att genomföra åtgärder.
Genomförbarhet	Hög genomförbarhet innebär t.ex. inga större juridiska utmaningar, fysisk genomförbarhet på plats, få markägare, få osäkerheter i projektet.
Kostnadseffektivitet	Ju större miljönytta i förhållande till kostnaden, desto mer kostnadseffektiv åtgärd. En mycket prioriterad restaureringsåtgärd kan motivera en högre åtgärds kostnad.
Potentiella synergieffekter med andra samhällsmål	Potentiella synergieffekter med klimatanpassning, mål i EU:s biodiversitetsstrategi, samhällsplanering m.fl. områden ska bedömas och vägas in när restaurering prioriteras. Dessa synergieffekter redovisas närmare i bilaga C. Genom att utveckla samverkan mellan restaurering i sjöar och

	vattendrag med annat relevant arbete kan ett effektivare arbete skapas som tydligare bidrar till flera samhällsmål.
--	---

Tabell B.1. 5. Förslag på aspekter att beakta vid utvärdering av restaureringsprojekt.

Kriterier för prioritering
Landskapsperspektiv
Bidrag till fritt strömmande vatten (longitudinell och lateral konnektivitet)
Restaurering av naturtyper enligt art- och habitatdirektivet
Status inom vattendirektivet (biologi, morfologiskt tillstånd, hydrologisk regim, konnektivitet)
Samverkan med skyddad natur
Värdefulla arter och stammar
Värdefulla vatten
Sårbarhet
Stöd för åtgärd
Genomförbarhet
Kostnadseffektivitet
Risker
Risk för ekologiska fällor
Risk för främmande arter och smittor
Synergieffekter
Synergieffekter med klimatanpassning
Synergieffekter med våtmarksarbetet
Synergieffekter med marin miljö
Synergieffekter med urban miljö
Synergieffekter med jordbruk
Synergieffekter med skogsbruk
Synergieffekter med infrastruktur
Synergieffekter med kulturmiljö
Synergieffekter med fritidsfiske och rörligt friluftsliv
Övrigt nationellt miljöarbete i marina vatten

Kostnader för marina restaureringar

Kostnaderna för marin restaurering varierar beroende på habitattyp, restaureringsmetod och geografisk plats. Information om restaureringskostnader kan redan i sig utgöra en indikator som kan användas vid prioriteringar av olika insatser, eftersom man rimligtvis kan önska sig mer output/resultat från en mer påkostad restaurering än från insatser som görs för lägre kostnader. Listan nedan ger en översikt över uppskattade kostnader för olika marina habitat och

restaureringsåtgärder per ytenhet från olika exempel globalt. Siffrorna ger en generell uppfattning men specifika projekt kan variera beroende på lokala förhållanden, specifika projektmål och tillgängliga resurser

- **Korallrevsrestaurering** (Bayraktarov m.fl. 2016)
 - Direkt transplantering: Att plantera korallfragment direkt på ett rev kostar mellan \$10,000 och \$150,000 per hektar.
 - Korallodling och utsättning: Uppfödning av koraller i odlingar och utsättning på rev kostar mellan \$400,000 och \$600,000 per hektar.
- **Restaurering av mangroveskog** (Lewis 2001)
 - Plantering av plantor: Kostnaderna varierar mellan \$225 och \$216,000 per hektar beroende på metod och lokala förhållanden.
 - Naturlig återväxt: Stöd till naturlig återväxt genom att förbättra hydrologiska förhållanden kan vara betydligt billigare, från \$225 till \$25,000 per hektar.
- **Sjögräsängsrestaurering** (Orth m.fl. 2006, Bayraktarov m.fl. 2016, Moksnes m.fl. 2016, Reynolds m.fl. 2016)
 - Transplantering av sjögräsplantor: Kostnaderna ligger vanligtvis mellan \$100,000 och \$500,000 per hektar.
 - Fröspridning: En billigare metod som kan kosta mellan \$1,250 och \$40,000 per hektar.
- **Makroalgsrestaurering** (Carney m.fl., 2005, de Groot m.fl., 2012, Campbell m.fl. 2014)
 - Transplantering av vuxna individer fästa till stenar är den vanligaste metoden, men även sådd för vissa arter av tare (kelp). Generella kostnadsspann på \$280,000 till \$670,000 per hektar har angetts (de Groot m.fl. 2012), men också bredare span (beroende på art, geografiskt område och metod) på \$22,000 per hektar (Campbell m.fl. 2014) till \$2,550,000 per hektar (Carney m.fl. 2005).
- **Restaurering av ostronrev och blåmusselrev** (de Groot m.fl. 2012, La Peyre m.fl. 2014))
 - Sättning av ostronlarver på skal eller annat hårt substrat under vatten för att gynna musseltillväxt: Kostar mellan \$30,000 och \$100,000 per hektar (La Peyre m.fl., 2014).
 - Byggande av konstgjorda rev (Brumbaugh & Coen, 2009): Anläggande av strukturer som betongblock, sten eller återanvända skalmaterial för att skapa en bas för mussel- och ostronkolonisation. Kostnad: \$100,000 till \$1,000,000 per hektar, beroende på material och komplexitet i konstruktionen.
 - Tillämpning av biologiska förbättringar (zu Ermgassen m.fl., 2012). Detta involverar användning av biologiska tillsatser som förbättrar substratets kvalitet och främjar musselkolonisation. Kostnad: \$50,000 till \$150,000 per hektar, beroende på typen av biologiska förbättringar och omfattningen av insatsen.

- Kombination av olika metoder (La Peyre m.fl. 2014). Ofta används en kombination av ovanstående tekniker för att maximera framgången och minska kostnaderna. Kostnad: \$50,000 till \$500,000 per hektar, beroende på specifika kombinationer av metoder och lokala förhållanden.
- **Saltmarskrestaurering** (Temmerman m.fl. 2013).
 - Plantering av saltmarskväxter: Kostar mellan \$8,000 och \$80,000 per hektar.
 - Hydrologisk återställning: Åtgärder som återställer naturliga vattenflöden kostar mellan \$10,000 och \$100,000 per hektar.
- **Restaurering av stenrev** (Støttrup m.fl. 2014, 2017, Kraufvelin m.fl. 2021ab, 2023)
 - Metoden innebär utplacering av naturliga stenar (att föredra) eller sprängsten till områden där historiska stenrev har avlägsnats.
 - Restaurering av 7 hektar och stabilisering av 6 hektar stenrev i Danmark kostade \$5,300,000 (ca \$400,000 per hektar). Konstruktion och övervakning av sju stenrev bestående av 800,000 m³ sprängsten i Sverige kostade \$1,300,000 (ca \$200,000 per hektar).
- **Restaurering av kustnära våtmarken, flador, laguner** (Saarinen, 2019, Kraufvelin m.fl. 2021ab)
 - Återskapande av funktioner hos kustnära våtmarker och gynnande av undervattensvegetation, ryggradslösa djur och fiskrekrytering genom uppdämning eller återetablering av trösklar för att hålla kvar vatten i systemen och också åtgärder som avlägsnande av vandringshinder för fisk.
 - Kostnaderna för restaurering av en hektar kustnära våtmark (eller en flada/lagun) har uppskattats till \$11,000–\$22,000 (inklusive planerings- och restaureringskostnader, men exklusive övervakningskostnader efteråt).
 - Kostnaderna för marin restaurering varierar alltså kraftigt beroende på habitat och metod och kan sammanfattas enligt följande:
 - Korallrev: \$10,000 - \$600,000 per hektar
 - Mangroveskogar: \$225 - \$216,000 per hektar
 - Sjögräsängar: \$1,250 - \$500,000 per hektar
 - Makroalgsbestånd: \$22,000 till \$2,550,000 per hektar
 - Ostron- och blåmusselrev: \$30,000 - \$1,000,000 per hektar, varav:
 - Sättning av mussellarver på skal: \$30,000 - \$100,000 per hektar
 - Byggande av konstgjorda rev: \$100,000 - \$1,000,000 per hektar
 - Biologiska förbättringar: \$50,000 - \$150,000 per hektar
 - Kombination av metoder: \$50,000 - \$500,000 per hektar
 - Saltmarsker: \$8,000 - \$100,000 per hektar
 - Stenrev: \$200,000 - \$400,000 per hektar
 - Kustnära våtmarker, flador och laguner: \$11,000 - \$22,000 per hektar.

Inledande rekommendationer för val av indikatorer/nyckeltal för effektivitet

För att jämföra effektiviteten av olika marina restaureringsåtgärder är valet av lämpliga indikatorer avgörande för en korrekt utvärdering. Dessa indikatorer bör vara robusta, mätbara och direkt kopplade till ekologiska, sociala och ekonomiska resultat. För att säkerställa att satsningen på olika projekt är optimal och värdet för pengarna kan maximeras är det viktigt att använda indikatorer som ger en helhetsbild av projektens effektivitet, hållbarhet och långsiktiga effekter. De bästa indikatorerna eller kriterierna bör täcka både ekologiska, biofysiska och socioekonomiska aspekter. Biologisk mångfald, habitatkomplexitet, vattenkvalitet, ekosystemtjänster, artöverflöd och näringsvävdynamik ger viktiga insikter i den ekologiska framgången med restaureringsinsatser. Socioekonomiska indikatorer spelar också en nyckelroll i att avgöra långsiktig hållbarhet och stöd från intressenter. Genom att integrera flera indikatorer kan de komplexa effekterna av marin restaurering utvärderas på ett brett och omfattande sätt, vilket säkerställer att både miljömässiga och mänskliga fördelar maximeras.

Baserat på aktuell forskning finns ett antal indikatorer som anses vara mer effektiva än andra för att bedöma effektiviteten av marina restaureringsåtgärder. Nedan redogörs för de viktigaste indikatorerna:

Biologisk mångfald och artsammansättning

En av de vanligaste indikatorerna på framgång inom marin restaurering är biologisk mångfald, eftersom ett diversifierat ekosystem tenderar att vara mer motståndskraftigt och produktivt och ge fler ekosystemtjänster (Cardinale m.fl., 2012). Artrikedomen, antalet olika arter som finns i ett återställt habitat, ger grunderna för återhämtningen av ekosystemets komplexitet. Återställande av artmångfald är ofta en prioritet i marina miljöer på grund av den roll biodiversiteten spelar för ekosystemens funktion och motståndskraft. Restaureringsprojekt i artrika ekosystem tenderar generellt att vara mer kostnadseffektiva över tid, eftersom de kan leda till självgående ekosystem som kräver mindre långsiktig förvaltning (Cardinale m.fl., 2012). Återkomst av vissa nyckelarter eller dominerande habitatbildande arter, som ålgräs, koraller, musslor eller fleråriga makroalger, kan också användas för att mäta framgången med habitatspecifika restaureringsinsatser (McDonald m.fl., 2016, Gann m.fl. 2019), eftersom detta är viktigt för att bedöma hur väl ett restaureringsprojekt återställer ekosystemets funktionalitet.

Habitatets strukturella komplexitet

Den strukturella komplexiteten i marina habitat, såsom den fysiska utformningen av korallrev, ålgräsängar eller makroalgs- och musselbäddar, spelar en nyckelroll för att stödja biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Graham & Nash, 2013). Restaureringsframgång utvärderas ofta baserat på återhämtningen av dessa fysiska strukturer och då ofta i form av mängd habitatyta i hektar, eftersom de ger kritiska

skydds- och lekplatser för marina arter. Mätvärden som procentuell täckning av habitatbildande arter (till exempel av korall eller ålgräs) och fysisk heterogenitet i habitatet kan användas för att bedöma strukturell återhämtning. Habitatbaserad restaurering har också visat sig vara ett effektivt verktyg för att adressera hållbarhet hos ekosystemtjänster och för att motverka mänsklig fattigdom (Basconi m.fl. 2020).

Förbättring av vattenkvalitet

Indikatorer för vattenkvalitet, såsom koncentrationer av näringsämnen (t.ex. kväve och fosfor), grumlighet, syrehalter och pH, är avgörande för att utvärdera marina restaureringsinsatser, särskilt i eutrofierade miljöer (Duarte m.fl., 2005, 2020). En betydande minskning av näringsbelastning, suspenderade partiklar eller föroreningar som ett resultat av restaureringsinsatser, såsom rehabilitering av våtmarker eller restaurering av ostronrev, är ett direkt mått på restaureringens effektivitet i att återställa marina miljöer (Bricker m.fl. 2008). Förbättringar i vattnets klarhet och minskning av skadliga algbloomningar används ofta som indirekta mått på restaureringens påverkan på ekosystemets övergripande hälsa och kan spara kostnader för vattenrening, öka livskvaliteten för lokalsamhällen och leda till förbättrade socioekonomiska förhållanden (Duarte m.fl. 2005, 2020).

Ekosystemtjänster

Återställande och förstärkning av ekosystemtjänster som kolinlagring, vattenrening, kustskydd och produktion av livsmedel blir alltmer erkänt som ett viktigt mått på framgång. Ekosystemtjänster erbjuder både direkta och indirekta ekonomiska fördelar för samhällen och är avgörande för att koppla ekologisk återhämtning till människors välbefinnande (Basconi m.fl. 2020). Kolinlagringshastigheter i ålgräsängar eller mangroveträsk, kust som stabiliseras av återställda habitat, vatten som renas av musselbäddar, minskad risk för översvämningar och förstärkning av lokal fiskeri är direkta resultat av marina restaureringsinsatser och ger en stark koppling mellan miljö och ekonomisk nytta (Barbier m.fl. 2011). Att övervaka och kvantifiera leveransen av dessa tjänster ger en socio-ekologisk bedömning av restaureringens effektivitet och hjälper beslutsfattare att se de långsiktiga fördelarna av restaureringsåtgärder.

Arternas överflöd och biomassa

Ökningen av överflödet och biomassan hos nyckelarter är en viktig indikator på restaureringsframgång. En ökning av fiskbiomassan efter habitatrestaurering och förbättrad habitatkvalitet och ekosystemfunktion gynnar kustsamhällen direkt både ekologiskt och ekonomiskt (Mumby & Harborne, 2010). Genom att övervaka fiskpopulationer, ryggradslösa djur och primärproducenter över tid kan man få en tydlig indikation på om restaureringsinsatser har lett till ekologisk återhämtning och att ekosystemtjänster som fisk eller kolsekvistrering har kunnat återställas.

Trofiska interaktioner och näringsvävsdynamik

Att återställa interaktioner i näringsväven, såsom rovdjurs- och bytesrelationer samt energiflödet över trofiska nivåer, är avgörande för fungerande ekosystem. Indikatorer som återkomsten av toppredatorer, herbivoreernas täthet eller förändringar i näringsstrukturen hos marina samhällen kan användas för att mäta återställandet av ekologiska processer (Byrnes m.fl. 2006). Mångfald inom funktionella grupper och balans i trofiska interaktioner är särskilt viktiga i komplexa ekosystem som korallrev och kustnära våtmarker.

Genetisk mångfald och konnektivitet, långsiktig hållbarhet

Genetisk mångfald inom återställda populationer är en annan viktig indikator, eftersom den bidrar till arternas långsiktiga motståndskraft och anpassningsförmåga till exempel till klimatförändringar (Hughes m.fl., 2008). Konnektiviteten mellan återställda habitat och omgivande områden, vilket underlättar artmigration och genetiskt flöde, kan mätas genom att spåra artförflyttningar eller använda genetiska markörer. Detta är särskilt relevant i marina system där återhämtningen av naturliga processer som larvspridning, naturlig rekrytering, och etablering av stabila metapopulationer är avgörande för en hållbar återhämtning och den långsiktiga integriteten hos det restaurerade ekosystemet (Hobbs & Harris, 2001). Långsiktiga övervakningsprogram är nödvändiga för att fånga upp dessa dynamiska förändringar. Det är också viktigt att säkerställa att restaureringsinsatser är robusta och kan upprätthållas med minimal ytterligare insats (Hughes m.fl., 2008).

Socioekonomiska indikatorer

Framgång inom marin restaurering bör inte bara vara ekologisk utan också socioekonomisk. Indikatorer som återhämtning av lokal fisk, skapade arbetstillfällen, förbättrad infrastruktur och ökad turism är kritiska för att utvärdera en bredare påverkan av restaureringsinsatser och kan maximera värdet för de investerade pengarna. Socioekonomiska indikatorer överlappar ofta med ekosystemtjänster och speglar restaureringens bidrag till mänskliga samhällen. Det är viktigt att komma ihåg att restaureringsprojekt som också genererar ekonomiska och sociala fördelar för lokalsamhällen kan leda till ökat stöd och större långsiktig hållbarhet. (Pasquaud m.fl. 2010).

Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektiviteten per åtgärd bör inkluderas som en indikator för att säkerställa att restaureringsåtgärder ger maximal ekologisk och socioekonomisk avkastning på investerade resurser (Bayraktarov m.fl. 2016). Ett projekt som ger en hög ekologisk och socioekonomisk avkastning för en lägre initial investering eller underhållskostnad anses mer kostnadseffektivt. Att jämföra kostnaden per ytenhet för restaurering eller kostnaden per ton av koldioxid som sequestreras kan ge tydlig information om vilken typ av restaureringsåtgärder som ger mest valuta för

pengarna. Kostnadseffektiva åtgärder inkluderar ofta sådana som kan skalas upp eller replikeras i andra områden med minimala justeringar.

Tidsram och snabb återhämtning

Effekten av ett restaureringsprojekt kan också mätas i termer av hur snabbt återhämtning sker. Projekt som levererar mätbara positiva resultat på kort sikt ger större omedelbar nytta och kan vara mer attraktiva ur en investeringssynpunkt. Kortare återhämtningstider kan indikera att ett projekt är effektivt i att snabbt återställa ekosystemfunktioner (Perring m.fl. 2015). Snabb återhämtning innebär också att de ekonomiska fördelarna uppnås snabbare, vilket gör att projektet ger snabbare avkastning på investeringar och detta kan vara särskilt viktigt för beslutsfattare som behöver visa snabba framgångar för att rättfärdiga finansiering.

Sammanfattande slutsatser

Väldigt lite kan direkt hittas internationellt kring vilka indikatorer/nyckeltal som främst rekommenderas, kanske finns det något rapporterat mer generellt, men det verkar åtminstone inte så efter denna inledande sökning. Denna avsaknad av en indikatorernas *holy grail* påpekas också flitigt i många vetenskapliga artiklar (se exempelvis Zhao m.fl. 2016, Basconi m.fl. 2020, Cadier m.fl. 2020, Frascetti m.fl. 2021). Känslan är att det råder viss konsensus kring att flera indikatorer bör användas parallellt för att det ska gå att få till en effektiv jämförelse av och prioritering mellan marina restaureringsprojekt (för att få maximal valuta för en investering). Dessa indikatorer bör härstamma från eller till någon del omfatta ekosystemtjänster, biodiversitet, kostnadseffektivitet, vattenkvalitet, återhämtningstid, biomassaproduktion, hållbarhet och socioekonomiska fördelar. Genom att använda en någorlunda bred uppsättning av indikatorer kan beslutsfattare fatta välgrundade beslut som optimerar både ekologiska och ekonomiska resultat, och därigenom säkerställa hållbara och kostnadseffektiva restaureringar av marina miljöer. Att sträva efter att hitta en eller ett par gyllene indikatorer som skulle vara mer allmängiltiga och fungera i de flesta sammanhang ter sig lite orealistiskt i ljuset av detta, men kan tänkas fungera om frågeställningarna och målsättningarna är väldigt specifika. Att förlita sig på endast en eller ett fåtal indikatorer är sällan tillräckligt för att få en heltäckande bild av projektens effektivitet. Det här är särskilt tydligt i marina ekosystem, där komplexa biologiska, hydrografiska, fysiska, kemiska och socioekonomiska faktorer samverkar. Därför kan det vara klokt att sträva efter att använda en bred uppsättning indikatorer som kan ge en mer nyanserad och övergripande bild av restaureringsprojektets värde och effektivitet.

De mest effektiva indikatorerna för att jämföra och prioritera marina restaureringsprojekt inkluderar således en kombination av ekologiska, ekonomiska och sociala variabler. Indikatorer som biodiversitet, ekosystemtjänster,

kostnadseffektivitet och vattenkvalitet ger en solid grund för att mäta återställningsframgångar. Samtidigt bidrar faktorer som habitatets strukturella komplexitet, trofiska interaktioner och näringsvävsdynamik, återhämtningstid, biomassaproduktion, hållbarhet och socioekonomiska fördelar också till en mer nyanserad och heltäckande förståelse av restaureringsprojektets värde. Det är svårt att hitta en enda indikator som kan fungera i alla sammanhang, vilket gör det viktigt att integrera flera indikatorer för att uppnå en mer holistisk och rättvis jämförelse. Trots begränsningarna i att bedöma restaureringars effektivitet, i avsaknad av en standardiserad definition på framgång, är sammanhanget (grad av mänsklig påverkan, ekosystemtyp, habitat, och så vidare.) där restaureringsåtgärden genomförs ofta mer relevant för ett framgångsrikt resultat än hur (metoden) restaureringen utförs (Fraschetti m.fl. 2021). Prioritering av restaureringsplatser med hänsyn till mänsklig användningsgrad och bevarandestatus verkar speciellt ha avgörande betydelse för att uppnå avsedda resultat och för att kunna driva fortsatta åtgärder framåt (Fraschetti m.fl., 2021).

Referenser till Bilaga 1

- Barbier, E. B. m.fl. (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81(2):169-193. DOI: 10.1890/10-1510.1
- Barbier, E. B. (2015) Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosystem Services* 11:32-38. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.06.010
- Basconi, L., Cadier, C., Guerrero-Limón, G. (2020). Challenges in marine restoration ecology: how techniques, assessment metrics, and ecosystem valuation can lead to improved restoration success. In *YOUMARES 9-the oceans: our research, our future: proceedings of the 2018 conference for YOUNg MARine RESearcher in oldenburg, Germany* (pp. 83-99). Springer International Publishing.
- Bayraktarov, E. m.fl. (2016) The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications* 26(4):1055-1074. DOI: 10.1890/15-1077
- Brander, L. M. m.fl. (2016) Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering* 95:15-25. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.081
- Bricker, S. B., Longstaff, B., Dennison, W., Jones, A., Boicourt, K., Wicks, C. (2008) Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae* 8(1):21-32.
- Brumbaugh, R. D., Coen, L. D. (2009) Contemporary approaches for small-scale oyster reef restoration to address substrate versus recruitment limitation: a review and comments relevant for the Olympia oyster, *Ostrea lurida* Carpenter 1864. *Journal of Shellfish Research* 28(1):147-161. DOI: 10.2983/035.028.0118
- Bueno-Pardo, J., Ruiz-Frau, A., Garcia, C., Ojea, E. (2024) Assessing the effectiveness of marine nature-based solutions with climate risk assessments. *Global Change Biology* 30(5):e17296.
- Byrnes, J. E., Stachowicz, J. J., Hultgren, K. M., Randall Hughes, A., Olyarnik, S. V., Thornber, C. S. (2006) Predator diversity strengthens trophic cascades in kelp forests by modifying herbivore behaviour. *Ecology Letters* 9:61-71.
- Cadier, C., Bayraktarov, E., Piccolo, R., Adame, M. F. (2020) Indicators of coastal wetlands restoration success: a systematic review. *Frontiers in Marine Science* 7:600220.
- Campbell, A.H., Marzinelli, E.M., Vergés, A., Coleman, M.A., Steinberg, P.D. (2014) Towards restoration of missing underwater forests. *PLoS One* 9:e84106.

- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401):59-67.
- Carney, L.T., Waaland, J.R., Klinger, T., Ewing, K. (2005) Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series* 302:49-61.
- Christie, P. m.fl. (2009) Back to basics: An empirical study demonstrating the importance of local-level dynamics for the success of tropical marine conservation. *Marine Policy* 33(4):763-771. DOI: 10.1016/j.marpol.2009.02.006
- Costanza, R. m.fl. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630):253-260. DOI: 10.1038/387253a0
- Costanza, R. m.fl. (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152-158. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- De Groot, R.S. m.fl. (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1:50-61.
- De Groot, R. m.fl. (2013) Benefits of Investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology* 27(6): 1286-1293. DOI: 10.1111/cobi.12158
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2(1):1-8.
- Duarte, C. M. m.fl. (2020). Rebuilding marine life. *Nature* 580(7801):39-51.
- Ferraro, P. J., Simpson, R. D. (2002) The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78(3):339-353. DOI: 10.2307/3146904
- Fourqurean, J. W. m.fl. (2012) Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5(7):505-509. DOI: 10.1038/ngeo1477
- Fraschetti, S. m.fl. (2021) Where is more important than how in coastal and marine ecosystems restoration. *Frontiers in Marine Science* 8:626843.
- Gann, G. D. m.fl. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology* 27:S1-S46.
- Gedan, K. B. m.fl. (2011) The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic Change* 106(1):7-29. DOI: 10.1007/s10584-010-0003-7
- Graham, N. A., Nash, K. L. (2013) The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32(2):315-326.
- Hale, L. m.fl. (2009) Ecosystem-based adaptation to climate change in coastal and marine areas. In *IOP Conference Series. Earth and Environmental Science* (Vol. 6, No. 35). IOP Publishing.
- Halpern, B. S. m.fl. (2013) Achieving the triple bottom line in the face of inherent trade-offs among social equity, economic return, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(15):6229-6234. DOI: 10.1073/pnas.1217689110
- Hobbs, R. J., Harris, J. A. (2001) Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9(2):239-246.
- Hughes, T. P., Bellwood, D. R., Folke, C., Steneck, R. S., Wilson, J. (2005) New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20(7):380-386.
- Hughes, T. P. m.fl. (2010) Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution* 25(11):633-642. DOI: 10.1016/j.tree.2010.07.011
- Kiker, G. A. m.fl. (2005) Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(2):95-108. DOI: 10.1897/IEAM_2004a-015.1

- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Olsson, J. (2021a) Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28. 180 s. (excluding separate appendices. In Swedish).
- Kraufvelin, P., Olsson, J., Bergström, U., Bryhn, A., Bergström, L. (2021b) Restoration measures for coastal habitats in the Baltic Sea: cost-efficiency and areas of highest significance and need. Report HELCOM ACTION, 80 pp.
- Kraufvelin, P., Bergström, L., Sundqvist, F., Ulmestrand, M., Wennhage, H., Wikström, A., Bergström, U. (2023). Rapid re-establishment of top-down control at a no-take artificial reef. *Ambio* 52:556-570.
- La Peyre, M. m.fl. (2014) Oyster reef restoration in the northern Gulf of Mexico: extent, methods and outcomes. *Ocean and Coastal Management* 89:20-28.
- Lewis, R. R. (2001) Mangrove restoration—Costs and benefits of successful ecological restoration. Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop, Universiti Sains Malaysia, Penang.
- Martínez-Paz, J. M., Perni, A., Martínez-Carrasco, F. (2013) Assessment of the programme of measures for coastal lagoon environmental restoration using cost-benefit analysis. *European Planning Studies* 21(2):131-148.
- McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., Dixon, K. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA.
- Moksnes, P. O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., Infantes, E. (2016) Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9, Göteborg, 146 s.
- Mumby, P. J., Harborne, A. R. (2010). Marine reserves enhance the recovery of corals on Caribbean reefs. *PLoS ONE* 5(1):e8657.
- Murillas-Maza, A. m.fl. (2023) Ecosystem indicators to measure the effectiveness of marine nature-based solutions on society and biodiversity under climate change. *Nature-Based Solutions*, 4, 100085.
- Naidoo, R., Ricketts, T. H. (2006) Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology* 4(11):e360. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040360
- Orth, R. J. m.fl. (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56(12):987-996. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[987]2.0.CO;2
- Pasquaud, S., Pillet, M., David, V., Sautour, B., Elic, P. (2010). Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86(2):237-246.
- Perring, M. P. m.fl. (2015) Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6(8):1-13.
- Pressey, R. L. m.fl. (2007) Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution* 22(11):583-592. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.001
- Primavera, J. H. (2006) Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean and Coastal Management* 49(9-10):531-545. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2006.06.018
- Reynolds, L. K., Waycott, M., McGlathery, K. J., Orth, R. J. (2016) Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restoration Ecology* 24:583-588.
- Saarinen, A. (2019) Restaurering av grunda kustmiljöer i Kvarken – Erfarenheter, metoder och framtida åtgärder med fokus på flador. Delrapport inom Interreg Botnia Atlantica projekt Kvarken Flada. Länsstyrelsen, Umeå.
- Støttrup, J. G., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L. D., Richardson, K. (2014) Restoration of a temperate reef: effects on the fish community. *Open Journal of Ecology* 4:1045-1059.
- Støttrup, J. G., Dahl, K., Niemann, S., Stenberg, C., Reker, J., Stamphøj, E. M., Gøke, C., Svendsen, J. C. (2017) Restoration of a boulder reef in temperate waters: Strategy, methodology and lessons learnt. *Ecological Engineering* 102:468-482.

Temmerman, S. m.fl. (2013) Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, 504(7478):79-83. DOI: 10.1038/nature12859

Walters, C. J., Holling, C. S. (1990) Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71(6):2060-2068. DOI: 10.2307/1938620

Williams, B. K. (2011) Adaptive management of natural resources — framework and issues. *Journal of Environmental Management* 92(5):1346-1353. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.10.041

Worm, B. m.fl. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(5800): 787-790. DOI: 10.1126/science.1132294

Zhao, Q., Bai, J., Huang, L., Gu, B., Lu, Q., Gao, Z. (2016) A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecological Indicators* 60:442-452.

zu Ermgassen, P. S. E. m.fl. (2012). Historical ecology with real numbers: past and present extent and biomass of an imperilled estuarine habitat. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1742):3393-3400. DOI: 10.1098/rspb.2012.0313