

Fysisk påverkan och biologisk återställning i grunda kustvattenmiljöer



Del II – Åtgärdsarbete i praktiken



Rapport 2025:21

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Fysisk påverkan och biologisk återställning i grunda kustvattenmiljöer

Del II – Åtgärdsarbete i praktiken

Författare:

Ingemar Andersson, Christina Halling, Anna Westling, Per-Olav Moksnes, Patrik Kraufvelin, Oscar Törnqvist, Kristin Dahlgren, Norbert Haubner, Jens Mentzer, Jessika Öberg, Elisabeth Anderberg

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten.
Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2025-12-17

ISBN: 978-91-89982-15-4 Omslagsfoto: Återställning av muddrad tröskel, Ytteravan Västerbotten. Fotograf: Anniina Saarinen

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Havs- och vattenmyndigheten är förvaltningsmyndighet på miljöområdet för frågor om bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag och hav. Myndigheten ska inom sitt ansvarsområde vara pådrivande, stödjande och samlande vid genomförandet av miljöpolitiken och verka för en hållbar förvaltning av fiskeresurserna.

Det behövs ett helhetsgrepp för åtgärdsarbetet i kustvattenmiljön. Miljötillståndet i kusten försämras i snabb takt med förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Övergödning och miljögifter bidrar till denna negativa utveckling, men det är framförallt fysisk påverkan som ökar snabbast i kustnära grunda områden. Tillståndet i dessa områden är avgörande för att nå miljömålet Hav i balans samt levande kust och skärgård, men även Sveriges åtaganden i olika EU-lagstiftningar. De analyser som har gjorts av Havs- och vattenmyndigheten de senaste åren visar att det behövs krafttag för att vända utvecklingen både genom att minska påverkan och återställa påverkade kustmiljöer.

Kustvattenmiljön och dess ekosystem är viktiga för biologisk mångfald och grunden för många ekosystemtjänster som vi ofta tar för givet. Samtidigt är dessa utsatta för ett stort tryck från mänskliga aktiviteter. För att kunna förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, är det viktigt att negativa påverkanstryck minimeras, att livsmiljöer restaureras, återskapas och ibland nyskapas. För att få synergier i åtgärdsarbetet och möta miljömålen och direktivens krav på effekter krävs samordning och samsyn utifrån ett landskapsperspektiv, så att alla drar åt samma håll.

Situationen är likartad i många kustområden över hela världen. Av den anledningen finns idag en stor medvetenhet att vi behöver restaurera och återställa skadade livsmiljöer. Förenta nationerna (FN) har utlyst perioden 2021–2030 till ett decennium för restaurering av ekosystem¹, men har även genom *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework* deklarerat en överenskommelse med konkreta mål vad gäller restaurering av ekosystem till 2030². Europeiska unionen (EU) höjde ambitionen rejält 2024 genom att anta förordningen om restaurering och återställning av natur (NRF)³, som innehåller tydliga och tidsatta mål utifrån EU:s biodiversitetsstrategi för 2030⁴. Våtmarkskonventionen⁵ har också ett antal resolutioner som berör kustnära grunda vatten, där ingår bland annat bevarande, restaurering och kustplanering som viktiga åtgärder.

Syftet med det samordnande åtgärdsarbetet och de framtagna underlagen (rapporterna del I och del II) är att skapa ett helhetsgrepp för åtgärdsarbetet i kustvattenmiljön. Underlagen ska bidra till ett förstärkt samarbete och en samordning kring arbetet med att förhindra och minimera fysisk

¹ United Nations Decade for Ecosystem Restoration (2021-2030): <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31813/ERDStrat.pdf>

² Convention on Biological Diversity (CBD) Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>

³ Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2024/1991 av den 24 juni 2024 om restaurering av natur och om ändring av förordning (EU) 2022/869 <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-74-2023-REV-1/sv/pdf>

⁴ EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030 Ge naturen större plats i våra liv https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0010.02/DOC_1&format=PDF:

⁵ Våtmarkskonventionen (Ramsarkonventionen): <https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/internationellt-miljoarbete/internationella-miljokonventioner/vatmarkskonventionen/>

påverkan och verka för återställning av biologisk mångfald och naturvärden med tillhörande ekosystemtjänster i grunda kustvattenmiljöer. Underlagen innehåller konkreta riktlinjer och stöd för en samordnad förvaltning och för att genomföra åtgärder och insatser för såväl reducerat påverkanstryck som restaurering av själva livsmiljöerna. Åtgärderna ska vara kostnadseffektiva och resultera i mätbara effekter som bidrar till att nå målen i kustvattenmiljön enligt vattendirektivet, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet med tillhörande svenska förordningar, EU:s förordning om restaurering av natur, samt miljökvalitetsmålen "Hav i balans samt levande kust och skärgård" och "Ett rikt växt- och djurliv".

Underlagen utgör en del av ett samlat grepp från källa till hav. Underlagen är även en del av åtgärdsprogrammet för havsmiljöförordningen (åtgärd nummer 29, Havs- och vattenmyndigheten, 2015, 2021) men är lika tillämpbar för Vattenförvaltningsförordningen. Det är Havs- och vattenmyndighetens ambition att underlagen även ska utgöra ett stöd för genomförandet av åtgärder i enlighet med EU:s förordning av restaurering av natur och för en bättre och mer hållbar förvaltning av våra grunda kustvattenmiljöer.

De två rapporterna med bilagor har tagits fram av en arbetsgrupp med representanter från både Havs- och vattenmyndigheten (vattenmiljöenheten, enheten för åtgärdssamordning, havsmiljöenheten) och externa experter på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Externt har deltagit SLU Artdatabanken (projektledaransvar) (Anna Westling och Christina Halling), SLU Aqua/Högskolan på Åland/Forststyrelsen i Finland (Patrik Kraufvelin), Sveriges geologiska undersökning (SGU) (Oscar Törnqvist), Havsmiljöinstitutet (Göteborgs Universitet) (Per-Olav Moksnes) och länsstyrelsen (Stockholm -2022 och Västerbotten 2022-) (Sonja Råberg och Kristin Dahlgren). Projektkoordinator har för Havs- och vattenmyndigheten varit Ingemar Andersson. Till arbetet har funnits en bred referensgrupp med representanter från berörda myndigheter, kommuner och universitet (del I, bilaga A).

Göteborg december 2025,

Niclas Törnell

Chef för avdelningen för vattenresursförvaltning

Sammanfattning

I arbetet med åtgärder mot fysisk påverkan och för ekologisk återställning i kustvattenmiljön har underlag i form av två rapporter tagits fram (del I och del II), inom Havs- och vattenmyndighetens åtgärdsprogram för havsmiljödirektivet (åtgärd nummer 29). Underlagen riktas till myndigheter och handläggare på alla nivåer från lokal kommunal nivå till rikstäckande nationell nivå. Målet med åtgärdsarbetet är att stoppa ytterligare försämring och förluster av livsmiljöer i den grunda kustvattenmiljön och att på sikt återställa skadade och förlorade livsmiljöer, dess strukturer och funktioner.

Del I – *Mot ett samordnat åtgärdsarbete* beskriver bakgrunden och behovet, pekar ut färdriktningen för restaurering och återställning, vilka strategiska steg och aktiviteter som behöver vidtas, samt tidshorisonten för att nå mål och vision.

Del II – *Åtgärder i praktiken* (denna rapport) utgör en fördjupning av innehållet i del I och ett stöd för att implementera och genomföra restaureringsarbetet. Dokumentet är konkret och operativt kring de åtgärder, arbetssätt och underlag som behövs till stöd för att nå mål och vision.

Del II är i sin tur uppdelat i två delar. Första delen utgör en fördjupning av bakgrund och behov och andra delen ger förslag till åtgärder och vägledning hur framtagna underlag kan användas i praktiken, samt vilka prioriteringar som bör göras utifrån livsmiljö och påverkanstryck. I underlaget har följande nya högupplösta (10x10 m) karteringar av känsliga miljötyper och fysisk påverkan tagits fram:

- Modellerade abiotiska miljötyper i grunda områden (0–15 meter varav 0–6 meter finns tillgängliga som kartunderlag) vilka indikerar sannolikheten för förekomst av ekologiskt värdefulla och störningskänsliga habitat.
- Bedömnings- och åtgärdsmatriser som hjälper en användare att identifiera sannolikt förekommande arter och livsmiljöer i en abiotisk miljö, hur känslig miljön är för olika typer av fysisk påverkan, samt vilka åtgärder som kan vara mest lämpade för situationen och platsen.
- Modellerade påverkanszoner runt inventerade aktiviteter och konstruktioner som indikerar sannolikheten att området riskerar negativ fysisk påverkan.
- Riskkarta för grumling, med modellerad graderad risk för problem med grumling i samband med fysisk störning, exempelvis muddring, grävning, pålning och propellerrörelser nära botten.

Eftersom dessa nationella kunskapsunderlag kan aggregeras på valfri skala och bedömningsenhet möjliggör de för alla aktörer att använda samma gemensamma underlag vid fysisk planering, prövning, tillsyn, åtgärder och uppföljning, samt vid arbetet med olika EU-direktiv. Underlagen underlättar därmed arbetet med att reglera aktiviteter som genererar kumulativa skador på miljön. Vidare bidrar underlagen vid kustplanering genom att underlätta arbetet med att identifiera områden med värdefulla och känsliga naturtyper, graden av fysisk påverkan i olika områden, samt vilka åtgärder som passar bäst utifrån plats-specifika förutsättningar. I slutet av dokumentet och i bilagor ges konkreta exempel på hur underlagen kan användas i praktiken.

Summary

To coordinate actions against physical impact and in favour for ecological restoration in coastal waters measures have been identified as a part of the Swedish Agency for Marine and Water Management's action program for the Marine Strategy Framework Directive (measure number 29). The measures are presented in supporting materials in the form of two reports aimed at authorities and practitioners at all levels, from the local municipal level to the nationwide national level. The goal of the action work is to stop further degradation and loss of habitats in shallow coastal waters and, in the long term, to restore damaged and lost habitats, along with their structures, and functions.

Part I – *Towards a coordinated action* describes the background and need, outlines the direction for recovery and restoration, which strategic steps and activities need to be taken, and the timeframe for achieving the goals and vision.

Part II – *Measures in Practice* (this report) provides an in-depth analysis of the content in Part I and supports the implementation and execution of the active restoration work. The document is concrete and operational regarding measures, working methods, and which materials are needed to support the achievement of the goals and vision.

Part II is in turn divided into two sections. The first section provides an in-depth analysis of the background and needs, and the second section offers suggestions for concrete actions. It also provides guidance on how the specially developed material can be used in practice, as well as which priorities should be made based on habitat and impact pressures. The following high-resolution (10x10 m) maps of sensitive environmental types and physical impacts have been developed to support the actions:

- Modelled abiotic habitat types in shallow areas (0–15 meters, of which 0–6 meters are available as map data) which indicate the likelihood of occurrence of ecologically valuable and disturbance-sensitive habitats.
- Assessment and action matrices that help a user identify likely species and habitats in an abiotic environment, how sensitive the environment is to different types of physical impact, and which measures may be most appropriate for the situation and location.
- Modelled impact zones around inventoried activities and structures that indicate the likelihood that the area is at risk of negative physical impact.
- Turbidity risk map, with modelled graded risk of turbidity problems in connection with physical disturbance, such as dredging, digging, piling and propeller movements near the bottom.

Since these national knowledge bases can be aggregated on any scale and assessment unit, they enable all actors to use the same common basis for spatial planning, assessment, supervision, measures and follow-up, as well as for working with various EU directives and their assessments. The bases thus facilitate the work of regulating activities that generate cumulative damage to the environment. Furthermore, the bases contribute to coastal planning by facilitating the work of identifying areas with valuable and sensitive habitats, the degree of physical impact in different areas, and which measures are best suited based on site-specific conditions. At the end of the document and in the appendices, concrete examples of how the bases can be used in practice are given.

Innehåll

| | |
|--|----|
| HISTORIK, NULÄGE OCH UTMANINGAR | 13 |
| 1 Varför behövs ett strategiskt åtgärdsarbete?..... | 13 |
| 1.1 Värdefull och hotad kustvattenmiljö..... | 13 |
| 1.2 En negativ spiral i behov av förändrade styrmedel | 14 |
| 1.3 Brist på landskapsperspektiv ger de "små stegens tyranni" | 16 |
| 1.4 Brist på samordning inom dagens förvaltning | 17 |
| 1.4.1 Dagens nationella lagstiftning och miljömål – en komplex bild..... | 17 |
| 1.4.2 Tre direktiv – men en verklighet..... | 19 |
| 1.4.3 Behov av samordning mellan sektorer..... | 20 |
| 1.5 Behov av gemensamma underlag för prövning, tillsyn, åtgärder och uppföljning | 21 |
| 1.6 Behov av långsiktig och samordnad finansiering | 21 |
| 2 Historisk utveckling och effekter på Sveriges kustvattenmiljö..... | 23 |
| 2.1 Människans aktiviteter | 23 |
| 2.2 Effekter av påverkan i kustvattenmiljön..... | 25 |
| 3 Åtgärder – kunskap och effektivitet..... | 27 |
| 3.1 Passiva åtgärder för marin restaurering | 28 |
| 3.1.1 Prövning av vattenverksamheter och strandskydd/dispens | 29 |
| 3.2 Aktiva åtgärder för marin restaurering..... | 30 |
| 3.2.1 Förutsättningar för marin restaurering | 31 |
| PRAKTISKT ÅTGÄRDSARBETE | 34 |
| 4 Prioriteringar för åtgärdsarbetet..... | 34 |
| 4.1 Arter och livsmiljöer | 34 |
| 4.1.1 Abiotiska miljötyper | 36 |
| 4.2 Påverkanstryck | 37 |
| 4.3 Åtgärder | 39 |
| 4.3.1 Passiva åtgärder | 40 |
| 4.3.2 Aktiva åtgärder | 41 |
| 5 Restaurering för passiv biologisk återställning | 42 |
| 5.1 Kustplanering (fysisk planering och plan- och bygglag)..... | 42 |
| 5.1.1 Allmän hänsyn i fysisk planering | 42 |
| 5.2 Områdesskydd..... | 43 |
| 5.3 Tillstånds-/anmälningsskyddiga verksamheter enligt miljöbalken | 43 |
| 5.4 Tillsyn | 44 |

| | | |
|-------|--|----|
| 5.5 | Information, drivkrafter, efterfrågan och beteendemönster | 44 |
| 5.6 | Regleringar | 45 |
| 6 | Restaurering för aktiv biologisk återställning | 46 |
| 6.1 | Biotiska restaureringsmetoder | 47 |
| 6.1.1 | Vegetationsklädda mjukbottnar | 47 |
| 6.1.2 | Andra grunda bottenar | 48 |
| 6.2 | Abiotiska restaureringsmetoder | 50 |
| 6.3 | Tillämpning av SER:s principer vid ekologisk restaurering | 52 |
| 7 | Intressekonflikter och synergier | 53 |
| 7.1 | Avvägningar motstående intressen | 53 |
| 7.2 | Klimatåtgärder – konflikt eller synergi | 54 |
| 7.3 | Värdefulla kulturmiljöer | 55 |
| 7.4 | Synergier med annat åtgärdsarbete | 56 |
| 8 | Kunskapsunderlag för beskrivning av miljön och analys av påverkan | 59 |
| 8.1 | Modellerade abiotiska miljötyper | 60 |
| 8.2 | Bedömningmatriser för att identifiera åtgärder | 62 |
| 8.2.1 | Förekomst av habitatsbildande växter och djur i abiotiska miljötyper | 62 |
| 8.2.2 | Känslighet hos habitat och miljötyper för fysisk påverkan | 64 |
| 8.2.3 | Identifiera rätt åtgärder för rätt miljötyp | 66 |
| 8.3 | Modellerade påverkanszoner av fysisk påverkan | 71 |
| 8.4 | Riskkarta för grumling | 71 |
| 8.5 | Ytterligare underlag | 72 |
| 9 | Användning av kunskapsunderlag | 74 |
| 9.1 | Tre exempel av tillämpning | 75 |
| 9.1.1 | Fall 1: Bedömning av fysisk påverkan vid statusklassning av EU-direktiv (nationell-regional skala) | 75 |
| 9.1.2 | Fall 2. Kustplanering, åtgärder och uppföljning (regional skala) | 77 |
| 9.1.3 | Fall 3. Handläggning av småskaliga ärenden (lokal skala) | 77 |
| 9.2 | Metod för lokal åtgärdsanalys – att välja åtgärd | 79 |
| 9.2.1 | Identifiera påverkan och källfördelning | 79 |
| 9.2.2 | Identifiera passiva och aktiva åtgärder | 79 |
| 9.2.3 | Uppskatta effekter och kostnader | 80 |
| 9.2.4 | Val av åtgärd | 81 |
| 10 | Implementering och uppdatering av underlag | 82 |
| 10.1 | Revidering av underlagen inför varje utvärderingsperiod | 82 |
| 10.2 | Analysarbete | 84 |

| | |
|---|----|
| 10.3 Tillgängliggörande av kartunderlag och statistik | 87 |
| 10.3.1 Datavårdskap och förvaltning..... | 87 |
| Referenser | 88 |

Bilagor:

- Bilaga A-C finns i del I.
- Bilaga D. Naturvärden och ekosystemtjänster i grunda kustvattenmiljöer
- Bilaga E. Bedömnings- och åtgärdsmatriser, excel-fil (åtgärdsmatriser) och förklarande text i word-fil
 1. Förekomst av livsmiljöer och arter i abiotiska miljötyper
 2. Känslighet hos livsmiljöer och arter för fysisk påverkan
 3. Känslighet hos abiotiska miljötyper för fysisk påverkan
 4. Förslag till åtgärder
- Bilaga F. Fördjupad analys av arters förekomst i abiotiska miljötyper
- Bilaga G. Åtgärdsarbete i praktiken – Regionala och lokala fallstudier
- Bilaga H. Beskrivning av GIS-data

HISTORIK, NULÄGE OCH UTMANINGAR

1 Varför behövs ett strategiskt åtgärdsarbete?

Insatserna måste höjas avsevärt för att långsiktigt säkerställa förutsättningarna för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i kustvattenmiljön. Avgörande för detta och för att nå nationella mål och internationella åtaganden, är att stoppa den pågående försämringen och den fortsatta förlusten av viktiga och värdefulla livsmiljöer till följd av fysisk påverkan. Vidare måste det även ges förutsättningar till att förbättra de kvarvarande livsmiljöernas kvalitet genom återställning eller restaurering, ibland kan även livsmiljöer behöva återskapas. Därigenom kan de ekosystemtjänster som tillhandahålls av biologisk mångfald bibehållas och en nettoökning göras möjlig. Mer vikt behöver även läggas på att förstå naturens behov *i hela landskapet*, och hur vi kan skapa en fungerande och funktionell [grön infrastruktur](#)⁶ ([Naturvårdsverket, 2012](#)) som är en förutsättning för en långsiktigt hållbar förvaltning av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Syftet med ett strategiskt åtgärdsarbete är att ta ett helhetsgrepp på kustvattenmiljön och genom ett samordnat arbetssätt förhindra och minimera fysisk påverkan och verka för återställning av biologisk mångfald och naturvärden med tillhörande ekosystemtjänster. Underlagen i form av två rapporter (del I och del II) innehåller konkreta riktlinjer och information till stöd för en samordnad förvaltning och genomförande av åtgärder vad gäller såväl restaurering av själva kustvattenmiljön som insatser för reducerat påverkanstryck. Åtgärderna ska vara kostnadseffektiva och resultera i mätbara effekter som bidrar till att nå målen i kustvattenmiljön enligt vattendirektivet, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, EU:s strategi för biologisk mångfald 2030 (med vision till 2050), samt miljö kvalitetsmålen "Hav i balans samt levande kust och skärgård" och "Ett rikt växt och djurliv". Det samordnade åtgärdsarbetet kan ses som ett första steg mot konkreta restaureringsplaner rörande fysisk påverkan enligt Europaparlamentets och rådets förordning om restaurering av natur, artikel 11 ([Europaparlamentet 2024](#)). Det utgör även en del av åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet ([Havs- och vattenmyndigheten rapport 2021:20](#), sidan 257), [åtgärd nummer 29](#).

1.1 Värdefull och hotad kustvattenmiljö

Sveriges grunda kustvattenmiljöer är mycket produktiva och innehåller många värdefulla livsmiljöer som spelar en central roll i de marina ekosystemen, framförallt för deras biodiversitet och för de ekosystemtjänster de kan förse människan med. Här hittas bland annat musselbankar och vegetationsklädda bottenar som utgör viktiga livsmiljöer för många arter, vilket ger hög produktion och stor biologisk mångfald. Vegetationen på mjukbottenar stabiliserar också sedimentet och fungerar som ett filter som tar upp kol och näringsämnen, vilket ger klarare vatten. Grunda kustvattenmiljöer, även vegetationsfria, utgör viktiga födosöks-, lek- och uppväxtområden för många olika fiskarter ([Kraufvelin m.fl. 2018](#)). Baserat på opublicerat material som Metria tagit fram för Havs- och vattenmyndigheten utgör grunda områden i djupintervallet 0–6 meter cirka 3,6 % av hela Sveriges havsområde⁷. Av dessa "3,6 %" utgör cirka en fjärdedel

⁶ Grön infrastruktur är ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer i landskapet som främjar biologisk mångfald och ekosystemtjänster

⁷ Helcoms havsområden, ut till och med ekonomisk zon (opublicerat underlag från SGU).

vågskyddade miljöer. Även om dessa miljöer endast utgör en bråkdel av hela havsytan har de en avgörande betydelse för de marina ekosystemen (Rönnbäck m.fl. 2007, Sundblad och Bergström 2014, Moksnes m.fl. 2016a, Kraufvelin m.fl. 2021a).

Kustvattenmiljön är också den del av havet som används mest av människan, varför dessa miljöer också är viktiga för vårt eget välbefinnande. Ett stort antal verksamheter, som vindkraft, fiske, sjötransporter och byggnationer samsas med en allt större befolkningens mängd vid kusten. Kusten är också en av våra mest populära miljöer för rekreation, upplevelser och friluftsliv. Koncentrationen av mänskliga aktiviteter längs kusten medför dock att grunda områden är de miljöer som är mest utsatta för påverkan. Eftersom många grunda kustvattenmiljöer dessutom är extra känsliga för störningar har detta medfört allvarlig miljöpåverkan. Bland annat har stora förluster av vegetation skett på grund av fysisk påverkan (Kraufvelin m.fl. 2018, 2021a, Moksnes m.fl. 2019, Bergström m.fl. 2021). Det är därför av yttersta vikt att stor varsamhet iakttas vid mänskliga aktiviteter i grunda kustvattenmiljöer så att dessa kan bevaras för framtiden och inte utarmas eller minskas i omfattning. I bilaga D beskrivs mer i detalj grunda kustvattenmiljöers viktiga naturvärden och de ekosystemtjänster som de förser människan med.

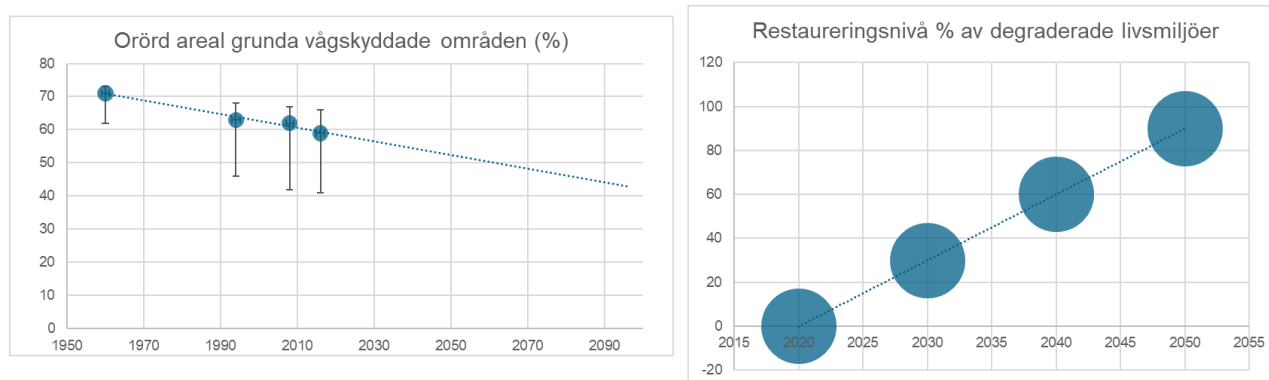
1.2 En negativ spiral i behov av förändrade styrmedel

Möjligheterna att kostnadseffektivt utföra åtgärder i grunda kustvattenmiljöer styrs till stor del av hur exploateringen utmed kusten ser ut och utvecklas i framtiden (figur 1.1). Exploateringstakten visar idag inga tendenser till att avta framöver. En kontinuerlig ökad bebyggelse och aktivitet i kustzonen, på land och i vattnet, leder till ökad påverkan och fragmentering av livsmiljöer och ytterligare förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. För att stoppa den negativa utvecklingen behöver resurser och styrmedel förstärkas, dels för att skydda och stärka kvarvarande livsmiljöer, dels för att restaurera och kompensera för redan förlorade livsmiljöer. Detta så att nettoförlusten av livsmiljöer och biologisk mångfald på sikt kan vändas till en ökning. Den årliga restaureringstakten understiger idag den takt med vilken livsmiljöer förloras (Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021b).

Styrmedel används ofta som ett samlingsbegrepp för hur det offentliga, i form av stat och kommun, styr samhällets aktörer. I miljöfrågor handlar det ofta om att begränsa påverkan från enskilda för att uppnå en gemensam optimal lösning för samhället i stort. Styrmedel delas ofta upp i legala, ekonomiska och informativa styrmedel utifrån hur de styr samhällets aktörer. De redan implementerade styrmedlen har visat sig ha svårt att adressera det tilltagande påverkanstrycket i våra grunda kustvattenmiljöer och därmed förhindra den pågående nettoförlusten av biologisk mångfald. Av de befintliga styrmedlen är det främst fysisk planering enligt [plan- och bygglagen \(2010:900\)](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/plan-och-bygglag-2010900_sfs-2010-900/)⁸, samt prövning och tillsyn av vattenverksamheter och strandskydd enligt [miljöbalken \(1998:808\)](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalken-1998808_sfs-1998-808/)⁹ som direkt kan hantera påverkan längs våra kuster. Dessa styrmedel är framförallt effektiva för att reglera tillkommande påverkan men har vissa begränsningar om minskad påverkan ska uppnås. Det har historiskt även varit svårt att hantera det samlade kumulativa påverkanstrycket vid nyetablering av många små verksamheter som var för sig har relativt liten påverkan (se även del I, kapitel 11).

⁸ https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/plan-och-bygglag-2010900_sfs-2010-900/

⁹ https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalken-1998808_sfs-1998-808/



Figur 1.1 Figuren till vänster visar andelen orörd areal grunda, vågskyddade områden (grunda exponeringsskyddade) inom fem större delområden längs kusten (Luleå-Kalix, norra Upplands och Gävleborg, Stockholm, Blekinge och Västkusten) karterade för fysisk påverkan 1960, 1994, 2008 och 2016 (Törnqvist m.fl. 2020a). I figuren visas medianvärde samt max- och minvärde för de fem områdena för respektive år. Notera att förbrukningen inom vissa delområden är betydligt snabbare. Med grunda vågskyddade områden avses här djupzon 0 till 6 meter med vågexponeringsklass 1–2 (- 10 000 m²/S). Figuren till höger visar EU-kommissionens förslag till ambitionsnivå (med lagbindande krav) för restaurering fram till och med år 2050. Ambitionen är att gott tillstånd för 90 % ska vara uppnått till 2050 och därmed också en gynnsam bevarandestatus.

Områdesskydd är ett viktigt styrmedel för att skydda värdefulla livsmiljöer från ytterligare påverkan av mänskliga aktiviteter. Arbetet med områdesskydd har stärkts både genom ett nationellt ramverk och regionala handlingsplaner¹⁰. Tillsammans bidrar dessa områden till att skapa ett nätverk av skyddade livsmiljöer som kan fungera som refuger för arter och bidra med nödvändiga ekosystemtjänster (Bergström m.fl. 2022b). Studier visar trots detta att dispens från strandskydd ges och att exploatering fortgår även inom en del skyddade områden, även om inte i samma utsträckning som utanför (Eriander m.fl. 2017). Hur väl områdesskyddet fungerar mot fysisk påverkan beror på vilka föreskrifter som finns och hur dessa är utformade i relation till skyddets syfte, men även vilken form av skydd det handlar om. Inom [marina naturreservat](#) där syftet specifikt är att skydda marina miljöer bör det vara svårare att ge dispens från strandskyddet, som även inkluderar 100 meter ut i havet. Inom [Natura 2000-nätverket](#) kan aktiviteter skadliga för skyddsvärda arter och miljöer regleras eller åtgärdas, i förekommande fall kan även aktiviteter utanför det skyddade området regleras eller åtgärdas¹¹. Genom särskilda tidsbegränsade satsningar har det marina områdesskydd stärkts¹². Detta har dock inte varit tillräckligt för att i ett långsiktigt perspektiv motverka och kompensera för den fortgående förlusten av livsmiljöer.

Offentligt finansierade aktiva restaureringsåtgärder (avsnitt 3.2) kan också vara effektiva verktyg för att återskapa förlorade livsmiljöer och ekosystemtjänster på strategiska platser. De flesta aktiva restaureringsmetoder är dock mycket tidskrävande och kostsamma och endast lämpade i mindre skala (1–10 hektar; Moksnes m.fl. 2016a, Kraufvelin m.fl. 2021b), skalor som är alltför små i jämförelse med den nuvarande exploateringstakten av grunda kustvattenmiljöer. Sammantaget räcker inte tillämpningen av dagens styrmedel och offentliga åtgärder för att

¹⁰ <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/skyddade-omraden/marina-skyddade-omraden/ramverk-for-marint-omradesskydd.html>

¹¹ Genom ordningsföreskrifter enligt 7 kapitlet 30 § miljöbalken inom området. Prövning enligt 7 kapitlet 28a § kan ske även för verksamheter utanför området som påverkar bevarandevärdena inom området. Tillsynsgränsen mot pågående verksamheter kan ske enligt 26 kapitlet miljöbalken.

¹² Redovisning av uppdrag i Havs- och vattenmyndighetens regleringsbrev för 2020 M2019/02218/V (delvis), M2019/00209/Nm, M2019/01512/Nm. <https://www.havochvatten.se/download/18.4549140176c766671ae17b7/1610976358724/ru-redovisning-starka-arbetet-marint-omradesskydd-2020.pdf>

minska den kumulativa nettoförlusten av grunda kustvattenmiljöer och biologisk mångfald (figur 1.1).

Om miljö kvalitetsmålen ska nås måste samhällets prioriteringar och mål i relation till enskilda intressen bli mer tydliga. Det gäller exempelvis bevarande av intakta vegetationssamhällen som är känsliga för mänskliga verksamheter men har viktiga ekosystemtjänster till nytta för hela samhället (figur 1.2).



Figur 1.2 Bilden visar en plym av uppgrumlat sediment i Hakefjorden på Västkusten i ett område där stora ängar av ålgräs breddade ut sig på 1980-talet. När ängarna försvann minskade deras stabiliserande effekt på botten varför det fina bottensedimentet idag lätt grumlar upp. Studier visar att siktdjupet minskat med runt två meter på grund av förlusten av ålgräs (Moksnes m.fl. 2018). Flygbilden till vänster är tagen av Eduardo Infantes och undervattensbilden till höger av Per Moksnes.

1.3 Brist på landskapsperspektiv ger de ”små stegens tyranni”

En förklaring till bristande måluppfyllelse i förvaltningen av biologisk mångfald och livsmiljöer, som allt oftare lyfts fram, är bristen på ett landskapsperspektiv. Denna brist medför ofta att påverkan endast bedöms för varje enskilt ärende separat, varför den kumulativa effekten över större områden och tid missas. Detta kallas för ”de små stegens tyranni” och är en del av förklaringen till att den småskaliga kustexploateringen i Sverige fortsätter att öka trots att många förvaltningsåtgärder historiskt tillkommit för att skydda kustvattenmiljön (figur 1.1) (Eriander m.fl. 2017, Moksnes m.fl. 2019). Det kontinuerliga ”knaprandet” resulterar i ett fragmenterat landskap där arters konnektivitet, det vill säga spridningsmöjligheter, och livsmiljöernas förmåga att leverera viktiga ekosystemtjänster äventyras (Foster m.fl. 2017, Berkström m.fl. 2022, 2024). En ökad kunskap om betydelsen av sammanhängande landskap har lett fram till politiska målsättningar om [grön infrastruktur](#)¹³.

Behovet av att främja ett helhetsperspektiv, från enskilda arter till ekosystem, är stort med hänsyn till bland annat landskapsekologiska samband som inte känner av eller styrs av olika administrativa gränser. Dagens miljöarbete utgår från lagar, EU-direktiv med implementerade förordningar och föreskrifter samt miljömål, men ger sammantaget inte tillräcklig vägledning om hur landskapsperspektivet ska beaktas i praktiken (Nyström-Sandman m.fl. 2020). Fysisk

¹³ Grön infrastruktur är ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer i landskapet som främjar biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

planering utgör här ett viktigt verktyg för att möjliggöra den helhetssyn som behövs i förvaltningen av de marina ekosystemen. Detta eftersom placering och utformning av en verksamhet styr vad som påverkas. Den fysiska planeringen ska inte bara fungera som ett verktyg för exploatering utan även för skydd och bevarande av kustvattenmiljön.

Utöver administrativa gränser är det viktigt att beakta övergångszonerna mellan land och kustvatten och mellan kustvatten och den limniska miljön. Detta eftersom verksamheter och åtgärder i dessa områden påverkar vattenkvaliteten i kustvattenmiljön, samt förutsättningarna för arter som är beroende av olika typer av livsmiljöer, det vill säga både terrestra och akvatiska livsmiljöer eller limniska och marina livsmiljöer.

1.4 Brist på samordning inom dagens förvaltning

För att åtgärdsarbetet ska bli kostnadseffektivt och ge ett positivt nettoresultat är det viktigt att det finns en samordning och samsyn inom förvaltningen av ambitioner och mål. Denna samsyn behövs bland annat mellan restaurering, samt prövning och tillsyn av verksamheter ([Gann m.fl. 2019](#)). Detta för att säkerställa att livsmiljöer som samhället satsar på att restaurera, inte samtidigt tillåts exploateras eller påverkas negativt av andra samhällsaktörer ([Kraufvelin m.fl. 2021b](#)).

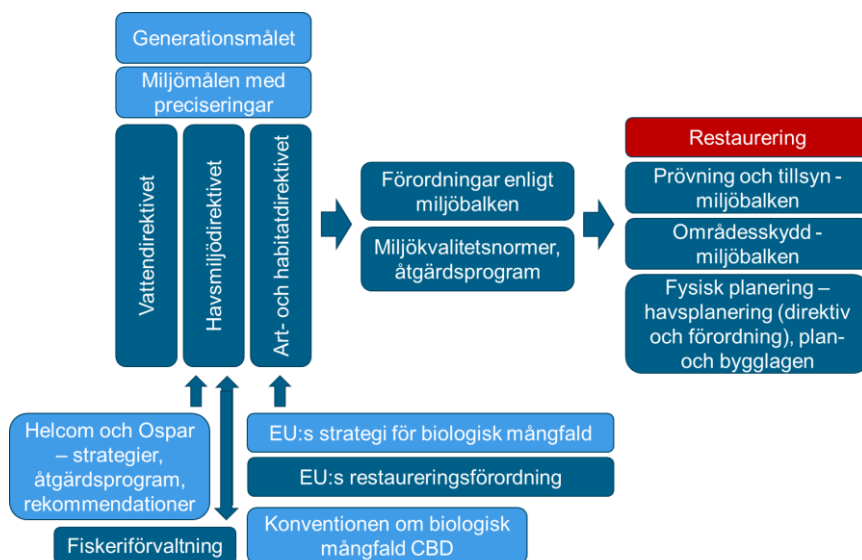
1.4.1 Dagens nationella lagstiftning och miljömål – en komplex bild

Ett samordnat arbetssätt kan genom att överbrygga och samordna mål skapa samsyn och synergier ur ett förvaltnings- och åtgärds perspektiv på olika skalor och nivåer. För arbete med fysisk påverkan och återställning i kustvattenmiljön uppnås en sådan samordning främst utifrån en helhetssyn och med ett helhetsgrepp på de styrdokument som reglerar möjligheterna att nå uppsatta mål, både genom internationella och nationella överenskommelser och åtaganden, men främst genom gällande lagstiftning. Vägen kan dock verka lång från internationella överenskommelser till nationellt, regionalt och lokalt arbete. Att systemet är komplext och delvis överlappande riskerar att försvåra och minska effektiviteten i genomförandet av åtgärder om samsyn och samordning saknas eller är bristande inom förvaltningen.

Åtgärdsarbetet i den svenska kustvattenmiljön styrs idag ytterst av den svenska lagstiftningen i vilken tre, för kustvattenmiljön, viktiga EU-direktiv har implementerats i miljöbalken och i flera av dess förordningar. Art- och habitatdirektivet ([92/43/EEG](#)) har implementerats genom bland annat förordningen om områdesskydd och [artskyddsförordningen](#), vattendirektivet ([2000/60/EG](#)) genom [vattenförvaltningsförordningen](#) och havsmiljödirektivet ([2008/56/EG](#)) genom [havsmiljöförordningen](#) (figur 1.3). Nationellt finns även [generationsmålet](#) och 16 nationella [miljökvalitetsmål](#) som beskriver det tillstånd i miljön som riksdagen bestämt att miljöarbetet inom svenska myndigheter ska leda till. Miljökvalitetsmålen utgör alltså en samlad bild av politikens målsättningar inom miljöområdet även om de inte är juridiskt bindande¹⁴. Varje miljökvalitetsmål har preciseringar. Att uppnå god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen, god ekologisk status enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660) och gynnsam bevarandestatus enligt artskyddsförordningen, ingår genom [preciseringar](#) direkt eller indirekt i miljökvalitetsmålet Hav i

¹⁴ I propositionen 1997/98:45, del 2 s. 8, sägs att de av riksdagen fastställda miljömålen ger ledning i fråga om vad en hållbar utveckling innebär. Miljömålen utvecklar hur bestämmelserna i miljöbalken ska tillämpas i ljuset av 1:1 miljöbalken.

balans samt Levande kust och skärgård. På så vis knyts de juridiskt bindande miljökvalitetsnormerna för havsmiljön samman med de politiskt beslutade miljömålen.



Figur 1.3 Restaureringens plats i det administrativa landskapet, förhållande och beroenden till andra styrande eller vägledande delar inom förvaltningen (observera endast översiktlig, ej komplett bild). Mörkblå boxar = styrande delar, ljusblå = vägledande delar.

Både inom vattenförvaltningen och havsmiljöförvaltningen tas miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram¹⁵ fram för att nå god status enligt de nationella miljökvalitetsmålen och EU-direktiven. Eftersom miljökvalitetsnormerna är styrande för myndigheter och kommuner genom tillämpningen av bestämmelserna i miljöbalken kan nya verksamheter regleras och befintliga ändras¹⁶ om de innebär en försämring med stöd av dessa. Därmed kan belastningen i kustvattenmiljön minskas så att statusen förbättras. Då myndigheter och kommuner ska säkerställa att miljökvalitetsnormerna följs¹⁷ utgör nationell och kommunal rumslig fysisk planering av havsmiljön och kustzonen en viktig del.

Trots att arbetet med att uppnå önskat tillstånd av den akvatiska miljön enligt de befintliga direktiven och miljökvalitetsmålen pågått under en längre tid, har de målsatta resultaten långt ifrån uppnåtts. Tvärtom vittnar såväl rapporteringar enligt direktiven som [miljömålsuppföljning](#) om att tillståndet fortsätter att förvärras och därmed även förlusten av biologisk mångfald ([EEA, 2020](#)). Under 2020 presenterade EU-kommissionen sin [strategi för biologisk mångfald 2030 \(Europeiska kommissionen 2022\)](#) och hur det fortsatta arbetet med direktiven och att uppnå målet, att alla naturtyper och arter ska uppnå gynnsam bevarandestatus till 2050, ska genomföras. Strategin innebär en tydlig nivåhöjning av åtgärdsarbetet genom kravet på medlemsstaterna att faktiskt nå målet. Till följd av detta presenterade EU-kommissionen ett förslag till en bindande förordning för restaurering av natur med skärpta krav på

¹⁵ Enligt 5 kap. miljöbalken

¹⁶ Genom omprövning eller återkallelse om det finns tillstånd med rättskraft, jämför 24 kapitlet 3 och 5 §§ miljöbalken.

¹⁷ Vid tillståndsprövning, tillsynsverksamhet och samhällsplanering enligt miljöbalken respektive plan- och bygglagen, enligt 5 kap. 3 § miljöbalken och 3 kap. 5 § plan- och bygglagen

medlemsstaternas fulla implementering av direktiven och tydliga, och i vissa fall bindande riktlinjer för hur och när direktivens mål ska uppnås. Kommissionens förslag antogs efter vissa justeringar av Europaparelamentet och trädde i kraft den 18 augusti 2024 ([Europaparlamentet 2024](#)). I flera fall har även målen tydliggjorts. Ett exempel är att den fortsatta degraderingen och förlusten av livsmiljöer och biologisk mångfald ska stoppas till 2030 och att trenden för tillståndet ska vara positiv eller stabil. Genom krav på effektiva åtgärder och uppföljning av dessa förtydligas också målsättningen med att åtgärder ska finnas på plats inom 90 % av alla påverkade livsmiljöer (både inom och utanför skyddade områden) för att nå och förbli i gott tillstånd år 2050. Förordningen utgår från redan gällande art- och habitatdirektivet och innehåller även krav på att nationella restaureringsplaner ska upprättas. Biodiversitetsstrategin 2030 och dess förordning för restaurering av natur som trädde i kraft i augusti 2024 utgör delar av EU-kommissionens prioriteringar och gröna giv, The [European Green Deal](#)¹⁸. De utgör ett åtgärds paket och en färdplan för flertalet politikområden mot ett mer hållbart och klimatneutralt EU 2050 som antogs 2019. Genom den gröna given finns förutsättningarna för en bättre samsyn och prioritering mellan intressen, vilket ger förbättrade möjligheter att undvika att genomförda åtgärder tappar effekt på grund av nya tillkomna hot och aktiviteter. Ett exempel på hur EU-kommissionen höjt ambitionen gällande arbetet med att förbättra tillståndet för den biologiska mångfalden är att Sverige på uppmaning av kommissionen har listat prioriterade åtgärder för att förbättra tillståndet inom [Natura 2000-nätverket](#) (Prioritized action framework, PAF).

Ett samordnat åtgärdsarbete mot fysisk påverkan och för biologisk återställning i kustvattenmiljön kan ses som ett första steg mot konkreta restaureringsplaner enligt Europaparlamentets (2024) [förordning](#) om restaurering av natur, artikel 11.

1.4.2 Tre direktiv – men en verklighet

De tre centrala direktiv som implementerats bland annat till skydd för marina livsmiljöer: art- och habitatdirektivet, vattendirektivet och havsmiljödirektivet har lite olika inriktning och hanterar olika delmängder men utgår från en och samma kustvattenmiljö. Förvaltningen idag sker dock huvudsakligen i separata processer. För att nå målen om biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samt nå synergier behöver potentialen av varje direktiv nyttjas. Ett sådant arbetssätt skapar en starkt förvaltningsmodell för värdefulla kustvattenmiljöer.

Följaktligen är en ambition med ett samordnat åtgärdsarbete mot fysisk påverkan och för ekologisk återställning att skapa en grund till att uppfylla målen för samtliga tre direktiv då de alla i sina respektive bedömningar av tillståndet av livsmiljöer inkluderar graden av fysisk påverkan. Alla tre direktiven har sina specifika bestämmelser, vägledningar och tidsplaner att följa för att nå sina mål. För att stärka åtgärdsarbetet och effektivisera prövning och tillsyn behöver dock datainsamling, påverkansanalys och bedömningen av livsmiljöerna samordnas för de tre direktiven. Genom en samordnad bedömning av indikatorer som kan användas för bedömning av respektive kvalitetsfaktorer, kriterier eller parametrar, skapas förutsättningar för att ta fram miljö kvalitetsnormer som kompletterar varandra (vattenförvaltningsförordningen och havsmiljöförordningen framförallt, eftersom miljö kvalitetsnormer saknas inom artskydds förordningen) till stöd för en effektivare förvaltning. Mer konkret bör en samordning enligt de tre direktiven inkludera (kapitel 7 i del I):

¹⁸ https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en

- a. Gemensam insamling, kartläggning och förvaltning (datavärdskap) av data för påverkan och biologi (se kapitel 6 för framtagande av gemensamma och enhetliga kunskapsunderlag).
- b. Gemensam, direktivsoberoende modellering och analys av fysisk påverkan som fokuserar på:
 - Tillståndet avseende förändringar i hydromorfologiska förhållanden och livsmiljöernas kvalitet (struktur och funktion).
 - Störd eller förlorad areal av valda livsmiljöer.
- c. Bedömningar och rapportering i enlighet med respektive direktiv, inklusive att ta fram miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen och havsmiljöförordningen som kompletterar varandra som styrmedel (avsnitt 7.1).
- d. Samordnade åtgärder som kompletterar varandra och styr mot samma eller liknande målsättning.

1.4.3 Behov av samordning mellan sektorer

För att nå de vattenrelaterade miljökvalitetsmålen krävs ett ökat helhetsperspektiv, inte bara över administrativa gränser utan även mellan havs- och sötvatten (från källa till hav). Utöver vad som sker i själva kustvattenmiljön påverkas den också av vad som sker på land, i tillrinnande vattendrag och av aktiviteter som sker i utsjön. Samordningen mellan olika myndigheter, företag och geografiska områden är generellt bristfällig och motstridiga beslut kan fattas i olika sektorer då olika aktörer har olika önskemål och prioriteringar. För att undvika motstridiga beslut krävs en integrerad förvaltning, det vill säga en samordning av olika sektorerers förvaltningsåtgärder.

Ett exempel där samverkan är viktig är i länkarna mellan jordbruksmark (Jordbruksverket och EU:s gemensamma jordbrukspolitik CAP) och kustvattenmiljön. Samtidigt som den naturliga sedimenttransporten historiskt har minskat på grund av omfattande dammutbyggnad finns det mycket som visar på att erosion och ytavrinning från åkermark har ökat ([Ejhed m.fl. 2016](#); [Kraufvelin m.fl. 2021a](#)). Detta är en konsekvens av att arealen åkermark har ökat starkt under 1800-talet, samtidigt som vattendrag rätades ut och nästan en miljon kilometer diken grävdes. Genom att vi idag har stora arealer öppen åkermark utan vegetation under en stor del av året, samtidigt som buffertzoner saknas längs många av de räta vattendragen i de mest intensiva jordbruksområdena, är det troligt att det tillförs mer sediment till de kustmynnande vattendragen än vad som är naturligt (figur 1.4) ([Ejhed m.fl. 2016](#); [Kraufvelin m.fl. 2021a](#)). Utförderna av ler- och silthaltigt sediment kan skada värdefulla och känsliga kustnära vegetationsområden. Indikationer finns på att problemet är tämligen omfattande ([Törnqvist och Blomqvist under arbete](#)). En förutsättning för att hantera detta är att förekomst och frekvens av fenomenet kvantifieras. När fenomenet kvantifierats måste därefter lämpliga fysiska åtgärder genomföras för att minska problemet. Den oönskade sedimenttransporten är inte enbart ett hydromorfologiskt problem utan har även betydelse för en minskad övergödning genom minskad fosfortransport.

Energipolitiken, kopplat till den utbyggda vattenkraften, är en annan sektor där samverkan är viktig. Avsaknaden av en naturlig sedimenttransport förändrar hela näringsbalansen och ämnestransporten i vattensystemet, vilket även påverkar kustvattenmiljön.

Fiskeripolitiken är likaså en sektor där det finns utmaningar. Ett obalanserat fiske i utsjön påverkar näringsväven i kustvattenmiljön negativt och kan bland annat genom förlust av stor rovfisk skapa övergödningsslika kaskadeffekter. Överfiske har minskat mängden av torskfiskar i

svenska Kattegatt och Skagerrak med över 90 % mellan år 2000 och 2020 (Svedäng 2003, Svedäng och Bardon 2003, Bryhn m.fl. 2022). Detta anses ha bidragit till en kaskadefekt där mängden små rovdjur (det vill säga småfisk, krabbor och räkor) ökat vilket fått till följd att mängden små algbetande djur (till exempel snäckor och märkräftar) minskat. Detta medför i sin tur att snabbväxande alger inte längre kontrolleras av betare varför algerna kan öka när närsalterna ökar (Moksnes m.fl. 2008, Östman m.fl. 2016, Eklöf m.fl. 2020). En ökad andel rovfisk skulle därmed kunna bidra positivt till att vända den negativa trenden genom att mängden små rovdjur då minskar och betningstrycket på snabbväxande makroalger ökar, vilket skulle minska de symptom som övergödningen orsakar.



Figur 1.4 Viskans mynning, sedimenttransport. I stället för att det skulle komma ut sand och grus, kommer idag lera och silt (© Lantmäteriet (Geodatasamverkan)).

1.5 Behov av gemensamma underlag för prövning, tillsyn, åtgärder och uppföljning

För att få ett effektivt miljö- och åtgärdsarbete finns det ett stort behov av ett gemensamt och enhetligt nationellt underlag över kustvattenmiljön som alla myndigheter och kommuner kan använda oavsett nivå. Ett sådant nationellt underlag skulle ge en enhetlig verklighetsbeskrivning och utgöra ett gemensamt underlag för prövning, tillsyn, åtgärder och uppföljning men. För att framställa ett sådant underlag behövs en samordning av verklighetsbeskrivningen men också av bedömningssystemen, exempelvis för miljö kvalitetsnormer. Läs mer om detta i del I (kapitel 7).

1.6 Behov av långsiktig och samordnad finansiering

Det kostar pengar att i marin miljö restaurera värden som skadats eller förstörts. Oftast handlar det om miljontals kronor per hektar (De Groot m.fl. 2012, Bayraktarov m.fl. 2016, Kraufvelin 2021b, 2025). Bristen på en långsiktig finansiering av aktivt restaureringsarbete, planering

genomförande och uppföljning, är ett stort hinder för att få till åtgärder som ger tydliga effekter i miljön (uppmärksammat redan 2013¹⁹). Framför allt är det en utmaning att finna medel, tid eller metoder för uppföljning såväl innan som efter att restaurering och åtgärder genomförts, eftersom detta oftast inte ingår som del i kortsiktiga projekt som vanligtvis bara finansierar själva utförandet (Zweifel m.fl. 2022). För att få ett fungerande åtgärdsarbete behövs både mer finansiella resurser, men även en tydlig modell för hur finansieringen av åtgärder ska gå till för att ge störst nytta. Genom att öka resurserna till åtgärdsarbetet och koppla dessa resurser direkt till konkreta åtgärder kan de få bättre genomslag. Ökade resurser till åtgärdsarbetet ger även ökade möjligheter till ytterligare finansiering från EU, men detta kan kräva nationell medfinansiering.

Långsiktig och stabil finansiering av restaureringsåtgärder är av stor betydelse för att åtgärderna ska genomföras. Det är viktigt att myndigheter prioriterar och lyfter behovet av långsiktiga ekonomiska resurser för finansiering och medfinansiering av restaurering och uppföljning av åtgärdsarbetet. Sedan 2018 finns möjlighet att via LOVA-bidrag ([förordning 2009:381 om stöd till lokala vattenvårdsprojekt](#)) finansiera en stor bredd av olika åtgärder och ungefär hälften av projekten är restaurering i söt- och saltvatten. Fiskevårdsbidrag kan också ha betydelse för åtgärder ([förordning 1998:1343 om stöd till fiskevården](#)). Sedan 2024 finns en riktad satsning på 50 miljoner kronor i tre år för restaureringsåtgärder genom villkor 21 i HaV:s regleringsbrev, vilket är en betydelsefull satsning som förhoppningsvis kan fortsätta. Att kunna medfinansiera LIFE-projekt med medel från Anslag 1:11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö är också viktigt.

För att skapa en bredare finansiering av åtgärdsarbetet och bättre långsiktig stabilitet, är det viktigt att få synergier mellan olika finansieringsdelar och att fler aktörer samlat kan bidra (statliga och kommunala aktörer, men även privata). Klimatförändringarna innebär exempelvis att klimatanpassning och förebyggande arbete blir alltmer prioriterat. Trafikverket och MSB är exempel på ett par statliga aktörer som båda arbetar inom sina respektive myndighetsuppdrag med uppgifter där det finns möjliga synergier både vad gäller åtgärder och finansiering.

Trafikverket ansvarar för den långsiktiga planeringen av infrastruktur för vägtrafik, järnvägstrafik, sjöfart och luftfart, samt för byggande och drift av statliga vägar och järnvägar²⁰. Trafikverket hanterar frågor om vatten och vattenmiljö i alla dessa skeden. Stora resurser läggs på att skydda vatten och vattenanknutna värden vid all byggnation i anslutning till vatten. Vid drift- och underhåll vidtas skyddsåtgärder, försiktighetsmått och anpassningar. Ett viktigt arbete där stora resurser läggs årligen är kartläggning av potentiella konfliktpunkter mellan vatten och vattenanknutna värden vid befintliga statliga vägar och järnvägar, och vid behov, åtgärda dessa.

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) har ansvar för frågor om skydd mot olyckor, krisberedskap och civilt försvar. Som en del av arbetet med översvämningdirektivet tar MSB fram kartor som visar de områden som ur ett nationellt perspektiv är identifierade att ha betydande översvämningrisk. För att genomföra förebyggande åtgärder mot naturolyckor i form av ras, skred, erosion och översvämning kan kommuner söka statsbidrag hos MSB. Det årliga anslaget för bidraget är på drygt 500 miljoner kronor (2024). MSB handlägger ansökningarna och det finns en förordning ([SFS 2022:1395](#)) som styr villkoren för att få bidrag.

¹⁹ 2013-09-27 Rapport från expertgruppen om en sammanhållen och hållbar vattenpolitik. Underlag till Miljömålsberedningen för det fortsatta utredningsarbetet.

²⁰ Trafikverket, Om oss, <https://www.trafikverket.se/om-oss/>

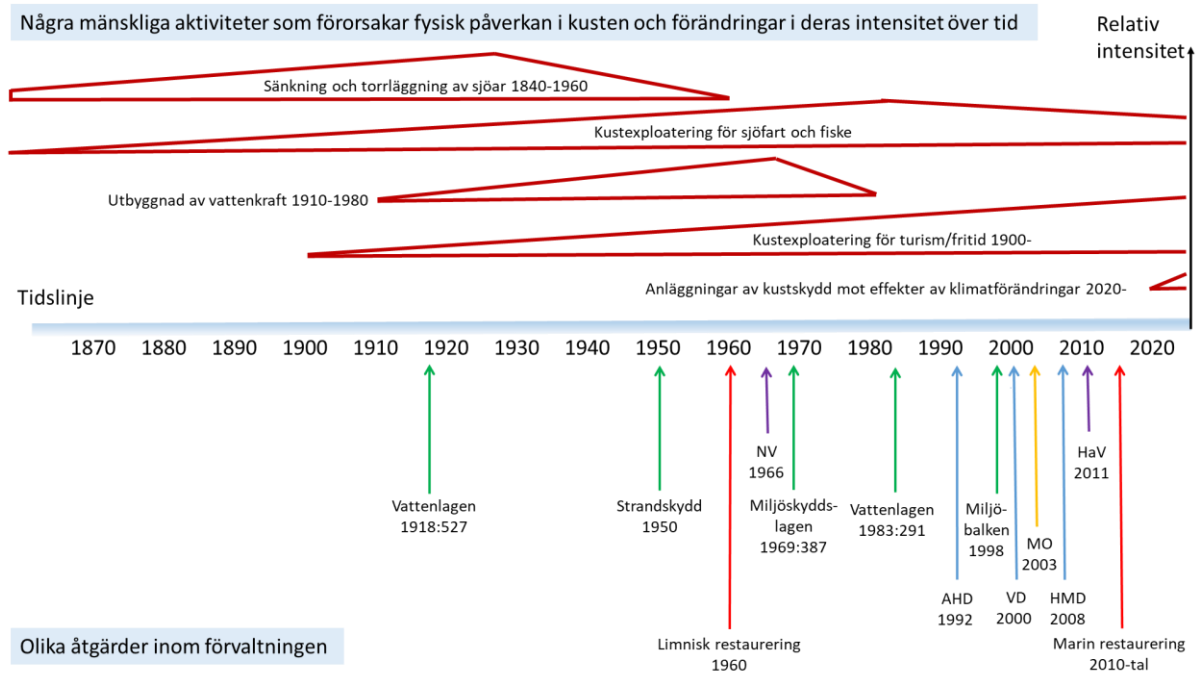
2 Historisk utveckling och effekter på Sveriges kustvattenmiljö

Havet har på grund av människans aktiviteter förändrats mycket de senaste 150 åren. Förändringar har setts till exempel avseende förlust av eller nedgång i antal marina däggdjur som sälar och tumlare, på mängden stor rovfisk som torsk och gädda, kraftig minskning av ostron och ändrad utbredning och artsammansättning av vegetation på botten ([Hornborg m.fl. 2021](#)). Många av dessa förändringar och förluster som skett över lång tid finns dessutom bara delvis dokumenterade, varför det är svårt att hitta referenspunkter eller kunskap om utgångsläget för det som en gång var naturligt längs med kusten. Ytterligare en svårighet är fenomenet "shifting baselines", det vill säga byte av måttstockar eller baslinjer, som innebär att varje ny generation i allmänhet ser sin egen erfarenhet av till exempel förekomst av organismer i havet som den naturliga nivån ([Svedäng m.fl. 2015](#)). En aktiv förvaltning av kustvattenmiljön sträcker sig dessutom bara i bästa fall några decennier bakåt i tiden. Vi har därför väldigt kortsiktiga perspektiv på det mesta och en direkt kunskapsbrist som inte bara innebär missade möjligheter att återställa mer av det som går och har gått förlorat, utan också en oförmåga hos oss själva att förstå alla fördelar som en återställning skulle kunna bidra till ([Hornborg m.fl. 2021](#)).

2.1 Människans aktiviteter

Tillståndet för den svenska kustvattenmiljön har under lång tid påverkats av olika mänskliga fysiska aktiviteter. En del tidigare aktiviteter har upphört, som till exempel torrläggning och sänkning av kustnära sjöar, invallning av havsvikar och utbyggnad av vattenkraft. Men flera aktiviteter pågår fortfarande. Vissa aktiviteter fortsätter att öka i omfattning som småskalig kustexploatering för turism och för rekreationsändamål (figur 2.1) ([Moksnes m.fl. 2019](#), [Hansen m.fl. 2020](#), [Törnqvist m.fl. 2020a](#), [Kraufvelin m.fl. 2021a](#)). Exempel på småskalig kustexploatering är bryggor, pirar, muddringar, utfyllnader och byggnationer i strandzonen, vilket framför allt är aktiviteter kopplade till fritidsbåtstrafik. En ny form av påverkan är anläggning av olika former av skydd mot framtida havsnivåhöjningar och andra klimatförändringar ([Kraufvelin m.fl. 2021a](#)).

Många av aktiviteterna har inletts för länge sedan och deras intensitet har varierat över tid (figur 2.1). För att handskas med de olika aktiviteterna och deras påverkanstryck har ett antal olika förvaltningsmässiga åtgärder/styrmedel implementerats under årens lopp. Vissa styrmedel har haft en direkt inverkan på aktiviteterna medan andra har haft mindre betydelse. Till exempel tycks de hitintills införda åtgärderna haft liten betydelse för att minska exploateringen av kustvattenmiljöerna. Det framgår också tydligt att marin restaurering är en ung åtgärd i Sverige som tog avstamp runt 2010, vilket samtidigt innebär att mycket av det som anknyter till marin restaurering ännu är underutvecklat om inte direkt okänt ([Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025](#)).



Figur 2.1 En schematisk tidslinje över mänskliga aktiviteter i Sverige som förorsakar fysisk påverkan i kustvattenmiljön med förändringar i deras relativa intensitet över tid, samt när olika förvaltningsmässiga åtgärder/styrmedel trätt in för att handskas med negativa effekter av de olika formerna av fysisk påverkan som aktiviteterna förorsakar (färgade pilar). Till olika styrmedel/åtgärder hör olika vattenlagar, strandskyddslagen, miljöskyddslagen, miljöbalken, marint områdesskydd, limnisk och marin restaurering och olika EU-direktiv, samt bildandet av olika myndigheter som Naturvårdsverket (NV) och Havs- och vattenmyndigheten (HaV). Förkortningar i figuren: NV = Naturvårdsverket, HaV = Havs- och vattenmyndigheten, AHD = Art- och habitatdirektivet, VD = Vattendirektivet, HMD = Havsmiljödirektivet, MO = marint områdesskydd.

Sverige har en lång kust med fjärdar, stränder och vidsträckta skärgårdar som ger goda förhållanden för friluftsliv, rekreation och turism. Det är därför populärt att bo och vistas längs våra kuster, framförallt under sommarhalvåret. Befolkningsmängden vid kusten har stadigt ökat under lång tid, både genom allmän befolkningstillväxt och för att en större andel av befolkningen väljer att bosätta sig längst kusterna istället för i inlandet. Till följd av detta intresse har kustens utseende och människans påverkan på kustvattenmiljöerna ändrats drastiskt de senaste hundra åren. Från att bebyggelsen vid kusten, i början av 1900-talet, till största delen bestått av små kustsamhällen där fiske var huvudsysselsättningen är den svenska kusten idag betydligt mer bebyggd. En inventering av exploatering på land längs Sveriges kuster visar att 35 % av kusternas strandzoner (100 meter från strandlinjen) är exploaterade samt att exploateringen ökar kontinuerligt i nästan alla län (Lundberg och Nilsson 2018). Exploateringsgraden varierar mellan Stockholms län 47 % och Gotlands län 19 %. Stränder på öar är den näst mest exploaterade strandtypen, efter fastlandskusten, med en exploateringsgrad på 15 % i landet. Dessa siffror visar sammantaget att en stor andel av strandområden i kusten redan är exploaterade i Sverige, samt att exploateringen inte är jämnt fördelad längs med kusten.

Även exploateringen i vattnet är mycket omfattande där cirka 20 % av kustens grundområden (0–6 meter) idag är påverkade av bland annat bryggor, pirar, hamnar och muddringar. För vågskyddade grundområden som domineras av värdefulla mjukbottnar med bland annat ålgräs, bedöms över hälften vara påverkade av exploatering idag (Törnqvist m.fl. 2020a).

En stor andel av exploateringen består av strukturer som är kopplade till fritidsbåtar. Idag finns uppskattningsvis 700 000–900 000 fritidsbåtar i Sverige, vilket är en av de högsta siffrorna i

världen sett till befolkningsmängd ([Moksnes m.fl. 2019](#)). Antalet fritidsbåtar kan jämföras med en undersökning från tidigt 1960-tal som uppskattade mängden till cirka 300 000, eller en mer omfattande från tidigt 1970-tal då antalet uppskattades till drygt 500 000 ([SOU 1974](#)). Därmed har det skett en fördubbling av antalet fritidsbåtar under de senaste 50 åren. Sveriges kust har många vikar och omfattande skärgård, vilket tillsammans med ett nästan obefintligt tidvatten ger mycket goda förutsättningar för fritidsbåtliv och för att förvara båtar vid bryggor. Detta har medfört att stora delar av den vågskyddade kusten idag täcks av bryggor och småbåtshamnar. En analys av historiska flygfoton visar att den totala längden av alla bryggor, kajer och pirar längs Sveriges kuster ökat med 67 % sedan 1960-talet, från cirka 150 mil till totalt 250 mil 2016, och denna exploateringstakt visar inga tecken på att avta ([Törnqvist m.fl. 2020a](#)). Exploateringstakten av bryggor motsvarar idag en ökning med nästan 1 700 bryggor per år längs Sveriges kuster. Parallellt har det också skett en utveckling från mindre segelbåtar mot allt större och snabbare motorbåtar med stora motorer, vilket har lett till en ökad motordriven trafik i känsliga, grunda kustområden ([Moksnes m.fl. 2019](#)).

Drygt 60 % av alla bryggor och småbåtshamnar återfinns i mycket grunda (0–3 meter), vågskyddade områden med mjukbottenar, trots att dessa endast utgör en fjärdedel av kustens totala grundområden. Grunda vågskyddade områden är en av kustens mest värdefulla och känsliga miljöer med bland annat ålgräsängar i Västerhavet och flera olika arter av långskottsvegetation och kransalger i Östersjön och Bottniska viken. Dessa livsmiljöer utgör viktiga reproduktions-, uppväxts- och födosökningsområden för fisk ([Kraufvelin m.fl. 2018](#), [Moksnes m.fl. 2019](#)). Andelen orörda, mycket grunda (0–3 meter) vågskyddade områden har minskat från 49 % till 29 % de senaste 50 åren ([Moksnes m.fl. 2019](#)).

2.2 Effekter av påverkan i kustvattenmiljön

Exploateringen i den grunda kustvattenmiljön har en stor påverkan på livsmiljöerna. Enligt den senaste rapporteringen av Sveriges naturtyper i art- och habitatdirektivet ([Naturvårdsverket 2020](#)) bedöms bevarandestatusen i vår kustvattenmiljö som otillfredsställande eller dålig för samtliga naturtyper, främst på grund av bristande kvalitet och framtidsutsikter. Trots omfattande åtgärder med viss förbättrad kustvattenkvalitet och minskad trålningspåverkan som följd, är den samlade bedömningen att bevarandestatusen för estuarier, blottade ler- och sandbankar samt stora vikar och sund i Västerhavet fortsatt dålig eller sämre jämfört med tidigare rapporteringar. För den svenska Östersjökusten (marin Östersjöregion) är den samlade bedömningen att bevarandestatusen för sandbankar, rev och estuarier går mot det sämre. I båda regionerna är förändringen i bedömningen delvis beroende av förbättrade underlag gällande fysisk påverkan, som utgör ett stort problem längs kusten. Framförallt gäller detta längs västkusten och i skärgårdsområden i Östersjön där trycket från fysisk exploatering (såväl byggnationer, muddringar och invallningar som erosions- och ankringsskador från båt- och fartygstrafik) är högt. Stabila eller negativa trender för kvaliteten tillsammans med framtida hot, gör att även framtidsutsikterna för många naturtyper bedöms som otillfredsställande eller dåliga vilket bidrar till den samlade bedömningen.

Enligt Sveriges rödlista 2020 utgör exploatering och förstörelse av livsmiljöer, främst i kustzonen, den viktigaste påverkansfaktorn för rödlistade arter efter näringsbelastning och fiske, i både Västerhavet och Östersjön ([SLU Artdatabanken 2020](#)). Kustexploateringen har medfört en betydande påverkan på kustvattenmiljön och därigenom en negativ påverkan på arter och livsmiljöer. I mycket grunda (0–3 meter) vågskyddade områden bedöms framförallt vegetationen vara allvarligt påverkad av fritidsbåtar. I Östersjön visar studier att makrofytsamhällen i, och i

närheten av, områden med mycket kustexploatering har minskad täckningsgrad, minskad höjd på växtligheten och en annan sammansättning av akvatisk vegetation än icke-störda områden ([Hansen m.fl. 2019](#)). Det har vidare visats att en ökad grumling från sediment som rörs upp och näringsläckage kan generera självförstärkande processer i dessa miljöer. Motsatsen är också sann, det vill säga att en rik växtlighet har en positiv effekt och kan stabilisera botten och binda näringsämnen ([Austin m.fl. 2017](#)).

Problemen kan lätt bli omfattande. Baserat på studier och flyginventeringar av bryggor skattas det att 19 % av vegetationen i den svenska kustvattenmiljön (motsvarande 114 km²) är negativt påverkad av fritidsbåtars infrastrukturer och aktiviteter ([Moksnes m.fl. 2019](#)). En annan studie ([Sundblad och Bergström 2014](#)) visade att nästan 70 % av marina kustnära vegetationsklädda botten i Östersjön var påverkade av kustnära konstruktioner.

Ett annat tydligt exempel är förlusten av ålgräs. Förlusterna av ålgräs har främst skett längs västkusten i Bohuslän där cirka 60 % av ålgräset försvunnit sedan 1980-talet, motsvarande cirka 120 km² ([Baden m.fl. 2003](#), [Moksnes m.fl. 2018](#)) i huvudsak på grund av övergödning och överfiske ([Moksnes m.fl. 2008](#), [Baden m.fl. 2012](#)). I södra Bohuslän fortsätter även storskaliga förluster av ålgräs på grund av lokala regimskiften och ökad uppgrumling av sediment, sannolikt orsakad av den destabilisering av bottensedimentet som följer av förlusten av ålgräs ([Moksnes m.fl. 2018](#)). Då strandskydd och områdesskydd inte ger tillräckligt skydd mot kumulativa effekter från småskalig exploatering med exempelvis skuggning från bryggor som följd tillåts idag en fortgående, om än långsam, förlust även av de återstående ålgräsängarna ([Eriander m.fl. 2017](#)). Sedan 2020 är ålgräs upptagen som sårbar (VU) i Sveriges rödlista ([SLU Artdatabanken 2020](#)).

3 Åtgärder – kunskap och effektivitet

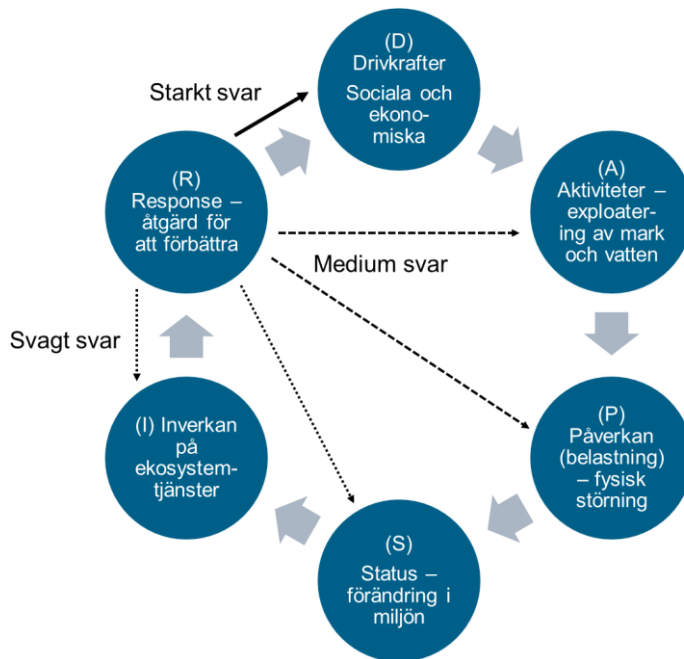
Åtgärder är ett vitt begrepp som kan innefatta många olika insatser som förbättrar kustvattenmiljön. Åtgärderna kan utifrån ett restaureringsperspektiv delas in i två grupper, aktiva och passiva. Med aktiva åtgärder avses i detta sammanhang sådana där man aktivt restaurerar biotiska eller abiotiska miljöer, det vill säga det som traditionellt brukar benämnas restaurering. Passiva åtgärder syftar på åtgärder som minimerar eller undviker påverkan och som därmed leder till förbättrad kvalitet. Passiva åtgärder skapar också förutsättningar för naturen att återhämta sig själv, med hjälp av sin naturliga förmåga att läka, om förutsättningar för habitatet återigen blir gynnsamt. Normalt sett kan naturliga ekosystem återhämta sig utan restaurerande insatser från låga eller måttliga nivåer av mänsklig påverkan, medan aktiva åtgärder i form av ekologisk restaurering ofta behövs för att återställa skadade ekosystem. En aktiv restaurering förutsätter i de flesta fall att passiva åtgärder för att minska påverkanstryck redan har genomförts och att de fysiska förändringar som skett är reversibla, annars riskerar restaureringen att misslyckas ([Kraufvelin m.fl. 2021b](#), [2025](#)).

Trots tillgängliga förvaltningsåtgärder och styrmedel, satsningar på marint områdesskydd ([Bergström m.fl. 2022b](#)), samt ett generellt ökat fokus på skadelindringshierarkin vid olika verksamheter ([Naturvårdsverket 2016](#), [Jacob m.fl. 2018](#), [Bergström m.fl. 2021](#)) fortsätter exploateringen av grunda vågskyddade kustvattenområden i Sverige att öka ([Moksnes m.fl. 2019](#), [Törnqvist m.fl. 2020a](#)) (figur 1.1). Det behövs en större tydlighet i åtgärdsarbetet på vad som måste göras för att kunna bevara de sårbara och grunda kustvattenmiljöerna, förbättra deras tillstånd och öka deras utbredning. Idag finns möjligheter att avslå ansökningar och kräva försiktighetsmått. Det finns även möjlighet att begära återkallelse med stöd av 24 kapitel 3 § miljöbalken men det tar mycket resurser i anspråk. Därför behövs bättre underlag för att koppla verksamheter till effekter och juridiskt stöd för att begränsa ytterligare exploatering och även för att riva upp befintliga verksamheter som ligger olämpligt placerade i skyddsvärda grundområden.

Intensifierade satsningar på restaureringsarbeten eller ekologisk kompensation är inte den effektivaste vägen framåt då detta är både dyrt och tidskrävande samtidigt som utgången är osäker ([Moksnes m.fl. 2016b](#), [Bergström m.fl. 2021](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#), [2025](#)). Det är därför viktigt att hålla i minnet att det alltid är mer kostnadseffektivt att från början undvika att förstöra värdefulla områden, strukturer och funktioner än att tvingas återuppbygga dem i ett senare skede genom aktiva restaureringsåtgärder ([Bergström m.fl. 2021](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#), [2025](#)). Som ett räkneexempel kan de uppskattningsvis 12 500 hektar ålgräsängar som har försvunnit i Bohuslän, kosta mellan 15–31 miljarder SEK att återskapa arealmässigt. Sannolikt hade det varit avsevärt mindre kostsamt att få individer att avstå från aktiviteter och byggnationer på just dessa platser med hjälp av olika styrmedel. Dessutom finns inte möjlighet att återskapa alla dessa förlorade ålgräsängar då förutsättningarna inte längre finns kvar i många områden ([Moksnes m.fl. 2016a](#), [2018](#)).

Av alla möjliga åtgärder som kan vidtas är de som riktar sig mot drivkrafterna, det vill säga de bakomliggande behoven eller efterfrågan, de absolut mest kraftfulla. Samhällseffekten av åtgärder minskar successivt ju längre bort man kommer i kedjan Drivkraft – Aktivitet – Påverkanstryck – Statusförändring – Inverkan i DAPSIR-modellen (figur 3.1) ([Gari m.fl. 2015](#), [Hogfors m.fl. 2020](#)). Åtgärder mot drivkrafter är dock svåra, tröga och kostsamma och representerar vanligtvis ett mer långsiktigt arbete. Ur detta perspektiv kan åtgärder som riktar sig

mot aktiviteter och påverkanstryck, bokstäverna A och P i DAPSIR-modellen ha en högre genomförbarhet och därmed en snabbare effekt (medium respons).



Figur 3.1 I DAPSIR-modellen, erhålls starkast effekt vid åtgärder mot drivkrafter med successivt minskande effekt för åtgärder riktade mot Påverkanstryck, Statusförändring och Inverkan på ekosystemtjänster (från Gari m.fl. 2015, Hogfors m.fl. 2020). DAPSIR-modellen är ett sätt att beskriva orsakssamband i samspillet mellan samhället och miljön (se även Kraufvelin m.fl. 2021a). Drivkrafter (D) utgörs av behov i samhället som ger upphov till en mänsklig verksamhet, aktivitet (A) som innebär ett påverkanstryck (P) på miljön.

Befintliga styrmedel och åtgärder har inte varit effektiva för att minska drivkrafterna som leder till fysisk påverkan. Antalet fritidsbåtar ökar (Moksnes m.fl. 2019), fler och fler bryggor byggs (Törnqvist m.fl. 2020a) och fler muddringar genomförs (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Exploateringsstakten i strandzonen för boende och andra aktiviteter har också ökat stadigt under många årtionden, enligt SCB. Det finns dock flera åtgärder i form av styrmedel (miljöprövning, strandskydd, med flera) som syftar till att minska påverkan från nytillkommande aktiviteter, men så länge aktiviteter ändå tillkommer, ökar också påverkanstrycket.

3.1 Passiva åtgärder för marin restaurering

Det är i grunden politiken som avgör hur och i vilken utsträckning som vi kan skydda vår natur från påverkan, samt vilka intressen som ska ges företräde framför andra. I miljöfrågor handlar det ofta om att begränsa påverkan från enskilda för att uppnå en gemensam optimal lösning för samhället i stort. De flesta former av påverkan och aktiviteter i grunda kustvattenmiljöer regleras i huvudsak med hjälp av ett fåtal styrmedel. Oavsett om det rör bryggor, pirar, muddringar eller vattenbruk är det dessa som oftast används:

- Prövning och tillsyn av vattenverksamheter
- Prövning och tillsyn av strandskydd/dispens

Det är dessa två huvudsakliga styrmedel som främst kan brukas för passiva åtgärder eftersom de har en direkt påverkan på aktiviteterna. Utöver de huvudsakliga styrmedlen ovan, brukar det offentliga främst tillämpa tre andra styrmedel:

- Kommunal planering (främst översiktsplanering och detaljplanering men även mellankommunal kustzonsplanering),
- EU-direktiv som havsmiljödirektivet, vattendirektivet, art- och habitatdirektivet med flera (genom att de införts i svensk lagstiftning)
- Områdesskydd (reservat, Natura 2000, med flera).

Dessa styrmedel är mycket viktiga och fyller alla centrala funktioner för att uppnå hållbara kustekosystem med hjälp av passiva åtgärder. De kan dock betraktas som kompletterande styrmedel då de inte adresserar påverkan direkt och således inte heller kan förväntas lösa de direkta problemen med ett för högt befintligt påverkanstryck. Exempelvis kan en god kommunal planering lägga grunden för en låg påverkan i känsliga kustområden, men det är fortfarande prövningen av strandskydd och vattenverksamheter som direkt bestämmer om, var och hur exploateringen tillåts.

EU-direktiv som havsmiljödirektivet, vattendirektivet, art- och habitatdirektivet med flera (genom att de införts i svensk lagstiftning genom till exempel miljöbalken och vattenförvaltningsförordningen) utgör viktiga inramningar för många av de andra styrmedlen. Exempelvis utgör miljö kvalitetsnormerna en viktig ram för prövningar (5 kapitel miljöbalken) där normerna utgör den kravnivå som vattenförekomsten ska klara. Normerna utgör även mål/kravnivå för andra styrmedel, till exempel åtgärdsprogram. Eftersom förbättringen uppnås genom att andra styrmedel tillämpar normerna kan normerna i sig ses som kompletterande till dessa styrmedel.

Ett annat viktigt styrmedel som ökat i betydelse är marint områdesskydd. Det kan handla om reservat, Natura 2000, biotopskydd, säl- och fågelskyddsområden, med mera. Områdesskydd har använts för de områden som är mest värdefulla. I områden med någon form av skydd bibehålls eller minskas vanligtvis påverkan lokalt, genom begränsningar i form av föreskrifter. Ett områdesskydd har därigenom en stor effekt på påverkan lokalt men vanligtvis rör det sig om ett begränsat område. Styrmedlet har således mindre effekt på den kumulativa påverkan ur ett landskapsperspektiv men kan vara viktigt för vissa värdefulla arter eller miljöer.

Båttrafik regleras med sjötrafikregler där länsstyrelsen har föreskriftsrätt. Båttrafikens fysiska påverkan på miljön har dock reglerats relativt lite. För fritidsbåtarnas direkta påverkan tillämpas främst frivilliga styrmedel, som information till båtägare. Båttrafiken har dock stor påverkan på grunda kustekosystem, varför behov finns av ytterligare styrmedel. För fritidsbåtshamnar/-bryggor tillämpas prövning och tillsyn enligt miljöbalken men då bedöms huvudsakligen effekterna av den fysiska konstruktionen/anläggningen som själva fritidsbåtshamnen/bryggan medför och inte båttrafiken i sig. Fokus ligger främst på fritidsbåtar och inte kommersiell sjöfart, som en följd av avgränsningen mot grunda kustområden. Vågpåverkan från större fartyg förekommer visserligen, men bedöms ha begränsad påverkan i de aktuella grunda kustområdena.

3.1.1 Prövning av vattenverksamheter och strandskydd/dispens

Två av de viktigaste styrmedlen är myndigheternas och kommunernas prövning av vattenverksamheter och strandskydd. De har en direkt effekt på hur påverkan tillåts öka i

kustmiljön. Prövningen innebär att villkor kan tillkomma för utformning och hänsyn av nya aktiviteter i eventuellt tillståndsbeslut, till exempel för bebyggelse och vattenverksamheter. Prövningen bedömer också tillåtligheten²¹ av aktiviteten och kan neka tillstånd/dispens av olika anledningar. Prövningen påverkar främst nytillkommande och utökade aktiviteter medan redan prövade aktiviteter (befintliga) ej berörs, om det inte blir fråga om omprövningar eller att tillstånd återkallas. Eftersom varje nytillkommen aktivitet innebär tillkommande påverkan, ökar trycket på miljön successivt, även om påverkan reduceras genom strikta miljövillkor. En förändrad prövning innebär således inte ökad biodiversitet utan endast en minskad takt på förlorad biodiversitet. Antalet nytillkommande och utökade aktiviteter måste minska om nettoförlusten av kustmiljöer ska hejdas. Historiskt har dock de flesta inkomna ansökningarna fått tillstånd efter att vissa anpassningar och skyddsåtgärder har vidtagits, i synnerhet de mindre aktiviteterna/projekten.

Miljöprövningen kan inte styra över antalet inkomna ansökningar, vilket innebär att vid en enhetlig prövning av aktiviteter ökar påverkan när fler ansökningar inkommer. Flera av de berörda aktiviteterna har också ökat under lång tid. Det kan därför vara svårt att minska nettopåverkan enbart med prövningen som styrmedel. En förändring som leder till striktare miljövillkor i prövningarna kan snabbt neutraliseras av fler ansökningar på grund av ett ökat intresse för en viss aktivitet. Men en striktare tillämpning av till exempel 3:3 miljöbalken eller ny praxis kan innebära att bryggor som skadar exempelvis ålgräs inte tillåts alls. Prövning kan därmed innebära stopp också och inte bara villkor.

Det har historiskt även varit problematiskt att adressera de kumulativa effekterna i prövningar av många små aktiviteter. Den tillkommande påverkan av en ytterligare aktivitet är högst begränsad men den kumulativa påverkan av alla de små aktiviteterna är betydande. Att adressera detta med hjälp av styrmedel för prövning innebär att prövningsinstansen skulle behöva avslå alla ansökningar när väl den kumulativa påverkan blivit för stor, men detta kan vara svårt att förena med andra rättvisaspekter. Grundtanken med miljö kvalitetsnormer är att hantera den totala påverkan men i praktiken blir det tillkommande verksamheter som behöver bära en stor del av bördan, det vill säga om inte befintliga verksamheter omprövas.

3.2 Aktiva åtgärder för marin restaurering

Ekologisk restaurering innebär att man genom åtgärder försöker återskapa naturliga fysiska och biologiska processer i ett ekosystem som skadats eller degraderats för att få tillbaka ekologiska strukturer, funktioner och ekosystemtjänster. Ibland kan ekologisk restaurering även användas när man initierar eller påskyndar en återhämtning av systemet. Ekologisk restaurering kan syfta till att återskapa ett ekosystem som det sett ut historiskt eller att skapa ett helt nytt ekosystem där det tidigare aldrig funnits ([Moksnes m.fl. 2016a](#)). I det förra fallet avses i strikt mening ekologisk restaurering, medan det i det senare fallet mer är fråga om ekologisk kompensation ([Bergström m.fl. 2021](#)).

Rapporten av [Kraufvelin m.fl. \(2021b\)](#) sammanställer den ökade nationella och internationella kunskapen om metoder för ekologisk restaurering i kustvattenmiljön med särskild relevans för Sverige. Här har restaureringsarbete i olika marina habitat och livsmiljöer börjat komma igång. Både i avseende på metodikutveckling, insamling av praktiska erfarenheter och resultat har det svenska marina restaureringsarbetet hunnit längst inom restaurering av ålgräsängar där även en

²¹ Tillåtlighetsprövning är en form av prövning av miljöfarliga verksamheter, vattenverksamheter, som är av större omfattning och därmed kan påverka samhället.

handbok tagits fram (Moksnes m.fl. 2016 a, b), kustnära våtmarker (Hansen m.fl. 2020) och flador i Bottniska viken (Saarinen 2019, Saarinen och Berglund 2022). För restaurering av blåstång i Östersjön har en handbok tagits fram (Kautsky m.fl. 2020), medan en hel del praktiska erfarenheter också håller på att inhämtas från restaurering av blåmusselrev, kransalgsängar, kallvattenskoraller och historiska stenrev (Bergström m.fl. 2021, Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025, Faithfull m.fl. 2022, 2024, Johansson m.fl. 2022, Strand m.fl. 2023). För restaurering i kustvattenmiljöer är det viktigt att relevanta åtgärder även vidtas i tillrinnande vattenmiljöer med tanke på utflöde (sedimenttransport, närsalter) och på behov för fiskarter som vandrar mellan eller är beroende av de två miljöerna (Hansen m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021b.).

I fall där negativa effekter på miljön från olika former av mänsklig verksamhet inte kan undvikas, minimeras eller avhjälpas på plats i enlighet med skadelindringshierarkin, kan ekologisk kompensation vara ett verktyg för att mildra effekterna på biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Bull m.fl. 2013, Enetjärn m.fl. 2015, Naturvårdsverket 2016, SOU 2017; Bergström m.fl. 2021, Bergström m.fl. 2022a). Utifrån principen om att den som orsakar en skada på miljön ska betala (Naturvårdsverket 2016) kan möjliga kompensationsåtgärder i kustvattenmiljöer vara att restaurera de direkt skadade miljöerna, att skapa nya livsmiljöer, att anlägga mänskligt skapade strukturer som ger ekosystemtjänster (till exempel konstgjorda rev eller vågdämpare) eller möjligtvis att införa långsiktigt skydd av naturområden (Bergström m.fl. 2021, Kraufvelin m.fl. 2021b). Från internationella erfarenheter kan även kompensationspooler eller "habitatbanker"²² vara en del av ett system för kompensationsåtgärder (Bergström m.fl. 2021, Bergström m.fl. 2022a). Dessa system kan vara speciellt värdefulla för att motverka nettoförluster av livsmiljöer som påverkas av småskalig exploatering, då proportionalitetsprincipen²³ (att åtgärder inte ska gå utöver det som är nödvändigt med hänsyn till ändamålet) kan göra det svårt att kräva kompensation för en liten skada. I Sverige har ekologisk kompensation använts mycket begränsat i marina miljöer, men för ålgräsängar har Havs- och vattenmyndigheten tagit fram detaljerad vägledning för ekologisk kompensation (Moksnes m.fl. 2016a).

3.2.1 Förutsättningar för marin restaurering

Restaurering i marin miljö är ett tämligen "nytt" och ungt kunskapsområde, jämfört med motsvarande område för rinnande vattendrag och insjöar. För ett effektivt marint åtgärdsarbete inom restaurering krävs god information om utbredning och tillstånd (både nuvarande, men även historiskt) av ekosystem, ekosystemfunktioner och tjänster (se till exempel Bryhn m.fl. 2015, 2020, Nyström Sandman m.fl. 2020). För att uppnå detta behövs förutom yttäckande nationella karteringar, bättre förståelse för kopplingarna mellan arter, biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och deras förmåga att producera ekosystemtjänster och hur dessa påverkas av mänskliga aktiviteter (Bryhn m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021a, b). Det tar även tid att utveckla och bygga upp en funktionell verktygslåda med arbetssätt och metoder.

²² Med begreppet kompensationspool menas en organiserad förmedling av områden med kompensationsåtgärder som kan köpas av exploatör som ålagts eller frivilligt valt att genomföra kompensation. Att inrätta kompensationspooler av någon form kan vara särskilt relevant för mindre exploateringar, för att kunna ställa krav på att även småskaliga ingrepp som skadar biologisk mångfald och ekosystemtjänster ska kompenseras. Det kunde vara av särskilt intresse att se över om och hur det befintliga systemet för fiskeavgifter kan utformas för att stödja detta.

²³ Varje medborgares egendom är tryggad genom att ingen kan tvingas att tåla att det allmänna inskränker användningen av mark eller byggnad, utom när det krävs för att angelägna allmänna intressen ska tillgodoses (2 kap. 15 § första stycket regeringsformen), den så kallade proportionalitetsprincipen.

Kunskapsbristen innebär att det är lättare att utföra restaurering i limniska ekosystem, medan man i marina system oftare tvingas rikta in sig mer på naturlig återhämtning ([Geist och Hawkins 2016](#)). Andra orsaker till att restaurering i marina system är svårare än i limniska ekosystem är att de marina ekosystemen är större och öppnare och beroende av fler storskaliga processer, samtidigt som de kan vara mer brett påverkade av olika mänskliga faktorer och behöva en gemensam internationell förvaltning.

En grundförutsättning för en framgångsrik restaurering är att de faktorer som initialt orsakade skadan på livsmiljön eller systemet har försvunnit eller minimerats. I fall där vegetation ska restaureras kan övergödningsläget fortfarande hindra en återställning eller vattnet kan vara för grumligt för att restaurerade arter ska kunna utföra sin fotosyntes. I sådana fall är det bäst att avstå från restaureringsinsatser och istället satsa på ekologisk kompensation på en mer gynnsam lokal ([Kraufvelin m.fl. 2021b](#), [Bergström m.fl. 2021](#)). Förlust av vegetation kan även medföra en destabilisering av botten och resultera i ökad uppgrumling av sediment som motverkar återetablering av vegetationen. Längs västkusten medför denna typ av regimskiften att ålgräs inte kan restaureras i många områden där det försvunnit ([Moksnes m.fl. 2018](#)). Dessa exempel belyser vikten av att i första hand skydda värdefulla livsmiljöer då restaurering inte alltid är möjlig.

Flera studier tyder på att bristen på återhämtning och misslyckande restaureringsinsatser i många kustekosystem kan vara resultatet av ett regimskifte, det vill säga när ett ekosystem ändras till ett nytt stadie från vilket återhämtning kan vara mycket svårt ([Nyström m.fl. 2012](#), [Maxwell m.fl. 2017](#)). Dessa förändringar sker ofta mycket snabbt, efter att ett tröskelvärde i störning har passerats och beror på att de biologiska eller fysiska självgenererande mekanismer som stabiliserar en livsmiljö har ändrats och låser kvar ekosystemet i det nya stadiet. Detta medför att det ofta inte räcker med att minska störningen under det tröskelvärde som orsakade regimskiftet eftersom de nya självgenererande mekanismerna fungerar på ett annorlunda sätt. Regimskiften tycks vara extra vanliga hos sjögräsekosystem, som ålgräsängar, då de starkt påverkar den fysiska och biologiska miljö där de växer ([Maxwell m.fl. 2017](#)). Eftersom tröskelvärdet för en störning som kan orsaka ett regimskifte i ett ekosystem nästan alltid är okänt, är det av stor vikt att förvaltningen använder försiktighetsprincipen när effekten av en störning ska skattas på en livsmiljö.

En avgörande faktor i restaureringsprocessen är valet av område att åtgärda. Om en livsmiljö aldrig har funnits naturligt i ett område, saknas sannolikt abiotiska eller biotiska förutsättningar för livsmiljön. På samma sätt kan det ofta vara svårt att återskapa eller restaurera en livsmiljö i ett område där miljöbetingelserna kraftigt förändrats. Exempel på detta kan vara områden där ålgräsängar eller annan långskottsvegetation eller fleråriga makroalgsbälten fått ge vika för småbåtshamn, pirar och bryggor eller där förändrade ljus- eller bottenförhållanden på grund av eutrofiering eller erosion gör stora områden olämpliga för återkolonisering av vegetation.

För en lyckad restaurering är det också viktigt att ta reda på historiska referensförhållanden för att klargöra vad restaureringen kan uppnå och till vilken grad det tidigare systemet ska eller kan återskapas. Att referensförhållanden fastställs är ett mycket viktigt moment inför en restaurering, vilket ofta brister i många restaureringsarbeten. Referensförhållandet bör både omfatta strukturer och funktioner, men även de biologiska, kemiska och fysiska processer som skapar och upprätthåller strukturerna ([Kraufvelin m.fl. 2021a, b](#)).

Själva arbetet med restaurering kan bedrivas av ett antal olika aktörer, men behöver utökas och breddas till fler aktörer om nationella och internationella mål ska kunna uppnås. Det tar tid att

utveckla och bygga upp en funktionell verktygslåda för restaurering med arbetssätt och metoder. Aktiv restaurering är en verksamhet som kräver ett långsiktigt planerande och genomförande. Arbetsprocessen är lång, ofta tar det tio år från att åtgärdsbehov identifieras till att åtgärderna är genomförda och ytterligare tid innan de ekologiska effekterna kan bedömas. Åtgärdsbehovet ligger på landskapsnivå (havsområde), men aktiva åtgärder är till stor del platsspecifika. Åtgärderna berör många mark- och vattenägare och förutsätter nästan alltid att mark- och vattenområde frivilligt upplåts för åtgärden, vilket kräver en väl genomförd och "långvarig" förankringsprocess. Finansieringen för åtgärder ges vanligtvis via bidrag från EU, svenska staten eller miljöorganisationer och stiftelser, men mindre åtgärder kan även bekostas privat eller samfällt genom till exempel fiskevårdsområdesföreningar.

Ett viktigt moment vid restaureringsarbeten är att vetenskapligt utvärdera genomförandet och resultaten av restaureringen genom uppföljning. Detta kan göras genom att jämföra utvecklingen i ett restaurerat område över tid med icke påverkade/icke restaurerade referenssystem (Moksnes m.fl. 2016b). Om inte genomförda restaureringar följs upp med studier av det restaurerade objektets utbredning, samt kvalitet och produktion av ekosystemtjänster, vet man inte om åtgärden har lyckats och haft önskad effekt. Utan uppföljning går man också miste om möjligheterna att lära sig av tidigare lyckade eller mindre lyckade restaureringar och man kan inte förbättra de framtida metoderna ([Danovaro m.fl. 2025](#), [Kraufvelin m.fl. 2025](#)).

PRAKTISKT ÅTGÄRDSARBETE

4 Prioriteringar för åtgärdsarbetet

Prioriteringar utgör ett viktigt verktyg i det praktiska åtgärdsarbetet. Prioriteringen kan utgå från vilka livsmiljöer som åtgärderna ska fokusera på, vilka påverkanstryck som ska prioriteras att åtgärdas och vilka åtgärder som ska väljas, passiva och/eller aktiva.

4.1 Arter och livsmiljöer

Utöver skadelindringshierarkin och ett ekosystem- och landskapsperspektiv (kapitel 4 del I) är kriterier för prioriteringar av livsmiljöer och arter viktiga för ett framgångsrikt åtgärdsarbete. Följande kriterier utgör prioriteringar för livsmiljöer och arter som rekommenderas vid passivt och aktivt åtgärdsarbete och är listade utan inbördes prioriteringsordning. Till grund för prioriteringslistan ligger [Mosaic \(Hogfors m.fl. 2020\)](#) som är ett verktyg för att kunna peka ut områden med höga naturvärden och hög ekologisk funktion, utifrån vetenskapligt baserade kriterier (CBD²⁴; EBSA²⁵). Kriterierna bör inte användas enskilt utan i kombination med platsspecifik information, genom att titta på vilka åtgärder som är möjliga att genomföra och vilka påverkanstryck som finns närvarande. I kustvattenmiljöns livsmiljöer är det inte ovanligt att två eller flera kriterier sammanfaller. För själva prioriteringen är det i första hand områden och livsmiljöer som avses. Livsmiljöerna består dock i sin tur av ett antal arter, som tillsammans med sin omgivning utgör själva grundförutsättningen för kriterierna. En eller flera av dessa arter kan i sin tur vara utpekade målarter för det prioriterade åtgärdsarbetet.

Prioriterade områden för stopp av fortsatt förlust:

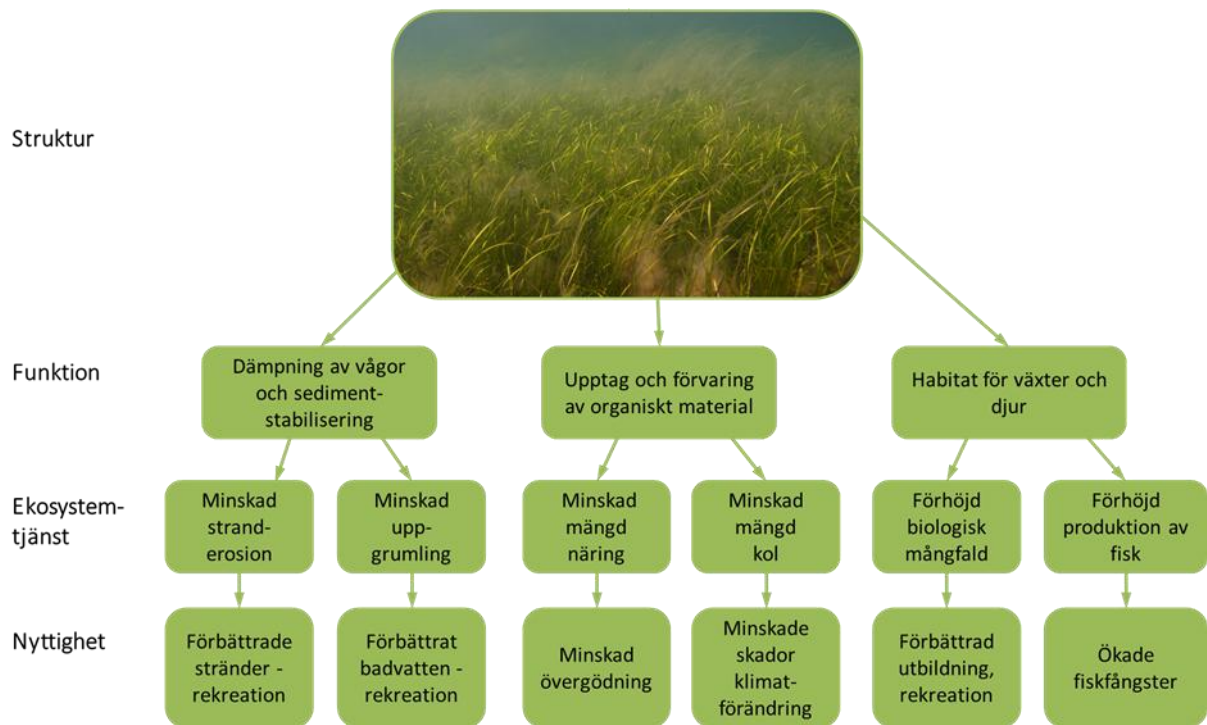
- Områden med viktig och/eller hög ekologisk struktur och funktion – som bidrar med viktiga ekosystemtjänster och nyttigheter ([Hogfors m.fl. 2020](#), [Bergström m.fl. 2021](#)).
- Områden särskilt känsliga för fysisk påverkan ([Hogfors m.fl. 2020](#)).
- Områden som hyser hotade biotoper (EU:s rödlista – [Gubbay m.fl. 2016](#)) och arter (Sveriges rödlista – [SLU Artdatabanken 2020](#)).
- [Naturtyper](#) och utpekade livsmiljöer (exempelvis listade i Art- och habitatdirektivet²⁶) som Sverige har särskilt ansvar för genom internationella konventioner och EU-direktiv.

Strukturer är fysiska delar av miljön (livsmiljöer, substrat, djur, växter), som bidrar till ekologiska funktioner, som till exempel produktion, bioturbation och filtrering. Exempel är områden med förekomst av [nyckelarter eller habitatbildande arter](#). Funktionerna är grunden för att skapa ett flöde av olika naturnyttor och ekosystemtjänster (figur 4.1). Åtgärder som återställer eller restaurerar strukturer och funktioner bidrar ofta dessutom till att minska eller motverka negativa effekter av klimatförändringar som inlagring av kol ([Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025](#)), samtidigt som de stärker den biologiska mångfalden.

²⁴ [Microsoft Word - Mapping High Conservation Values d1.1.doc](#)

²⁵ <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.01.016>

²⁶ [Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv](#)



Figur 4.1 Kaskadmodell med exempel på ekosystemfunktioner, ekosystemtjänster och nyttor som genereras från en ålgräsäng. Om ålgräsängen förstörs försvinner alla underliggande ekosystemtjänster och nyttigheter (Bergström m.fl. 2021).

Flera av de utifrån Mosaic prioriterade livsmiljöerna hittas i grunda vågskyddade områden. För dessa områden sammanfaller flera av kriterierna för prioritering då de har höga ekologiska värden, är känsliga för mänsklig påverkan, samt är utsatta för en större mänsklig fysisk påverkan än övriga delar av den grunda kustvattenmiljön (Moksnes m.fl. 2019, Hogfors m.fl. 2020). Grunda vågskyddade områden kan därmed användas för att identifiera områden för prioriteringar. Livsmiljöer som är hotade eller som hyser hotade arter är viktiga att prioritera liksom de som är listade för prioritering genom konventioner och direktiv.

Prioritering av områden med potential för konnektivitet:

- Opåverkade områden eller områden med liten påverkan (Törnqvist m.fl. 2020a).

Större sammanhängande områden som är opåverkade eller med liten påverkan är viktiga för att generera ekosystemtjänster och konnektivitet i kustvattenmiljön och längs kusten (Berkström m.fl. 2022, 2024). Fragmenteringen av grunda kustekosystem (och deras struktur) och minskningen av de totala ytorna tillgängliga livsmiljöer påverkar deras funktion (Hovel och Lipcius 2001) och därmed produktionen av naturnyttor och ekosystemtjänster. För flera fiskarter finns det ett nära samband mellan rekrytering, beståndets storlek (abundans och biomassa) och ytan av tillgängliga lämpliga uppväxtområden. Det positiva sambandet mellan beståndets storlek och uppväxtmiljöernas yta innebär att varje lek- och uppväxtmiljö, och förhållandena däri, potentiellt har betydelse för beståndets storlek (Sundblad m.fl. 2014, Sundblad och Bergström 2014).

Områden med potential för återhämtning:

- Områden med högt påverkanstryck och/eller snabb negativ förändringstakt i påverkanstrycket ([Törnqvist m.fl. 2020a](#)).
- Områden med historisk förekomst eller rätt förutsättningar för restaurering.
- Övergångszoner mellan marin och limnisk, men även terrester miljö.

Det kan vara lättare och mer kostnadseffektivt att genomföra åtgärder för att förbättra dålig status i områden med hög påverkan, i jämförelse med att förbättra status i områden med lägre påverkan där statusen är bättre men inte bra. Att restaurera i områden med exempelvis hög exploatering kan ge större samhällsnytta om resultatet kommer fler till godo. Vad gäller frågan om att förtäta eller sprida ut aktiviteter är det i många fall, exempelvis för brygganläggningar, bättre att förtäta och ha en större samfällad anläggning jämfört med att ha flera mindre, enskilda bryggor, om den samfällda anläggningen är rätt placerad och om det inte finns värdefulla livsmiljöer i påverkansområdet för verksamheten. Om det finns värdefulla livsmiljöer i området är en förtätning inte självklar, eftersom en tilläggsåverkan kan driva ekosystemet över ett irreversibelt tröskelvärde och orsaka ett regimskifte där återställning inte längre är möjlig. Områden som hyser potential för återhämtning är viktiga att fokusera på för att kunna återfå förlorade arealer livsmiljö och kunna nå en nettoökning av ekologiska värden. Detta är särskilt viktigt att beakta gällande åtgärder i områden med hög påverkan

Ytterligare viktiga livsmiljöer att prioritera hittas i övergångszonerna mellan marin och limnisk miljö. Dessa är viktiga bland annat för att stärka konnektiviteten för arter som använder olika livsmiljöer men även då dessa miljöer annars riskerar att hamna "mellan stolarna". Här behöver arbetet samordnas med det limniska åtgärdsarbetet ([Kraufvelin m.fl. 2021a](#)). Även övergångszonerna med terrestra miljöer är viktiga att beakta.

4.1.1 Abiotiska miljötyper

För att underlätta det praktiska genomförandet och prioriteringen av åtgärder har relevanta och prioriterade livsmiljöer och arter som återfinns i grunda mjuk- och hårbottenmiljöer längs Sveriges kuster delats in i abiotiska miljötyper. Känslighet för olika störande aktiviteter som ger fysisk påverkan skattas i (bilaga E). Förekomsten av livsmiljöerna inom olika modellerade *abiotiska miljötyper* (avsnitt 5.1.1 för en förklaring) skattas i (bilaga F). Dessa prioriterade livsmiljöer överensstämmer med prioriterade livsmiljöer enligt Mosaic, men även med relevanta Eunishabitat enligt bilaga II i EU:s förordning om restaurering av natur.

Livsmiljöerna baseras på:

- Vegetation på mjukbotten så som ängar av ålgräs och annan långskottsvegetation (Grupp 1 i Bilaga II EU:s förordning om restaurering av natur),
- Områden med krontaksbildande makroalger, exempelvis tångbälten (Grupp 2 i Bilaga II EU:s förordning om restaurering av natur),
- Områden med rik förekomst av epibentiska bivalver (mussel- och ostronbottnar) (biogena rev) (Grupp 3-5 i Bilaga II EU:s förordning om restaurering av natur),

Andra prioriterade livsmiljöer:

- Lek-, uppväxt-, födosöksområden för fisk
- Fodosöksområde för fågelarter
- Fodosöksområde för däggdjur

4.2 Påverkanstryck

Med utgångspunkt från skadelindringshierarkin är det viktigt att begränsa eller minska de påverkanstryck som har negativa effekter i kustvattenmiljön och dess livsmiljöer. Det handlar om att undvika aktiviteterna och att när detta inte är möjligt minimera/begränsa påverkan. Att minimera påverkan innebär att exempelvis minska grumling, resuspension, skuggning, med mera. Prioriteringen av påverkanstryck måste ske utifrån varje specifikt områdes förutsättningar och risken för kumulativa effekter.

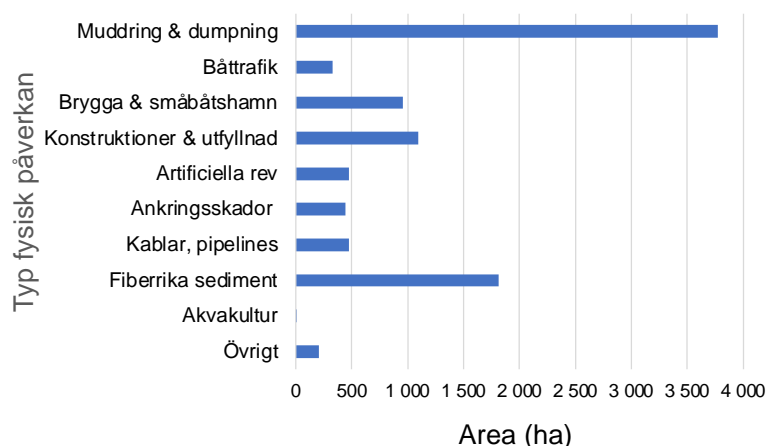
Genom den nationella marina inventeringen av fysisk påverkan och modellerade *påverkanszoner* runt identifierade objekt och aktiviteter (se avsnitt 5.1.3 för förklaring) fås en indikation på vilka typer av fysisk påverkan som idag ger upphov till störst areell påverkan. Enligt denna analys dominerar fysisk påverkan från muddringar och dumpningar av muddermassor i alla havsområden på 0–15 meters djup (i medeltal 29 % av all areell påverkan längs Sveriges kuster), följt av båttrafik från fartyg och fritidsbåtar (20 %) som ger upphov till erosion och uppgrumling, påverkan från bryggor och småbåtshamnar (13 %), samt från konstruktioner och utfyllnad (7 %) (figur 4.2, tabell 4.1). Dessa fyra påverkanstyper är koncentrerade till grunda, vågskyddade områden där deras sammanlagda påverkan ofta utgör över 80 % av all påverkan. Bottniska viken skiljer sig lite från de andra havsområdena då fiberrika sediment från pappersmassaindustrin där utgör en dominerande typ av fysisk påverkan (19 %) (figur 4.2a).

Enligt analysen av olika habitat och livsmiljötypers känslighet bedöms de fyra aktiviteterna ovan orsaka fysisk påverkan för vilka flest olika organismgrupper och miljötyper har mycket hög känslighet för (kapitel 5 samt, bilaga E, tabell 2.3 och 3.2). När det gäller båttrafik och muddring är detta kopplat till problematik med uppgrumling av sediment på känsliga grunda, vågskyddade bottnar som ger upphov till försämrad vattenkvalitet. Detta i sin tur påverkar en lång rad organismer negativt. Fysiska strukturer vid vattenytan (till exempel bryggor och marinor) är främst kopplat till negativa skuggningseffekter på vegetation. Den typ av fysisk påverkan som flest organismer är känsliga för, också på hårbotten, är dock *fysisk konstruktion som täcker havsbotten permanent* (till exempel utfyllnad i en hamn), eftersom det medför en bestående förlust av livsmiljön ([Kraufvelin m.fl. 2021a](#)).

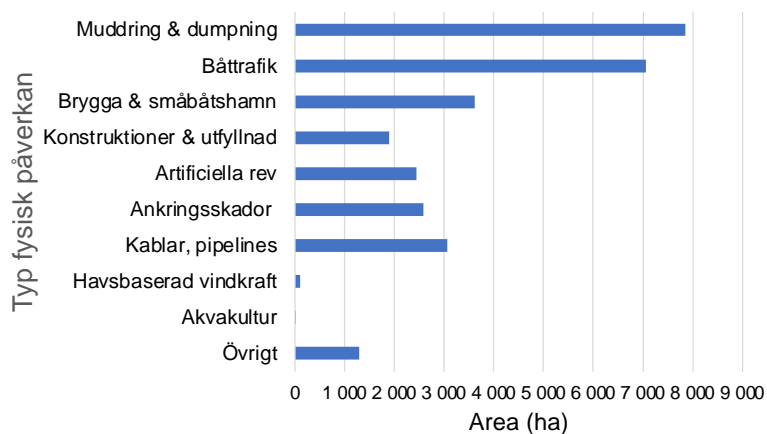
Sammanfattningsvis finns det argument för att prioritera åtgärder som motverkar följande typer av fysiska aktiviteter och strukturer då de ger upphov till störst och allvarligast påverkanstryck idag:

- Muddring och dumping
- Båttrafik
- Bryggor och småbåtshamnar
- Permanenta fysiska konstruktioner på botten

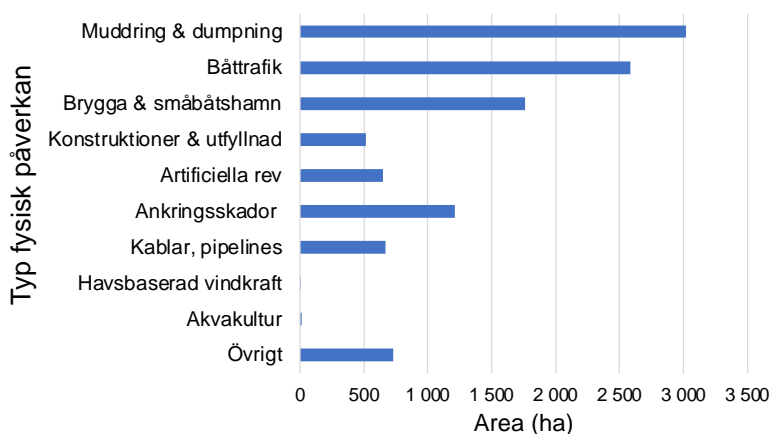
a. Bottniska viken



b. Egentliga Östersjön



c. Västerhavet



Figur 4.2 Areell påverkan (ha) från de 10 vanligaste grupperna av påverkanstyper inom Sveriges tre olika havsområden på 0–15 meters djup (Törnqvist m.fl. 2020a). Notera att påverkanstyperna skiljer sig något mellan havsområden. De kategorier som ser ut att ha noll areal förekommer men på liten yta (se tabell 4.1). Notera också att skalan i areal skiljer sig åt mellan de tre havsområdena. I "Övrigt" ingår bland annat badplatser. Påverkad area är skattad från modellerade *påverkanszoner* runt inventerade fysiska objekt i kustzonen (se avsnitt 5.1 för detaljer).

Tabell 4.1 Areell påverkan (ha) från olika grupper av påverkanstyper inom Sveriges tre olika havsområden på 0–15 meters djup (Törnqvist m.fl. 2020a) (se figur 4.2 för detaljer).

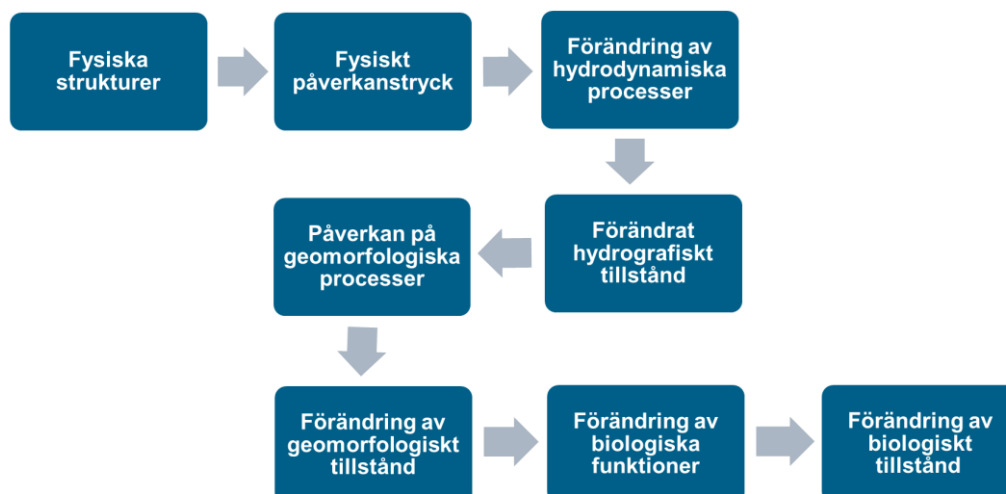
| Påverkanstyp | Bottniska viken | Eg. Östersjön | Västerhavet |
|---------------------------------|-----------------|----------------|----------------|
| | Påv. area (ha) | Påv. area (ha) | Påv. area (ha) |
| Muddring & dumpning | 3 769 | 7 855 | 3 018 |
| Båttrafik | 329 | 7 066 | 2 584 |
| Brygga & småbåtshamn | 957 | 3 620 | 1 762 |
| Konstruktioner & utfyllnad | 1 097 | 1 893 | 519 |
| Artificiella rev | 478 | 2 439 | 648 |
| Ankringskador | 443 | 2 579 | 1 212 |
| Kablar, pipelines | 472 | 3 073 | 672 |
| Akvakultur | 1 | 2 | 13 |
| Havsbaserad vindkraft | 0 | 102 | 10 |
| Fiberrika sediment | 1 811 | 0 | 0 |
| Övrigt | 210 | 1 297 | 730 |
| Total area 0-15 m (ha) | 479 775 | 821 377 | 142 253 |
| Total påverkad area (ha) | 9 567 | 29 926 | 11 168 |
| Total påverkad area (%) | 2,0 | 3,6 | 7,9 |

4.3 Åtgärder

Åtgärder används utifrån den miljöeffekt som de kan uppnå, och hur de bidrar till att förbättra livsmiljöns och arters status (enskilt eller i kombination sammantaget), med hänsyn tagen till kostnaderna för åtgärderna. Åtgärder som kan minimera påverkan från flera olika typer av påverkanskällor är därför att eftersträva. Exempel på sådana kan vara områdesskydd som reglerar mänskliga aktiviteter som båttrafik och konstruktioner i vatten, vilket även kan minska buller, erosionspåverkan och vattenkemisk påverkan. Det kan också vara viktigt att prioritera åtgärder där större synergi och samhällsnytta kan uppnås också med andra åtgärder än mot fysisk påverkan. Eftersom många aktiviteter påverkar kustvattenmiljöer kumulativt med många samtidiga påverkanstryck är en kombination av åtgärder det mest effektiva i många sammanhang (Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025). Kombinationen kan bestå av både passiva och aktiva åtgärder. Att begränsa påverkanstrycket, som är en passiv åtgärd, har därför en central roll i ett effektivt åtgärdsarbete.

Det är också viktigt att åtgärdade/restaurerade områden inte utsätts för fortsatt negativ påverkan. Om samhället finansierat restaurerande åtgärder i ett område som därefter utsätts för fortsatt eller ökande påverkanstryck riskerar miljöinvesteringen att gå om intet och bör därför inte tillåtas. Ett sätt att minska denna risk är att ge området ett långsiktigt skydd för att säkra upp nyttan av den utförda åtgärden (Kraufvelin m.fl. 2025).

Åtgärder som återskapar naturliga kustprocesser bör prioriteras (Kraufvelin m.fl. 2021a). Genom att fokusera på de fysiska processerna, till exempel vågregim kan morfologin på sikt återställas själv utifrån de givna förutsättningarna (figur 4.3). Ett starkt fokus på morfologiska strukturer utan att beakta de hydrografiska villkoren kan leda till åtgärder som har kort varaktighet eller till och med tillför mer fysisk påverkan. Genom att karaktärisera de hydrografiska villkoren förbättras förutsättningarna för en framgångsrik rehabilitering av ett kustområde.



Figur 4.3 Vid planering av åtgärder är det viktigt att ha koll på de fysiska processer som styr och formar kustvattenmiljön (Kraufvelin m.fl. 2021a).

4.3.1 Passiva åtgärder

Passiva restaureringsåtgärder skiljer sig från de aktiva restaureringsinsatserna då de inriktas mot att undvika/minska/lyfta bort påverkan i kustvattenmiljöerna. Vanligtvis är de passiva åtgärderna långt mer kostnadseffektiva än att genom restaurering försöka bygga upp naturliga miljöer och ekosystem som blivit förstörda. Det är också viktigt att förstå att passiva åtgärder många gånger är en förutsättning för att aktiva åtgärder ska vara framgångsrika. Det är svårt att återskapa en ålgräsäng som blivit förstörd av båttrafiken om trafiken fortsätter eller till och med ökar i området. Det pågår en nettoförlust av viktiga kustvattenmiljöer och denna utveckling kan inte vändas enbart med hjälp av aktiva åtgärder utan förutsätter kraftfulla passiva åtgärder.

Vid val av passiva åtgärder bör skadelindningshierarkin följas och åtgärder som helt undviker påverkan bör prioriteras framför de som minimerar påverkan. För de påverkande aktiviteter som trots allt inte helt går att undvika behöver påverkan minimeras i så hög grad som möjligt (Bergström m.fl. 2021).

För att nettoförlusten av grunda kustmiljöer ska hejdas till 2030 (EU:s biodiversitetsstrategi) behöver påverkan adresseras med passiva åtgärder som helst undviker påverkan helt och i de fall detta inte är möjligt, minimerar påverkan (skadelindringshierarkin). En minskning av påverkan kan ske på flera olika sätt. Den absolut viktigaste faktorn är den utveckling som företag och involverade personer själva driver mot metod- och produktutveckling som minskar påverkan. De insatta aktörerna har störst kunskap om hur minskad påverkan kan genomföras på bästa sätt. Dessa initiativ är dock svåra att specificera i föreliggande underlag, men det är viktigt att offentliga aktörer stöder dessa initiativ.

Verktögen som de offentliga aktörerna har för att minska påverkan är flera. Ett sådant verktyg är att med hjälp av information och ekonomiska stöd försöka förändra drivkrafterna och aktiviteterna som ger upphov till fysisk påverkan, det vill säga styrmedel. Med drivkrafter i detta sammanhang avses de bakomliggande behov och den efterfrågan som aktörer i samhället har, som leder till aktiviteter som slutligen resulterar i miljöpåverkan. Ett exempel kan vara att minska behovet av

bryggor genom att öka intresset och möjligheterna att förvara båtar på land eller vid gemensamma bryggor (med bra lokalisering). Staten kan även premiera att man delar eller hyr en båt istället för att alla ska ha en egen båt vid en brygga. Att öka intresset för båtar med mindre miljöpåverkan är också något som staten kan möjliggöra på olika sätt.

De offentliga aktörerna kan även förbättra handläggning, informations-/kunskapsunderlag och uppföljning och på detta sätt mer effektivt bidra till att minska påverkan på de platser där det gör mest nytta. Det finns även flera verktyg som kan användas för att undvika fysisk påverkan i ekologiskt känsliga miljöer, till exempel miljöprovning av vattenverksamheter. I tillägg finns det även andra verktyg i form av översikts-/kustplanering med landskapsperspektiv som styr bort exploatering och skadliga aktiviteter från känsliga miljöer eller inrättandet av marina skyddade områden, till exempel naturreservat eller biotopskydd. Läs även om styrmedel i del I.

4.3.2 Aktiva åtgärder

Vid restaurerings- och kompensationsåtgärder är det viktigt att säkerställa att de valda åtgärderna medför verklig naturvårdsnytta och att de vid behov ska kunna fylla sin funktion även på längre sikt ([Naturvårdsverket 2016](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#), [Bergström m.fl. 2021](#)).

Ur ett restaureringsperspektiv är det därmed viktigt att prioritera åtgärder som stärker struktur och funktion, samt åtgärder som ur ett landskapsperspektiv gynnar arealen sammanhängande funktionella livsmiljöer. Vid val av åtgärder bör det tas hänsyn till geografiska skillnader och/eller förutsättningar längs kusten, samt vilka arter och livsmiljöer som finns i och är relevanta för området. Även om vi börjar få en verktygslåda med aktiva restaureringsmetoder, finns det fortfarande ett stort behov av att utveckla kunskapen om olika åtgärder och deras effektivitet särskilt i större skala och långsiktigt ([De Groot m.fl. 2012](#), [Bayraktarov m.fl. 2016](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b,2025](#), [Fraschetti m.fl. 2021](#), [Danovaro m.fl. 2025](#)). Kunskapsåterföring, både internationellt och nationellt, är därför viktigt för det samlade restaureringsarbetet och för att utveckla och komplettera en verktygslåda för åtgärder. EU:s förordning om restaurering av natur lyfter fram nationella restaureringsplaner som en central del i det kommande restaureringsarbetet ([Europaparlamentet 2024](#)). För att fortlöpande kunna utveckla metoder och arbetssätt är det speciellt viktigt med uppföljning för att inhämta kunskap om olika åtgärders effektivitet. I rapporten av [Kraufvelin m.fl. \(2021b\)](#) ges en bra inledande bild av nuvarande kunskapsläge, kostnadseffektivitet och utvecklingsbehov vad gäller aktiva restaureringsåtgärder i Sverige.

De aktiva åtgärderna kan grovt delas in i två kategorier, biotiska och abiotiska. De abiotiska kan i sin tur delas in i morfologiska åtgärder och åtgärder för förbättrad konnektivitet och/eller hydrografiska förhållanden.

- Biotiska eller biologiska åtgärder kan vara exempelvis restaurering av livsmiljöer på botten som vegetationsbälten eller musselrev.
- Abiotiska (motsats till biotiska, det vill säga icke-levande) åtgärder kan utgöras av:
 - Morfologisk åtgärd som exempelvis återtröskling av en lagun.
 - Åtgärder för förbättrad konnektivitet och/eller hydrografiska förhållanden som exempelvis att ta bort befintliga konstruktioner eller anläggningar.

5 Restaurering för passiv biologisk återställning

I bilaga E ges exempel på åtgärder, verktyg och styrmedel som kan användas för att minska påverkan på känsliga områden. Nedan görs en genomgång av hur kommuner och länsstyrelser kan använda åtgärder lokalt och regionalt som passiv restaurering i känsliga områden. Notera att nedanstående utgör exempel som potentiellt kan vara applicerbara i det aktuella området men det kan också finnas andra bättre åtgärder i det enskilda fallet.

5.1 Kustplanering (fysisk planering och plan- och bygglag)

I åtgärdsanalysen för utvalda områden är planeringsverktyget viktigt för att minska påverkan och/eller minska risken för tillkommande påverkan. Det gäller i första hand detaljplaner. Översiktsplanering är också ett viktigt verktyg i åtgärdsanalysen för ett enskilt område (se nedan om allmän hänsyn), exempelvis genom att planera in buffertzoner och undvika bebyggelse i känsliga områden. Även enskild bygglovsprövning kan fungera som verktyg för att undvika eller minimera påverkan. Nedan ges ett antal exempel som kan vara tillämpliga i åtgärdsanalysen, se även åtgärdslistan (del I, bilaga B).

- Begränsa tillkommande bebyggelse eller annan exploatering i detaljplaner.
- Ta bort bryggor i känsliga områden som ännu inte anlagts, men finns inritade i äldre detaljplaner.
- Reglera rätten till bryggor mer generellt i detaljplanen.
- Reglera andra aktiviteter som har negativ fysisk påverkan.
- Samordna badplatser och lokalisera dem så att påverkan undviks i känsliga miljöer.
- Undvik strandexploatering i form av vägar, hårdgjorda ytor med mera.
- Planera ur ett landskapsperspektiv för att stärka en funktionell grön infrastruktur och undvika kumulativa/samlade effekter.
- Hänsyn och restriktivitet vid prövning av bygglov och strandskydd.

5.1.1 Allmän hänsyn i fysisk planering

Med ett bredare perspektiv än åtgärdsanalys i ett enskilt område finns det många positiva bidrag med att den fysiska planeringen tar mer hänsyn till känsliga kustvattenmiljöer. I översiktsplanering handlar det om att skapa möjligheter för utveckling i kommunen men att försöka styra det så att detta inte sker i anslutning till de mest känsliga miljöerna, eller i alla fall med så liten påverkan som möjligt. Det kan också handla om att förebygga en sämre exploatering på känsliga områden, som många enskilda bryggor och istället planera för en större fritidsbåtshamn i lämpligt läge med tillhörande tillfartsvägar. En kommunöverskridande planering av en längre kuststräcka kan också vara värdefullt för att minska fysisk påverkan i känsliga miljöer. Kommunöverskridande förhållningssätt i viktiga frågor kan minska konflikter med fastighetsägare som inte förstår varför det är olika regler utifrån kommungränsen. En mellankommunal samordnad planering kan också avväga hur större exploateringar fördelas över kommungränserna och hjälpa till att få ett större landskapsperspektiv.

5.2 Områdesskydd

Områdesskydd är ett annat verktyg som kan användas för ett känsligt område. Det finns många olika sorters områdesskydd, både formella skydd och informella. Om ett formellt områdesskydd införs kan många olika aktörers påverkan regleras i föreskrifter. Det finns en fördel med att det skyddet är långsiktigt. Samtidigt är det administrativt kostsamt att införa områdesskydd och om skyddet används för att minska befintlig påverkan kan det uppstå ersättningsanspråk. En åtgärd som vanligtvis är mindre kostsam är att stärka skyddet i redan befintliga områdesskydd. Vanligtvis handlar det om äldre skydd vars föreskrifter och bevarandemål inte är uppdaterade med aktuell kunskap och bedömningar. Detta kan även gälla andra typer av skydd till exempel fiskefria områden, fredningsområden för fisk/fågel och biotopskydd.

Exempel på insatser:

- Införa nya marina skyddade områden, som naturreservat, Natura 2000 och biotopskydd
- Stärka skyddet i befintliga marina områdesskydd
 - Revidera föreskrifter
 - Uppdatera syfte/bevarandemål
 - Reglera fler aktiviteter, även i förebyggande syfte
- Utöka gränserna för befintliga skyddade områden för att omfatta närliggande känsliga områden, alternativt integrera mindre satellitområden i närområdet
- Skärpa tillämpningen av riksintressena och deras utpekade värden
- Stärka skyddet i andra typer av skyddsformer
 - Terrestra områdesskydd som också omfattar marina kustvatten bör integrera marina skyddsvärden.

5.3 Tillstånds-/anmälningspliktiga verksamheter enligt miljöbalken

Många aktiviteter som påverkar kustvattenmiljön är förenade med antingen tillståndsplikt eller anmälningsplikt enligt miljöbalken. Framför allt är det miljöbalkens 11 kapitel om vattenverksamhet som är relevant för fysisk påverkan i de känsliga områdena, men det kan även finnas miljöfarliga verksamheter (miljöbalkens 9 kapitel) som är relevanta. Även dispensärenden, till exempel strandskydd, kan inbegripas här även om de prövas på annat sätt. Det är viktigt att integrera de framtagna kunskapsunderlagen om känsliga områden in i handläggningen av nya tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter. Ansvaret gäller både handläggande myndighet och sökande utövare. De förbättrade underlagen kan förhoppningsvis bidra till att myndigheterna kan avgöra var ytterligare bryggor kan byggas och var de är olämpliga. Att helt undvika mer påverkan i känsliga områden är utgångspunkten, vilket innebär att nya verksamheter bör nekas tillstånd, alternativt omlokaliseras till mindre känsliga områden (exempelvis i enlighet med 2:6 och 3–4 kapitlet i miljöbalken). Om så inte är möjligt och verksamheten ändå tillåts, ska det ökade påverkanstrycket på det känsliga området minimeras med olika skyddsåtgärder och val av teknik (vilket sker i enlighet med 2:3 miljöbalken).

En fråga som har varit svår att adressera i prövningen av verksamheter är de kumulativa effekterna, då en ny verksamhet ofta bidrar med mindre ytterligare påverkan, men om man väger in alla verksamheter i området har de tillsammans stor effekt. Kunskapsunderlagen ger förutsättningar för att kunna beakta delar av problematiken med de kumulativa effekterna (kapitel 6.1.3). Bryggor är ett sådant exempel där kumulativa effekter inte beaktats tillräckligt, delvis därför att de i stor utsträckning enbart är anmälningspliktiga.

En annan relaterad fråga är prövningen (tillstånd eller anmälan) av den första bryggan i en tidigare oexploaterad havsvik med känsliga områden²⁷. Den första bryggan har stor påverkan, samtidigt som den även ofta medför att fler bryggor tillåts i samma havsvik, då övriga fastighetsägare vill ha samma möjlighet. Den tillkommande påverkan minskar också successivt med antalet bryggor i viken. Någonstans nås också ett tillstånd då det samlade antalet bryggor har så stor inverkan att livsmiljön i området är förstörd eller är i mycket dåligt skick.

Generellt styr domstolarna all miljöbalksprövning, då överklagade beslut/domar och prejudicerade fall har stor betydelse för hur myndigheter handlägger framtida ansökningar. Därför är det viktigt att exempelvis länsstyrelserna utifrån kunskapsunderlagen för grunda kustvattenmiljöer lyfter fram och driver frågorna i de prejudicerande fallen.

Exempel på insatser:

- Använda de framtagna kunskapsunderlagen som underlag för bedömningar.
- Överklaga domar där rättspraxis behöver utvecklas mot ökad hänsyn.

5.4 Tillsyn

Prövningen av nya tillstånds- och anmälningspliktiga verksamheter har framförallt möjligheten att minimera ytterligare ökning av påverkan, men kan inte minska befintlig påverkan i känsliga områden. Tillsynen har en nyckelroll i att minska påverkan från redan befintliga, otillåtna verksamheter genom att förelägga om åtgärder. Även verksamheter med tillstånd omfattas av tillsyn och tillsynsmyndigheten kan begära återkallelse eller omprövning även om det kanske inte är vanligt. Anmälda verksamheter kan föreläggas om försiktighetsmått eller förbjudas. Med hjälp av tillsyn kan kommuner och länsstyrelser minska påverkan i ett känsligt område.

Tillsynen prioriteras ofta utifrån risk, vilket innebär att tillsynsinsatserna fokuserar på verksamheter med stora risker. Detta är en rimlig prioritering men kan leda till att vissa verksamheter mycket sällan får tillsyn. För påverkanskällorna i kustvattenmiljön är det framförallt muddringsverksamheter som är viktig ur risksynpunkt. Men även fasta anläggningar kan vara viktiga att tillsyna, då även en fast anläggning betraktas som en verksamhet som pågår. I kustnära känsliga områden bör tillsyn inriktas mot att inga verksamheter utan tillstånd bedrivs eller utökas, till exempel bryggor, pirar, utfyllnader och muddringar. Dessa verksamheter kan vanligtvis effektivt tillsynas genom fjärranalys, till exempel flygfoton.

Exempel på insatser:

- Regelbunden fjärranalys av bryggor och andra byggnationer i känsliga områden, samt förelägga alla illegala ny- och utbyggnationer om utrivning.
- Tillsyn av muddringar, sedimentplymer kan tillsynas med hjälp av drönare.

5.5 Information, drivkrafter, efterfrågan och beteendemönster

Information, drivkrafter, efterfrågan och beteendemönster innehåller många olika typer av verktyg och styrmedel som kan användas för att minska påverkan i känsliga områden. Dessa lösningar kan se väldigt olika ut och går ofta utanför en statlig eller kommunal handläggares traditionella

²⁷ En tillsynsmyndighet kan dock ingripa mot en anmäld verksamhet i efterhand och förelägga eller förbjuda verksamheten.

ansvarsområden och/eller de verktyg som lagstiftningen delegerat till dem. Det är viktigt att kommuner och länsstyrelser överväger även dessa möjligheter i arbetet med känsliga områden.

Information kan vara ett styrmedel för att skapa förändrat beteende som minskar påverkan. I vissa fall kan en lapp på en anslagstavla, utskick eller att informera på ett möte minska påverkan mer än andra åtgärder. Information fungerar dock bäst då det finns en allmän acceptans, social kontroll och inte innebär en alltför stor uppoffring för individen.

Att förändra drivkrafterna bakom en påverkan/aktivitet är ofta effektivare än att försöka minska den fysiska påverkan i efterhand. Med drivkraft avses beteenden och efterfrågan som i förlängning leder till påverkan. Man kan göra insatser som minskar efterfrågan eller försöka styra den till andra platser/produkter eller underlätta för substitut som fyller samma funktion. Exempelvis kan behovet av bryggor minska om det finns möjligheter till båtförvaring på land genom båtramper eller möjligheter att dela/hyra båtar. Ett annat exempel är att kommunen aktivt stödjer utvecklingen av en bra lokaliserad fritidsbåtshamn. Även denna typ av verktyg kan övervägas på lokal och regional nivå för att minska påverkan i känsliga områden.

Exempel på insatser:

- Förbättra informationsspridning och utbildning som förändrar drivkrafter, efterfrågan och beteendemönster.
- Initiera, bidra och medverka till informationskampanjer och media.
- Införa bidrag/subventioner/förenklingsåtgärder som stimulerar efterfrågan eller minskar kostnader för aktiviteter utan eller med mindre påverkan.
- Förbättra samarbeten/projekt med viktiga aktörer som förändrar drivkrafter, efterfrågan och beteendemönster.
- Förbättra och stödja nya produkter och marknader med syfte att undvika/minska påverkan i känsliga miljöer.
- Förbättra drivkrafter/incitament som minskar behovet av bryggor till exempel samfällda bryggor, allmänna båtramper, delning/hyrning av båt, båtförvaring på land med mera
- Gynna båttyper med mindre påverkan, exempelvis mindre båtar och motorer, elmotorer, foil²⁸, segelbåtar, roddbåtar och kanoter.

5.6 Regleringar

Både kommuner och länsstyrelser har ofta möjligheten att införa vissa typer av regleringar, ofta i form av föreskrifter. Att införa ett lokalt förbud eller en bestämmelse kan snabbt få effekt i form av minskad påverkan. Vanligtvis är de offentliga kostnaderna relativt små men konsekvenser för aktörerna kan vara betydande. I känsliga områden kan länsstyrelsen införa regleringar för båttrafik och ankring. Med bullerföreskrifter kan kommuner också styra båttrafik och andra påverkanskällor. Exempel på insatser:

- Lokala ankrings-/hastighetsbegränsningar för båttrafik.
- Bullerföreskrifter som indirekt har effekt på marin miljö.

²⁸ Foiling innebär att åkaren använder en bräda som har en hydrofoil undertill. Hydrofoilens design låter brädan flyga över vattenytan. Eftersom åkaren färdas över vattnet försvinner friktionen som annars uppstår mellan bräda och vatten.

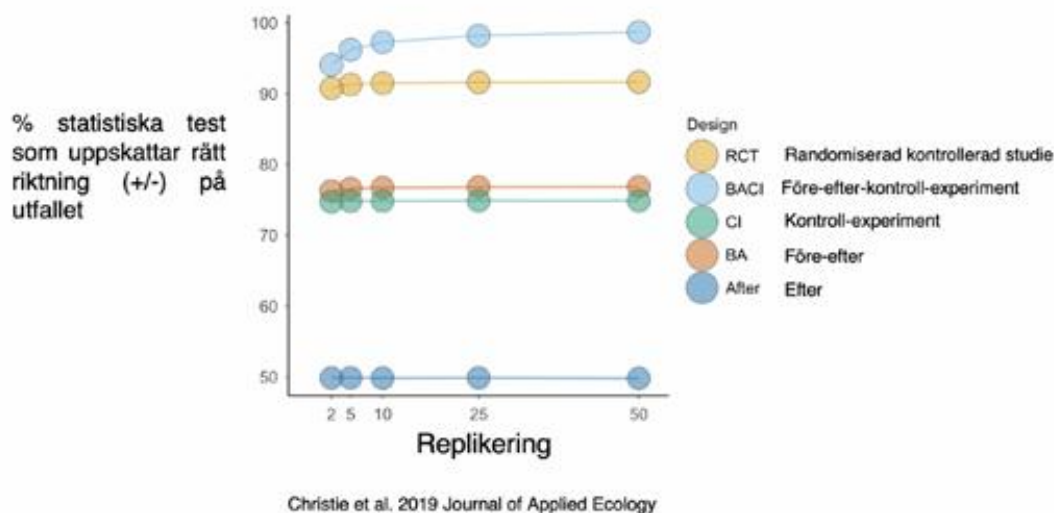
6 Restaurering för aktiv biologisk återställning

I det här kapitlet ges en översikt av några ekologiska restaurerings- och kompensationsåtgärder uppdelat i biotiska (metoder med levande varelser) och abiotiska (metoder med icke-biologiskt material) som är relevanta för svenska kustområden. För prioriteringar inom åtgärdsarbetet se kapitel 4. Viktiga steg inför ett aktivt åtgärdsarbete:

- Innan några aktiva åtgärder planeras är det viktigt att skadelindringshierarkin har följts vid kända/pågående störningar, det vill säga att först undvika skada, sedan minimera skada och först i tredje hand gå in för att restaurera/kompensera efter skada ([Bergström m.fl. 2021](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#)). Detta innebär att det är viktigt att se över om olika passiva åtgärder är tillräckliga för att minska fysisk påverkan och ge möjligheter för naturlig återhämtning.
- Inför att olika aktiva restaureringsalternativ övervägs är det viktigt att ta reda på om förutsättningarna i vattenområdet är tillräckligt bra för att möjliggöra en framgångsrik restaurering av en livsmiljö. Om inte de bakomliggande problemen identifierats och åtgärdats är den eventuella förbättring som uppnås endast temporär. Valet av objektet för restaureringsinsatser är också viktigt, det vill säga att både objektet och området lämpar sig för de planerade åtgärderna och att till exempel naturliga friska livsmiljöer som kan fungera som donatorer för olika målarter finns i närheten ([Kraufvelin m.fl. 2021b](#)). I samband med aktiva restaureringsåtgärder är det nödvändigt med en övervakning av miljövariabler och olika biologiska variabler för att få ett mått på områdets lämplighet för restaurering. I samband med de praktiska restaureringsinsatserna kan det vara bra att först pröva på en mindre "provrestaurering i testskala". Under alla delarbetens gång rekommenderas det att vara i nära kontakt med personer som testat och utvecklat olika relevanta restaureringsmetoder.
- En viktig del är att följa upp resultatet av åtgärden (figur 6.1). Här bör övervakningen fortsätta under och efter restaureringsåtgärden för att ge information om åtgärdens framgång och på ett adaptivt sätt ge möjligheter till eventuella korrigerande åtgärder utifall någonting inte ser ut att lyckas enligt planerna. Övervakningen bör göras även parallellt i minst ett referensområde ([Christie m.fl. 2019](#), [Gann m.fl. 2019](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#)).

Några nyckelreferenser till olika restaureringsrelaterade arbeten ges i texten, men en mer ingående översikt finns i [Kraufvelin m.fl. \(2021b, 2025\)](#) och i [Bergström m.fl. \(2021\)](#). Åtgärderna som tas upp nedan har valts ut för att de riktar in sig på viktiga livsmiljöer och bidrar till viktiga ekosystemtjänster samt för att restaureringsåtgärder redan har testats i dessa miljöer.

Restaureringsprojekt ska enligt strategins målsättning i möjligaste mån organiseras och utföras i enlighet med *Society for Ecological Restoration*:s åtta principer för ekologisk restaurering ([Gann m.fl., 2019](#)) (avsnitt 6.3).



Figur 6.1 Upplägget av åtgärden påverkar möjligheterna att uppskatta utfallet. Väl genomförda förstudier och uppföljning är nödvändiga för att bedöma effekten av åtgärdsinsatser både på kort och lång sikt.

6.1 Biotiska restaureringsmetoder

6.1.1 Vegetationsklädda mjukbottnar

Ålgräsängar brukar kallas ekosystemingenjörer då de förändrar både den fysiska, kemiska och den biologiska miljön där de växer, vilket genererar en lång rad viktiga ekosystemtjänster. I norra och södra Östersjön förekommer ålgräsängar främst i grunda skyddade och exponerade vattenområden (exponeringsklasserna 3 och 4), medan ålgräsängar i Västerhavet företrädesvis finns i grunda mer skyddade lokaler (exponeringsklasserna 1–3) (bilaga E tabell 1.2b). Det är dessa områden som utgör den naturliga livsmiljön för ålgräs och det är här som chanserna är störst för en framgångsrik restaurering.

För svenska kustvatten finns en omfattande vägledning för ålgräs med alla viktiga steg i restaureringsprocessen: urval av lokaler, skörd och plantering, samt utvärdering av resultat (Moksnes m.fl. 2016b). Plantering av skott rekommenderas som metod i Sverige, eftersom frösådd ger för låg överlevnad bland annat på grund av hög fröpredation från krabbor (Eriander m.fl. 2016, Infantes m.fl. 2016). Det finns exempel på lyckade resultat av restaurering av ålgräs i Sverige, framförallt i Västra Götalands län där ålgräs planterats framgångsrikt på många lokaler i mindre skala (Moksnes m.fl. 2016b) och där flera storskaliga projekt pågår med planteringar på upp till en hektar. Även i Kalmarsund har testplanteringar av ålgräs varit framgångsrika (Nilsson och Jönsson 2019). En grundförutsättning för en lyckad restaurering är att kvaliteten på livsmiljön är tillräckligt hög och att den historiska förlusten av ålgräs inte medfört ett så kallat regimskifte med ökad uppgrumling av sediment och drivande algmattor som kan hindra en återetablering av ålgräs (Moksnes m.fl. 2018). Det pågår också storskaliga försök med att täcka lerbottnar med sand för att minska uppgrumling av sediment och därigenom förbättra

vattenkvaliteten och möjliggöra framgångsrik restaurering av ålgräs. Dessa arbeten visar lovande resultat ([Moksnes, opubl. data](#)). Negativa effekter av ålgräsrestaurering rapporteras sällan, även om det kan finnas en liten risk att donatorängar skadas i samband med transplantering. Studier på västkusten visar dock att åtminstone en tredjedel av alla skott inom en äng kan skördas utan att negativa effekter kan detekteras i det skördade området efter tre månader ([Moksnes m.fl. 2016b](#)).

Annan långskottsvegetation utgör viktiga livsmiljöer längs Östersjökusten, framförallt i områden med lägre salthalt. Dessa bottenar har ofta en hög biologisk mångfald med olika nateväxter, möjor och olika arter av kransalger. Längs hela kusten återfinns representanter för denna grupp av makrofyter framförallt i de grundaste vattenområdena (0–3 m djup) och i de mest skyddade vågexponeringsklasserna 1–3 (bilaga E tabell 1.2a för Bottenviken och Bottenhavet och tabell 1.2b för norra och södra Egentliga Östersjön och Västerhavet) och det är därför i dessa områden som eventuella restaureringsåtgärder bör prioriteras.

Baserat på erfarenheter gjorda i limniska miljöer (sjöar) skulle dessa typer av vegetationsbottenar kunna restaureras genom transplantering, sådd, eller utplantering av övervintringsknoppar, men även genom skörd av oönskad konkurrerande vegetation ([Degerman m.fl. 2017](#), [Kraufvelin m.fl. 2021b](#)). Kunskapen inom detta område kommer framförallt från sötvattens ekosystem, medan metoderna är relativt otestade i brackvatten. Metoder som framgångsrikt använts i sötvattenssystem för restaurering av vegetation kan ändå fungera väl i brackvattensområden ([Shafer och Bergström 2010](#)). Information från restaurering av vegetation i svenska sjöar och vattendrag finns till exempel i [Degerman m.fl. \(2017\)](#), medan [Faithfull m.fl. \(2022\)](#) ger information för restaurering av kransalgerna borststräfs och rödsträfs i Gävleborg och [Havs- och vattenmyndigheten \(2020\)](#) ger information om kransalgsarterna raggsträfs, barklöst sträfs och axsträfs. De inledande försöken till kransalgsrestaurering i Gävleborg misslyckades dock, vilket visar att det kan vara mycket utmanande att uppnå en framgångsrik restaurering ([Faithfull m.fl. 2022, 2024](#)). Det finns exempel på lyckade kransalgsrestaureringar. I Skurholmsfjärden i Luleå, i samband med ett vägprojekt, grävdes bottenfruset sediment med kransalgen barklöst sträfs upp för förflyttning för att undvika fysiska skador. Det bottenfrusna sedimentet lades ovanpå isen en bit bort från ursprungsplatsen. När isen väl smälte lyckades sträfs återetablera sig på det nya stället (opublicerade data, <https://www.ncc.se/media/nyheter/listig-ide-raddade-rodlistad-vattenvaxt/>). Exempel på möjliga negativa konsekvenser av restaurering av vegetationsklädda bottenar är konflikter med båttrafik, bad, och annan rekreativ användning, samt risk för att donatorområden skadas i samband med transplanteringsåtgärder.

6.1.2 Andra grunda bottenar

Tångbälten på hårda bottenar med fleråriga brunalger (till exempel blåstång, sågtång eller tareskogor) hyser en hög biologisk mångfald av olika arter av ryggradslösa djur och alger. I Bottenviken förekommer tång på grunda bottenar i den mest vågexponerade klassen (4), medan tång i Bottenhavet även förekommer lite djupare och på något mer skyddade lokaler (bilaga E tabell 1.2a). I norra och södra Östersjön förekommer tång i stort sett på alla undersökta djupintervall och i alla vågexponeringsklasser, men företrädesvis rikligast i grunda och mer vågskyddade områden. I södra Östersjön förekommer tång djupare ner i den mest vågexponerade klassen, som ett tydligt undantag (bilaga E tabell 1.2b). I Västerhavet förekommer tång i grunda områden och generellt mer på vågexponerade lokaler (bilaga E tabell 1.2b). Tarearter förekommer i alla undersökta djupzoner i Västerhavet på de mest

vågexponerade lokalerna och i den djupaste och mest vågexponerade zonen i södra Östersjön (bilaga E tabell 1.2b). I dessa områden kan tång och tare vara föremål för olika typer av restaureringsinsatser.

Makroalger restaureras vanligen genom transplantering av vuxna individer fästa vid stenar, som exempelvis blåstång (Kautsky m.fl. 2019, 2020). Andra restaureringsmetoder kan till exempel vara att förstärka algrekrytering via förödling i laboratorium, att använda sig av direkt sådd, att minska mängden lokala växtätare, samt att använda konstgjorda rev som underlag för naturlig kolonisering (se Kraufvelin m.fl. 2021b för referenser). För restaurering av blåstång i Östersjön finns idag en detaljerad handbok som beskriver alla viktiga steg i restaureringsprocessen (Kautsky m.fl. 2020). Vid användning av transplantering av blåstång som en restaureringsåtgärd har ännu ingen framgång över längre tid påvisats i Sverige (Kautsky m.fl. 2019, 2020), men se Krost m.fl. (2018) för positiva resultat från Kielbukten, samt Tobiasson och Fredriksson (2024) för positiva resultat från Oskarshamns hamn. Kautsky m.fl. (2019, 2020) anger epifytbiomassa, ljus, betningstryck och substrattyp som faktorer som måste beaktas för att uppnå en framgångsrik restaurering av blåstång i Östersjön. Nyligen har lovande resultat uppvisats för restaurering av algen sockertare (*Saccharina latissima*) i Skagerrak, bland annat på Kristinebergs forskningsstation genom en teknik som använder så kallat grönt grus (Fredriksen m.fl. 2020; J Öberg, E Schagerström pers. komm.). Sporer odlas, i grus i laboratorium tills algerna är 2–3 centimeter stora och då förflyttas gruset ut i fält. Sockertare som placerats ut genom denna metod har uppvisat hög överlevnad och tillväxt över nio månader, även när den släppts ner till botten från vattenytan. Tekniken är således billig, enkel och kan möjligen 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 av donatorindivider (Fredriksen m.fl. 2020).

Blåmusselrev hittas på många håll i Västerhavet och i Östersjön i form av musselbottnar eller tätare musselbankar som höjer sig över havsbotten. I Bottenviken påträffas blåmusslor enbart i den djupaste och mest vågexponerade klassen (4). I Bottenhavet förekommer blåmusslor i alla djupzoner och i vågexponeringsklasserna 3 och 4 (bilaga E tabell 1.2a). I norra och södra Östersjön samt i Västerhavet förekommer blåmusslor i alla djup- och vågexponeringsklasser även om arten generellt är något vanligare i mer vågexponerade områden (bilaga E tabell 1.2b). Om förekomsten av blåmusslor är hotad eller minskar i omfattning, finns en rad möjligheter att försöka vända på trenden genom olika aktiva restaureringsåtgärder.

Restaurering av blåmusselrev avser framförallt att stödja naturlig rekrytering och återetablering av blåmusslor (*Mytilus edulis/trossulus*). Detta kan utföras genom att placera ut spillmusslor eller musselskal (från musselindustrin) eller andra material på botten i områden där larver finns tillgängliga naturligt (Dolmer m.fl. 2009, Strand m.fl. 2023). Alternativt kan larver rekryteras naturligt på juteväv, kokosfiberväv eller motsvarande substrat (som löses upp med tiden). Substratet placeras då inledningsvis ut i vattenmassan för en senare förflyttning till botten. Under de senaste åren har projektet 8-fjordar i Halsefjord och Stigfjorden i Bohuslän i samarbete med IVL och Göteborgs universitet testat att restaurera historiska blåmusselbankar (Svedberg 2019). Små musselindivider (mindre än 45 mm) eller sådana som skördats och inte uppfyllt kraven för livsmedel kan också placeras ut på nytt i områden där musslor försvunnit eller minskat kraftigt, vilket kan vara nödvändigt i områden med högt predationstryck på mindre musselindivider till exempel från ejdrar, snultror eller strandkrabbor (Christie m.fl. 2020, Baden

m.fl. 2021, Koivukangas Larsen 2023, Meister m.fl. 2023, Strand m.fl. 2023). I Danmark har man vid restaurering konstaterat ett snabbt återskapande, inom 1–2 år, av fungerande blåmusselsamhällen (Dolmer m.fl. 2009). Eftersom restaureringsprojekt inriktade på blåmusselrev fortfarande är ovanliga i Sverige finns det dock ännu inte mycket information tillgänglig och inga uppföljningsdata över en längre tid. Länsstyrelsen i Västra Götalands län tillsammans med 8+ fjordar har dock genomfört utläggning av 75 ton (2021) och 100 ton (2022) odlad blåmussla. Uppföljning har delvis genomförts under 2021–2022, men fortsätter under 2024 (Personlig kommentar Anders.G.Olsson).

6.2 Abiotiska restaureringsmetoder

Grunda naturligt vegetationsfria sandbottnar och mjukbottnar har stor betydelse för flera fiskarter, kräftdjur och andra ryggradslösa djur (Kraufvelin m.fl. 2018). Många arter av plattfiskar är beroende av dessa livsmiljöer som uppväxtområde och födosöksområde. Restaurering av naturligt vegetationsfria mjukbottnar kan gå ut på att skadad havsbotten, exempelvis bortmuddrat eller bortsprängt (trösklar med mera) material, täcks över med nytt material och/eller jämnas ut för att möjliggöra en naturlig återkolonisering av arter. Om botten 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 efter olika fysiska restaureringsåtgärder beror i hög grad på vilka arter som förekommer i närområdet, deras livscyklar, rörlighet och tillgång på föda (Kraufvelin m.fl. 2021b). Storleken på det område som påverkats har också betydelse för hur snabbt makrofaunasamhällen koloniserar, hur successionen ser ut och hur fullständig återhämtningen blir. Återhämtningen blir möjligen snabbare om det finns ostörda områden i närheten som kan stödja en återkolonisation av organismer. Olika risker i samband med restaureringsåtgärder är att det kan vara svårt att rekonstruera de rätta proportionerna av sand, lera och grus, samt att områden varifrån materialet hämtas kan påverkas negativt. I många fall kan en passiv återsedimentering, trots att en sådan är väldigt långsam, vara att föredra i stället för att det används aktiva fysiska restaureringsåtgärder.

Kustnära våtmarker har ofta en hög biologisk produktion och är viktiga för fiskars lek, då de värms upp snabbt under våren och försommaren. De har också stora värden som närsaltsfällor. Lyckade restaureringar av kustnära våtmarker kan ge en rad positiva mervärden, allt från ökad inbindning av näringsämnen, vattenområden för fågelbestånd, samt områden för rekreation (Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025). Våtmarker kan återskapas till exempel genom uppdämningar som möjliggör att vatten hålls kvar längre i systemet. Förekomst av översvämmad vegetation under en längre tid under våren gynnar till exempel gäddrekrytering (Nilsson m.fl. 2014). Fler än 100 våtmarker har restaurerats längs den svenska ostkusten i syfte att framförallt förbättra reproduktion och rekrytering av gädda och abborre. Olika fysiska hinder för fiskreproduktion har därtill avlägsnats i över 40 rinnande kustvatten i Sverige (Hansen m.fl. 2020). 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, Tibblin m.fl. 2023). Tibblin m.fl. (2023) rapporterade att antalet gäddor i medeltal var 90 % högre i kustvikar med en närliggande våtmark än i andra kustvikar och att våtmarksgäddor utgjorde en hög proportion av de gäddor som återfanns i omgivande kusthabitat. Åtgärder generellt i kustnära våtmarker och många av de ovan nämnda biotiska restaureringsåtgärderna gynnar rovfiskpopulationer, men ytterligare åtgärder kan behövas för att stärka dessa. Exempel på negativa effekter av

restaurering av kustnära våtmarker kan utgöras av eventuella störningar på terrestra ekosystem och andra akvatiska ekosystem av annan typ eller störningar för vissa fågelarter.

Laguner och grunda vikar i Östersjön domineras ofta av grunda mjukbottnar som kan hysa rika bestånd av kärlväxter och kransalger och utgör ofta viktiga lek- och uppväxtområden för rovfiskar, som abborre och gädda. Många sådana livsmiljöer är numera hotade genom människans exploatering av kusten ([Saarinen 2019](#), [Saarinen och Berglund 2022](#)). Bland annat har många trösklar in till fladorna muddrats. En muddrad tröskel påverkar bland annat vattenomsättningen och temperaturen i lagunen vilket kan få allvarliga konsekvenser för vikens biodiversitet och funktion. Lagunerna och de grunda vikarna kan restaureras på olika sätt. Mycket av biologin, påverkan på dessa miljöer och de möjliga restaureringsåtgärderna påminner om det som behandlas i samband med de kustnära våtmarkerna ovan, men det finns också ett antal specialförhållanden. När det gäller laguner och grunda vikar kan en restaurering handla om att återtröscla tidigare muddrade inlopp för att återskapa naturliga successionsstadier i utvecklingssekvensen vik – flada – glo – glosjö – insjö, samt olika tilläggsåtgärder för att gynna fiskrekryteringen ([Saarinen 2019](#)).

Stenrev under vatten hyser ofta rika samhällen av makroalger och musslor med associerade samhällen av ryggradslösa djur och fiskar, och reven bidrar därmed med flera viktiga ekosystemtjänster ([Bergström m.fl. 2021](#)). 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 ([Kraufvelin m.fl. 2021a, b](#), [Johansson m.fl. 2022](#)). Dessa rev kan restaureras genom olika aktiva biotiska eller abiotiska restaureringsmetoder ([Kraufvelin m.fl. 2021b, 2025](#)). Restaurering av dessa miljöer syftar till att återställa områden där naturliga stenrev har skadats eller helt avlägsnats ([Støttrup m.fl. 2014](#), [Kristensen m.fl. 2017](#)). Rent praktiskt innebär det att natursten eller sprängsten, som kan fungera som undervattensrev, placeras ut för kolonisering av olika marina organismer. Kombination av sådana restaureringsåtgärder med att området skyddas/fredas mot fiske är viktigt för att underlätta snabb återetablering av fisk ([Kraufvelin m.fl. 2023](#)). Undersökningar i Danmark indikerar bland annat en ökning av fiskarter som torsk och sej ([Støttrup m.fl. 2014](#)), samt att revet lockar till sig fler tumlare än innan restaureringen ([Mikkelsen m.fl. 2013](#)). Generellt har man också vid anlagda stenrev sett en ökning av kommersiellt viktiga fiskarter såsom torsk och sej, samt av skaldjur och andra bentiska livsformer ([Støttrup m.fl. 2014](#), [Bergström m.fl. 2022b](#), [Kraufvelin m.fl. 2023](#)). Här är det viktigt att notera att attraktionen av individer kring reven inte nödvändigtvis innebär en positiv effekt på populationen, om inte hårbottenrev finns i underskott i området. Exempel på möjliga risker med anlagda/återställda stenrev i havsmiljön är relaterade till förändring av bottenstrukturen, påverkad vattenomsättning, sedimentdynamik, effekter på mjukbottenfauna och att de nya livsmiljöerna tillkommer på bekostnad av andra livsmiljöer. Om hårda substrat tillförs områden med övervägande mjuka bottnar kan det även leda till att de kan fungera som etableringspunkter och spridningskällor för främmande arter. Det kan också vara relevant att observera om rovdjur som sälar och skarvar samlas runt de etablerade reven eftersom fisk som ansamlas där kan bli lättare att fånga än i andra områden ([Kraufvelin m.fl. 2025](#)).

6.3 Tillämpning av SER:s principer vid ekologisk restaurering

Society for Ecological Restoration:s (SER:s) åtta principer för ekologisk restaurering utgör ett viktigt stöd vid planering och genomförande av restaureringsåtgärder, från övergripande planer till enskilda projekt. Genom att följa principerna ökas både förankringen och acceptansen för åtgärderna men även möjligheten att nå bättre och mer långsiktigt hållbart resultat, samt en bredare samhällsnytta. De åtta punkterna ser ut som följer, modifierat från [Gann m.fl. \(2019\)](#).

Ekologisk restaurering (ER) ska:

1. **engagera intressenter** – intressenter deltar i restaureringsprocessen och hänsyn tas till deras förväntningar och intressen.
2. **baseras på många typer av kunskap** – underlag och åtgärder baseras på en vetenskaplig grund utifrån bästa tillgängliga kunskap och praktiska erfarenhet. Lokal och traditionell kunskap tas tillvara som en viktig del i arbetet med restaurering.
3. **utgå från naturliga referensekosystem, samtidigt som hänsyn tas till miljöförändringar** – målbilder som beskriver inhemska ekosystem ligger till grund för restaureringen, inklusive hänsyn till ekologisk komplexitet och naturlig förändring över tid; om referenstillståndet inte kan nås på grund av förändrade förutsättningar, till exempel omfattande eller irreversibel miljöförändring, kan alternativa inhemska ekosystem användas som målbild.
4. **stödja ekosystemens återhämtningsprocesser** – åtgärderna ska/bör stödja naturliga återhämtningsprocesser, med fokus på att återställa strukturer och förhållanden/processer som kan låta naturliga självorganiserande kustprocesser styra ekosystemets återhämtning (kapitel 4).
5. **utvärderas mot tydliga målbilder, helst baserat på mätbara indikatorer** – i planeringen av projekt identifieras målområde, omfattning, vision och målbild, samt specifika indikatorer för att mäta framgång, vilka nyttjas löpande genom adaptiv förvaltning. Baslinjevärden för indikatorerna tas fram innan åtgärder genomförs för senare jämförande mätningar mot dessa.
En av de viktigaste faktorerna för en framgångsrik återställning av fysisk påverkan är att det finns en tydlig målbild som också är samverkad. I fastställande av målbilden behövs en tydlig kommunikation kring vad som ska uppnås. Denna kommunikation kan underlättas av standardiserade begrepp.
6. **eftersträva högsta möjliga nivå av återhämtning** – i förhållande till målbilden ska så mycket som möjligt av nödvändiga grundförutsättningar (abiotiska och biotiska) återställas. Då återhämtningen till full funktionalitet kan ta lång tid förutsätts ett långsiktigt och adaptivt uppföljningsarbete.
7. **få mervärde när den tillämpas storskaligt** – många ekologiska processer kräver ett landskapsperspektiv för att fungera (genflöde, kolonisering, vandring, ekologisk störning, ämnestransport, etc.). Restaurering av ekologiska processer ur ett större geografiskt perspektiv bör därför tas i beaktning, även om åtgärder i mindre skala kan ha gynnsamma effekter på ekosystemen. Integrering av flera mindre projekt i ett större restaureringsperspektiv kan till exempel vara en strategisk lösning för att skala upp nyttovärdet.
8. **vara en del av en kedja av återhämtande åtgärder** – restaurering är en delkomponent i det övergripande åtgärdsarbetet, vilket spänner som en kedja av åtgärder, från åtgärder som minskar samhällets effekter på ekosystemen till fullskalig återhämtning till referensförhållandet (se *åtgärdstrappan* och kapitel 4 i strategidokumentet). Projekt kan kräva implementering av åtgärder på flera olika nivåer i åtgärdstrappan för att nå ett övergripande effektmål (det vill säga även passiva åtgärder som exempelvis reglering genom fiskefria områden eller annan reglering av fisket).

7 Intressekonflikter och synergier

Åtgärder mot fysisk påverkan och för ekologisk återställning kan ge både intressekonflikter och synergier gentemot andra aktiviteter som pågår eller planeras i kustvattenmiljön, som exempelvis klimatåtgärder. En kontinuerlig samverkan inom förvaltningen och mellan berörda aktörer om aktiviteter och tillstånd i kustvattenmiljön är avgörande för samordningen och möjligheten att långsiktigt nå målen.

Avgörande för att nå åtgärdsarbetets mål och vision är att biologisk mångfald och dess framtida förutsättningar tidigt beaktas och prioriteras inom samhällsplaneringen och vid tillämpning av miljöbalken. Avvägningar kring och prioriteringar mellan olika intressen görs både inom [miljöbalken \(1988:808\)](#) och [plan- och bygglagen \(2010:900\)](#).

7.1 Avvägningar motstående intressen

Många vill bo och verka vid havet och i kustvattenmiljön. Ökad exploatering på land leder vanligtvis till en ökad fysisk påverkan genom bryggor, muddringar och ökad båttrafik. Drygt 60 % av alla bryggor och småbåtshamnar återfinns i mycket grunda (0–3 meter), vågskyddade områden med mjukbottnar, trots att dessa endast utgör en fjärdedel av kustens totala grundområden. Grunda vågskyddade områden är mycket värdefulla och känsliga miljöer, ofta med hög biologisk mångfald av bland annat ålgräsängar, långskottsvegetation och kransalger och utgör viktiga reproduktions-, uppväxts- och födosöksområden för fisk ([Kraufvelin m.fl. 2018](#), [Moksnes m.fl. 2019](#)). Människor behöver få fortsätta verka i kustvattenmiljön, men samhällets prioriteringar av exempelvis miljömål i relation till enskilda intressen behöver klargöras och stärkas. Ett exempel är bevarande av intakta vegetationssamhällen med viktiga ekosystemtjänster till nytta för hela samhället gentemot anläggning av enskilda bryggor. Man bör exempelvis sträva efter gemensamhetsanläggningar istället för enskilda bryggor. Gemensamhetsanläggningar, som är rätt placerade, minskar båttrafik och skuggning från bryggor i känsliga miljöer samtidigt som behovet av muddringar reduceras.

På grund av de grunda, vågskyddade områdenas begränsade förekomst, stora ekologiska värde och känslighet är det viktigt att de lyfts, pekas ut/tydligt och anges som **prioriterade hänsynsområden av allmänt och eller särskilt samhällsintresse** vid prövning och fysisk planering. Detta kan göras med hjälp av skrivningarna i [miljöbalkens \(1988:808\)](#) 3 och 4 kapitel om grundläggande och särskilda bestämmelser för hushållning med mark- och vattenområden. Exempelvis anger 3 kapitel 3 § att mark- och vattenområden som är särskilt känsliga ur ekologisk synpunkt så långt möjligt ska skyddas mot aktiviteter som kan skada naturmiljön. Grunda vågskyddade områden är ett bra exempel på ett sådant område.

Områden av riksintresse pekas ut för en rad viktiga samhällsintressen enligt 3 kapitlet i miljöbalken. Riksdagen har i 4 kapitlet i miljöbalken (genom grova penseldrag "kustområdet och skärgården") angivit områden i landet som är av riksintresse i sin helhet med hänsyn till de natur- och kulturvärden som finns där. För att få en reell förvaltningsmässig betydelse och effekt behöver vägledningen och riksvärdesbeskrivningarna för dessa lagrum bli tydligare. Framförallt vad avser grunda kustområden och särskilt vågskyddade sådana.

Naturvårdsverket har bland annat ansvar för att peka ut områden av riksintresse för naturvård och friluftsliv enligt 3 kap. 6 § miljöbalken. Havs- och vattenmyndigheten lämnar i sin tur uppgifter om områden som är av riksintresse för yrkesfisket enligt 3 kap. 5 § miljöbalken. Nuvarande riksintresse för yrkesfisket grundar sig huvudsakligen på en ekonomisk värdering av fångstområden för yrkesfisket ([Fiskeriverket 2006](#)). Grunda kustvattenmiljöer utgör viktiga lek- och uppväxtområden (reproduktionsområden) för många kommersiellt nyttjade fiskbestånd och utgör därmed en grund för ett hållbart fiske. Den senaste handboken om riksintressen som tagits fram av Naturvårdsverket är från 2005 ([Naturvårdsverket 2005](#)). Den senaste översynen av riksintressen för naturvård genomfördes 2021 ([Boverket 2021](#)). Utpekade riksintressen skärper kraven på lokaliseringsutredning och kan exempelvis påverka innehållet i en detaljplan med mera.

7.2 Klimatåtgärder – konflikt eller synergi

Väl fungerande och motståndskraftiga ekosystem är grundläggande ur ett klimatanpassningsperspektiv, då de bidrar till att motverka och minska effekten av klimatiförändringar. Därför är det viktigt att minska den mänskliga fysiska påverkan för att öka ekosystemens naturliga motståndskraft mot framtida climateffekter.

Klimatiförändringar och höjda havsnivåer utgör en växande utmaning för samhällsplaneringen i kustvattenmiljön, dels i form av ett ökat behov av klimatanpassning ([Bergström m.fl. 2020](#)) för att dämpa dess negativa effekter, men även för att möta en ökad efterfrågan av system för långsiktig inlagring av växthusgaser (främst koldioxid till exempel i [EC 2022](#)). Dessa två utmaningar kan i sig utgöra en intressekonflikt men kan med rätt avvägningar även innehålla den långsiktiga lösningen.

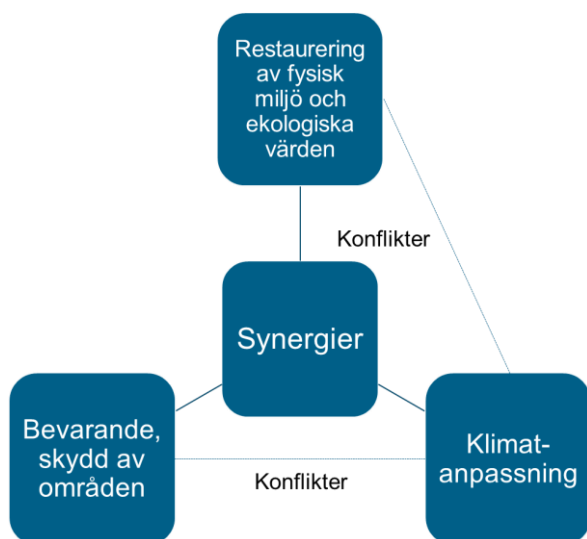
Åtgärder för att dämpa effekterna av klimatiförändringarna och möjliga skador för både samhälle och naturmiljön kan göras både i form av grå (traditionella "betong") eller gröna naturbaserade lösningar ([Naturvårdsverket 2021](#)). Om vi i en framtid ska kunna behålla värdefulla kustvattenmiljöer som till exempel sjögräsängar och kransalgsängar, är det viktigt att vi inte har byggt fysiska strukturer som "låser" in dessa miljöer till en särskild plats, utan att de tillåts förflytta sig horisontellt och vertikalt allt eftersom klimatet och förutsättningarna förändras till exempel genom förändrad havsnivå eller temperaturförhållanden ([Törnqvist m.fl. 2019](#), [Wählström m.fl. 2022](#)). Kustzonsinklämning (från engelska coastal squeeze) är en benämning av problemet när avståndet mellan kustlinje och bakomliggande infrastruktur successivt minskar genom att kusten retirerar medan infrastrukturen ligger kvar²⁹. Fenomenet påverkar växters och djurs livsmiljöer och deras reträttsmöjligheter och anpassningsförmåga.

Under nuvarande och framtida miljöförhållanden krävs smartare skyddsstrategier som behöver vara anpassningsbara, hållbara, multifunktionella och ekonomiskt lönsamma för att skydda mot bland annat erosion. Ett ekosystembaserat tillvägagångssätt med mål att skydda och bevara naturliga kustmiljöer och habitat som motverkar erosion kan erbjuda alternativ som är mer optimala för både naturen och människan. Kustvattenmiljöns naturliga och funktionella livsmiljöer som musselrev och ålgräsängar utgör ofta, sedan årmiljoner, redan väl beprövade skydd mot erosion och vågpåverkan ([Infantes m.fl. 2022](#)) och metoder för långsiktig kolinlagring ([Cole och Moksnes 2016](#)). Att skydda men även att återställa, restaurera och vissa fall nyskapa denna typ

²⁹ Kustordlistan – www.kustordlistan.se/ordlistan.html, besökt 2021-04-06

av livsmiljöer kan utgöra effektiva klimatanpassningar som även gynnar den biologiska mångfalden (Bergström m.fl. 2020) (figur 8.1). Dessa naturbaserade lösningar bygger på att ekosystemet har viss kapacitet för självreparation och återhämtning, vilket i sin tur innebär betydande fördelar jämfört med traditionella hårda tekniska metoder (Danielsson m.fl. 2016, Kirby m.fl. 2021, Veettil m.fl. 2021).

MSB³⁰ (Myndigheten för Samhällsskydd och Beredskap) kartlägger systematiskt översvämningshot och översvämningsrisker som en del av arbetet med översvämningsdirektivet³¹, samt tar fram riskhanteringsplaner för identifierade områden. Underlagen är viktiga att använda för att vinna synergier för miljö och samhälle ur ett åtgärds perspektiv. Geografiska underlag för riskområdena (bland annat kustöversvämnings) redovisas i [översvämningsportalen](#)³².



Figur 8.1 Synergier mellan klimatanpassning och restaurering – om rätt hanterat. Det är viktigt att titta på alternativa vägar för att undvika konflikter och lösa problem, naturbaserade lösningar är en möjlighet vad gäller klimatanpassningsåtgärder (modifierad utifrån Bergström m.fl. 2020).

7.3 Värdefulla kulturmiljöer

I dagsläget ser vi inte samma amplitud i konflikt med kulturmiljövärden som vid restaurering i den limniska miljön. Det kan dock komma fall när marin restaurering ökar i skala, exempelvis vid återställning av gamla hamnområden. Synergier finns dock mellan bevarande av kulturmiljövärden och skydd av värdefulla kustområden. Återställning av vattenmiljöer kan

³⁰ <https://www.msb.se/>

³¹ Syftet med översvämningsdirektivet (EU 2007/60/EG) är att medlemsländerna i EU ska arbeta för att minska konsekvenserna av översvämningsrisker och på så sätt värna om människors hälsa, miljön, kulturarvet och ekonomisk verksamhet. I Sverige genomförs översvämningsdirektivet genom förordning om översvämningsrisker (SFS 2009:956) och MSBFS 2013:1 föreskrifter om riskhanteringsplaner.

³² Översvämningsportalen innehåller alla de översvämningskarteringar som MSB tagit fram för att stödja kommuner och länsstyrelser i deras planeringsarbete.

medföra att värdefulla kulturmiljöer, kulturlämningar och fornlämningar berörs eller behöver tas bort. För att undvika och begränsa sådana skador är val av område och åtgärd av betydelse.

[Kulturmiljölagen](#) ger skydd för fornlämningar. Fornlämningar under vatten är skyddade enligt lag på samma sätt som de på land. Till kategorin fornlämning räknas skeppsvrak under förutsättning att de är äldre än från 1850. I Riksantikvarieämbetets databas [Fornsök](#)³³ redovisas kända fornlämningar. Många fornlämningar är dock okända och finns således inte registrerade. Länsstyrelsen kan ställa krav på att en arkeologisk utredning enligt kulturmiljölagen ska göras på projektägarens bekostnad innan en aktivitet eller ett arbete kan påbörjas eller tillåtas.

Utöver fornlämningar behöver man vid planering av åtgärder undersöka om andra kända värdefulla kulturmiljöer berörs. Riksintressen för kulturmiljövärden redovisas på Riksantikvarieämbetets webb-plats och på karta via länsstyrelsernas [webbGis](#). Länsstyrelsen kan ha publicerade och opublicerade redovisningar av värdefulla kulturmiljöer vid vatten och längs kusten. Vissa bebyggelseinventeringar har förts in i Riksantikvarieämbetets databas [Bebyggelseregistret BeBR](#). Här redovisas även statliga och enskilda byggnadsminnen. Många kommuner har kulturmiljöprogram som redovisar värdefulla kulturmiljöer som också kan behöva konsulteras. Kulturmiljöer är också skyddade inom ramen för naturreservat och kulturreservat. Synergier mellan kultur- och naturvård under vattenytan och kulturmiljöernas roll i [miljömålsuppföljningen](#) har tidigare utretts av Riksantikvarieämbetet ([Naturvårdsverket m.fl. 2007](#), [Riksantikvarieämbetet 2020 och 2021](#)) och kulturvärdena ingår i den marina strategin för Nordsjön och Östersjön ([Havs- och vattenmyndigheten 2021](#)).

Riksantikvarieämbetet har tagit fram en metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag ([Riksantikvarieämbetet 2019](#)). Rapporten kan även vara av intresse vid planering av åtgärder längs kusten. I förlängningen vore det bra med motsvarande underlag för kustvattenmiljön.

7.4 Synergier med annat åtgärdsarbete

Tillståndet i kustvattenmiljön har lett till att åtgärdsarbeten påbörjats inom en rad olika initiativ och uppdrag inom havs- och vattenförvaltningen. Såväl internationellt, nationellt (regeringen och centrala myndigheter), samt på regional och lokal nivå. Även om syftet är det samma, att minska påverkan och förbättra tillståndet, kan olika initiativ skilja sig i avgränsningar och skärningar såväl som att åtgärderna och effekterna kan överlappa. Att se till synergier kring dessa initiativ är viktigt både för miljö och för samhälle. En ambition med förslaget till ett samlat åtgärdsarbete är att driva på arbetet från planeringsstadiet till faktiskt genomförande av konkreta, mer fullskaliga åtgärder. För att lyckas uppnå synergier och driva på och effektivisera åtgärdsarbetet krävs samordning och samsyn ur ett landskaps- och ekosystemperspektiv. Nedan presenteras ett urval av aktuella initiativ och uppdrag som rör kustvattenmiljön, samt exempel på samband och synergier utifrån föreslagna åtgärder. Floran av underlag är omfattande (listan kan göras lång) och nya tillkommer kontinuerligt.

Baltic Sea Action Plan: länderna runt Östersjön har beslutat om en ambitiös uppdatering av den gemensamma aktionsplanen Baltic Sea Action Plan. Planen innehåller politiskt bindande mål och

³³ [Fornsök](https://app.raa.se/open/fornsok/) (https://app.raa.se/open/fornsok/)

cirka 200 åtgärder som länderna kommit överens om för att förbättra havsmiljön. Länk till aktionsplanen: <https://helcom.fi/media/publications/BSAP-full-publication-v21-220405.pdf>

Ansvariga: Helcom och Havs- och vattenmyndigheten

Samband och synergier: Framförallt åtgärderna B 26 och B 27 kopplar till föreliggande åtgärdsarbete. B 26 att identifiera lämpliga åtgärder och livsmiljöer/biotoper/ekosystemkomponenter för passiv eller aktiv återställning senast 2025 och att genomföra program för återställning enligt beskrivningen i Helcoms handlingsplan för återställning (Restoration Action plan) senast 2030. B 27 att senast 2025 utveckla och senast 2026 börja implementera en handlingsplan (Helcom) för habitat- och biotoprestaurering, inklusive kvalitativa och kvantitativa regionala mål, en prioriterad lista över åtgärder och en tillhörande verktygslåda för implementering som beskriver bästa praxis och metoder för restaurering i Östersjöregionen.

Maritima strategin: har som mål att nå en hållbar utveckling av maritima näringar och resurser, genom minskad miljöbelastning och säkerställda ekosystemtjänster.

Länk till strategin: <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/program-projekt-och-andra-uppdrag/maritima-strategin.html>

Ansvariga: Regeringen (beslut N2015/01635/MRT) och relevanta nationella myndigheter

Samband och synergier: En ekologiskt funktionell kustvattenmiljö är förutsättningen för en hållbar utveckling av de maritima näringarna. Då grunda kustvattenmiljöer är mycket värdefulla ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är det viktigt att se till att dessa kan fortsätta att vara funktionella och produktiva. Detta görs genom att skydda områden från påverkan och restaurera områden som påverkats negativt. Förslaget till ett samlat åtgärdsarbete bidrar till att uppfylla detta.

Tillsyn av strandskydd och vattenverksamhet i grunda havsvikar, som en del av nationell strategi för tillsyn enligt miljöbalken 2022–2024: Ett av de prioriterade fokusområdena inom naturtillsynen utgör strandskydd och påverkan på naturvärden i grunda havsvikar. Länk till strategin: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljobalken/nationell-strategi-for-miljobalkstillsynen/>

Länk till vägledningen: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/skyddad-natur/grunda-havsvikar/prioriteringsgrunder-for-strandskyddstillsynen-vid-kusten/>

Ansvariga: Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten

Samband och synergier: Tillsyn är samhällets viktigaste styrmedel för att säkerställa syftet med miljöbalken och därmed ett verktyg för att nå nationella miljömål med kustvattenmiljön. Grunda vågskyddade områden (grunda havsvikar) utgör en prioriterad del inom åtgärdsarbetet mot fysisk påverkan och för biologisk återställning.

Ospars strategi för nordostatlanten "North East Atlantic Environment Strategy" 2030 (NEAES 2030): politiskt bindande strategiska och operativa mål/åtgärder för att hantera utmaningarna: förlust av biologisk mångfald, föroreningar inklusive marint skräp och klimatförändringar. Länk till strategin: <https://www.ospar.org/convention/strategy>

Ansvariga: Ospar och Havs- och vattenmyndigheten

Samband och synergier: För koppling till restaurering gäller framförallt det strategiska målet "att restaurera degraderade habitat" (nr 6) samt de operativa åtgärderna S6.01 och S6.02 "att identifiera livsmiljöer som är lämpliga för restaurering och utveckla en gemensam kunskapsbas

om de mest lämpliga och effektiva metoderna för detta” och ”utveckla metoder och kvalitativa och/eller kvantitativa mål för restaurering”. Även berörs de strategiska målen 9 och 12 ”att förebygga betydande förlust och störning till följd av mänskliga aktiviteter” och ”att mildra klimatförändringar”, den sista med åtgärd S12.01 ”att skydda och återställa relevanta habitat för kolinlagring som sjögräsängar och tareskogar”.

Ramverk för marint områdesskydd (med regionala planer för Bottniska viken, egentliga Östersjön och Västerhavet): syftar till att ge en nationell helhetsbild och vara vägledande i länsstyrelsernas långsiktiga arbete med marint områdesskydd. Länk till ramverket och regionala planer:

<https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/skyddade-omraden/marina-skyddade-omraden/ramverk-for-marint-omradesskydd.html>

Ansvariga: Havs- och vattenmyndigheten och kustlänsstyrelserna

Samband och synergier: Ramverket för marint områdesskydd innehåller kopplingar till förslaget till ett samlat åtgärdsarbete, framförallt utifrån vilka livsmiljöer och åtgärder som prioriteras. Ramverket begränsas dock till skyddade områden (till exempel naturreservat, nationalpark, natura 2000-område). Då det är mer kostnadseffektivt att skydda och bevara värdefulla livsmiljöer än att i efterhand försöka restaurera dem är en samsyn mellan formellt skydd och restaurering grundläggande för att nå uppställda mål för kustvattenmiljön.

Rekommendationer kring utvecklingen av det svenska klimatanpassningsarbetet: det nationella expertrådet för klimatanpassning tillsatt av regeringen har tagit fram en rapport innehållande en analys av klimatförändringens effekter på samhället. Rapporten innehåller även en prioritering av anpassningsåtgärder både på en mer övergripande nivå och på sakområdesnivå. Länk till rapporten:

<https://klimatanpassningsradet.se/download/18.18f5a56618fc9f08e8344e56/1718356293414/Rapport%20fr%C3%A5n%20Nationella%20expertr%C3%A5det%20f%C3%B6r%20klimatanpassning%202022.pdf>

Ansvariga: Regeringen

Samband och synergier: Samhällsplaneringen utgör en betydande drivkraft till aktiviteter kopplade till klimatförändringarna och förändrade havsnivåer. Fel form av klimatanpassningsåtgärder, till exempel traditionella "hårda" tekniska lösningar, kan skapa konflikter med det strategiska åtgärdsarbetet, medan mer naturbaserade lösningar kan skapa synergier. Genom att restaurera ekosystemen och öka deras motståndskraft bidrar det samlade åtgärdsarbetet till att motverka för samhället negativa effekter av klimatförändringar.

8 Kunskapsunderlag för beskrivning av miljön och analys av påverkan

För det praktiska åtgärdsarbetet har en högupplöst kartering av fysisk påverkan och känsliga livsmiljöer tagits fram. Dessa utgör enhetliga och användbara kunskapsunderlag som möjliggör en skattning av den kumulativa påverkan i kustvattenmiljön, samt en bedömning av andelen viktiga livsmiljöer som är negativt påverkade inom valfritt förvaltningsområde eller bedömningsenhet. Underlagen underlättar därmed arbetet med att reglera aktiviteter som genererar kumulativa skador på miljön. Vidare bidrar underlagen till en hållbar kustplanering genom att förenkla identifiera vilka åtgärder som passar bäst utifrån platsspecifika förutsättningar. Underlagen kan nyttjas av olika användare med syfte att identifiera såväl områden som påverkanstryck för åtgärder och prioritering. För detaljer rörande beskrivning av GIS-data se bilga H.

Underlagen som tagits fram inkluderar:

1. *Abiotiska miljötyper* modellerade i grunda områden (0–15 meter) som indikerar sannolikheten för förekomst av ekologiskt värdefulla och störningskänsliga habitat,
2. *Bedömnings- och åtgärdsmatriser* som hjälper en användare att identifiera sannolikt förekommande arter och livsmiljöer i en abiotisk miljö, hur känslig miljön är för olika typer av fysisk påverkan, samt vilka åtgärder som kan vara mest lämpade för situationen och platsen (figur 8.1).
3. *Modellerade påverkanszoner* som indikerar sannolikheten att området riskerar negativ fysisk påverkan runt inventerade aktiviteter och konstruktioner.
4. *Riskkarta* för grumling, med modellerad graderad risk för problem med grumling i samband med fysisk störning, exempelvis muddring, grävning, pålning och propellerrörelser nära botten.



Figur 8.1 Schematisk bild över hur de nya underlagen bestående av modellerade abiotiska miljötyper och en serie bedömningsmatriser kan användas för att identifiera lämpliga åtgärder för en miljö.

8.1 Modellerade abiotiska miljötyper

Som diskuterats i tidigare avsnitt visar studier att fysisk påverkan i kustvattenmiljön till stor del sker i grunda, vågskyddade områden. Samtidigt hyser dessa miljöer mycket höga naturvärden och är också de som är mest känsliga för fysisk påverkan (Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020a, Kraufvelin m.fl. 2021a, 2025). Ett problem med att använda denna kunskap inom förvaltningen är att det generellt saknas data om livsmiljöernas förekomst i kustvattenmiljön, vilket gör det svårare att identifiera dessa värdefulla miljöer.

Inom arbetet med att kartlägga fysisk påverkan och skatta etableringar, byggnationer och verksamheters påverkanszoner har abiotiska modeller använts som inkluderar bottendjup, bottensubstrat och modellerad exponering (Törnqvist m.fl. 2020a). Modellerna över djup och vågexponering har sedan använts för att identifiera 12 grunda *abiotiska miljötyper* som inkluderar tre olika djupindelningar:

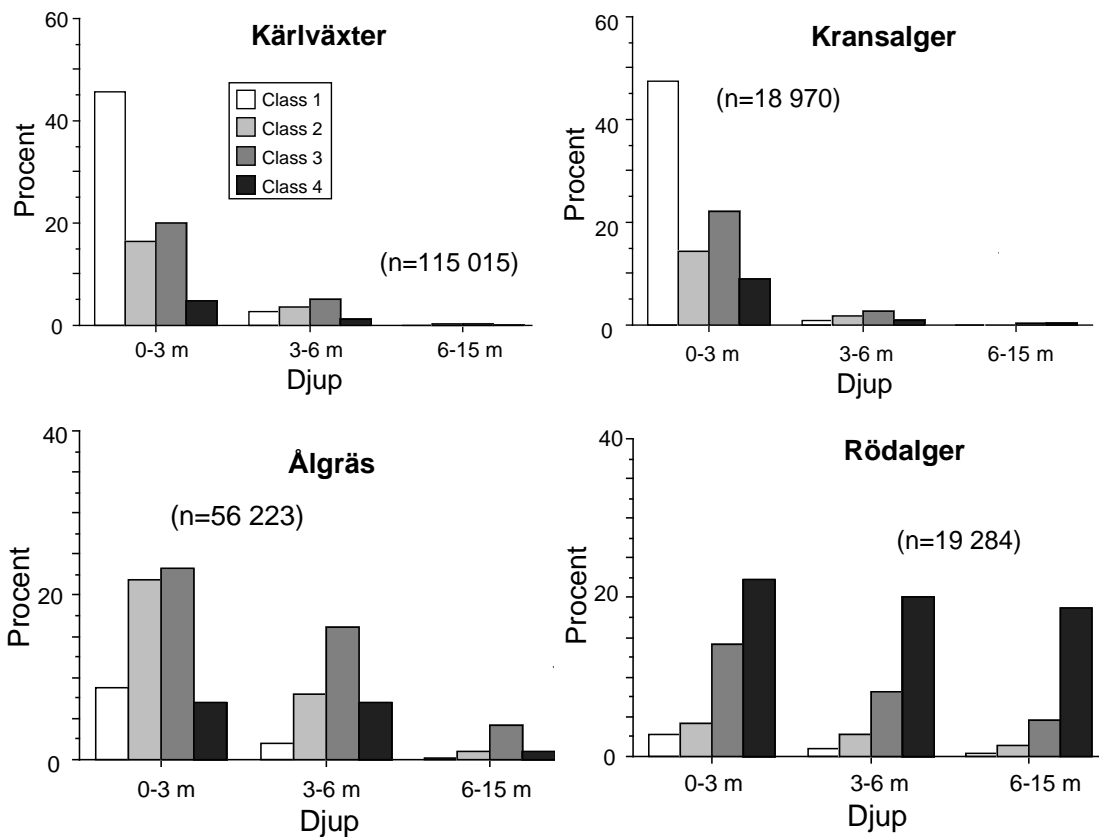
1. 0 till 3 meter (motsvarar *primära* grunda vattenområdet)
2. 3 till 6 meter (motsvarar *sekundära* grunda vattenområdet)
3. 6 till 15 meter (motsvarar *tertiära* grunda vattenområdet)

i kombination med modellerad vågexponering som inkluderar fyra olika exponeringsklasser:

1. Ultra- till extremt skyddat (<5 000 m²s⁻¹)
2. Mycket skyddat (5 000–10 000 m²s⁻¹)
3. Skyddat (10 000–100 000 m²s⁻¹)
4. Exponerat (>100 000 m²s⁻¹)

Med hjälp av denna modellering har hela Sveriges grunda kustområden inklusive fotisk zon (cirka 0–15 meter) delats in i 12 olika abiotiska miljötyper med en upplösning på 10 meter gånger 10 meter. Underlaget med de grundaste abiotiska miljötyperna (0–6 meter) finns tillgängliga via Havs- och vattenmyndighetens metadatakatalog. Underlaget för de djupare abiotiska miljötyperna saknar i dagsläget spridningstillstånd. Havs- och vattenmyndigheten kan dock använda dessa för framtagande av statistik och andra typer av underlag.

Dessa abiotiska miljötyper kan ge viktig information angående sannolikheten att påträffa värdefulla växter och djur i svenska kustområden. En analys av över 300 000 fältobservationer av habitatbildande växter och djur (bilaga F) visar att deras utbredning i naturen är starkt påverkad av djup och vågexponering, där modellerade abiotiska miljötyper kunde förutsäga förekomsten av en överraskande hög andel av arter med höga naturvärden. Till exempel förekom 84–99 % av samtliga kärlväxter (undantaget ålgräs) och kransalger inom djupintervallet 0–3 meter i alla havsområden, där nästan hälften (46 %) hittas i den mest skyddade abiotiska miljötypen, trots att den endast utgör 4 % av den totala bottenarealen (figur 8.2). Ålgräs förekom lite djupare och mer exponerat där utbredningen varierade mellan havsregioner, men trots det hittades över 80 % av alla observationer inom 4 abiotiska miljötyper inom varje havsregion. I motsats hittades fleråriga makroalger på hårbotten och musslor främst i exponerade miljöer och på större djup, men även där hittas runt 80 % av alla observationer inom 3 till 4 abiotiska miljötyper (se bilaga F för detaljer).



Figur 8.2 Procentuell fördelning av kärleväxter (Tracheophyta; undantaget älgräs), kransalger (Charales), älgräs (*Zostera spp.*) samt rödalger (Rhodophyta) inom 12 abiotiska miljötyper baserat på 3 djupintervall (0–3, 3–6 och 6–15 meter) och 4 exponeringsklasser, där klass 1 är extremt-ultraskyddat och klass 4 exponerat, inom samtliga havsregioner i Sverige. Siffror i parentes avser det totala antalet fältobservationer inom växtgruppen (se bilaga F för detaljer).

Modellerade abiotiska miljötyper kan alltså relativt väl förutsäga sannolikheten för att habitatsbildande växter och djur ska förekomma vid en lokal. Eftersom de modellerade miljötyperna täcker alla svenska kustvatten och är högupplösta (10 x 10 meter) utgör de ett detaljerat och lättillgängligt underlag som i brist på empiriska fältdata kan ge värdefull inledande information om vilka arter och naturvärden som kan förekomma i olika områden, samt hur känsligt området är för olika typer av fysisk påverkan. Underlagen kan därför ge värdefullt stöd till förvaltare av kustekosystemen. De utgör också basen för nedan föreslagna förvaltningsverktyg i form av bedömningsmatriser där abiotiska miljötyper stödjer en bedömning av effekter på miljön av fysisk påverkan, samt vilka åtgärder som är lämpliga i olika miljötyper. Vidare kan de abiotiska miljötyperna i kombination med modellerade rumsligt explicita påverkanszoner av fysisk påverkan ge viktig information om hur fysisk påverkan fördelar sig över känsliga arter och höga naturvärden inom ett förvaltningsområde. Genom att överlappa rumsspecifika påverkanszoner och abiotiska miljötyper kan andelen av varje miljötyp som är påverkad av fysisk störning beräknas och aggregeras för vald uppföljningsenhet. Detta underlag kunde bland annat användas för klassning av status enligt olika EU-direktiv (vid koppling till relevanta klassificeringsverktyg som Eunis eller habitatdirektivets naturtyper), vid uppföljning av skyddade områden eller vid bedömning av olika vattenärenden i kustzonen (se avsnitt 9.2 och bilaga G för exempel med fallstudier). Det är viktigt att poängtera att även om dessa modellerade miljötyper utgör ett bra basunderlag, behöver skattningen följas upp med andra underlag som är baserade på empiriska observationer av hur

miljön ser ut i verkligheten. Detta görs inledningsvis lättast med underlag baserat på fjärranalys, till exempel ortofoton eller satellitbilder, som ofta är tillgängliga. Dessa bör dock kompletteras med provtagning i fält.

8.2 Bedömningmatriser för att identifiera åtgärder

För att underlätta för förvaltningen att identifiera vilka livsmiljöer och arter som sannolikt förekommer inom en abiotisk miljötyp, hur känsliga dessa livsmiljötyper är för olika typer av fysisk påverkan, samt vilka åtgärder som är lämpliga, har en serie underlag tagits fram (figur 8.1). Basen för dessa bedömningsverktyg är modellerade abiotiska miljötyper (se avsnitt 9.1 och Bilaga F), samt högupplösta kartunderlag som visar deras utbredning längs Sveriges kuster. En detaljerad beskrivning av hur underlagen tagits fram hittas i bilaga E.

8.2.1 Förekomst av habitatsbildande växter och djur i abiotiska miljötyper

Den första matrisen i bilaga E indikerar sannolikheten att utvalda habitatsbildande växter och djur ska förekomma inom en specifik abiotisk miljötyp (bilaga E, tabell 1.2). Underlaget är baserat på ovan nämnda analyser av över 300 000 fältobservationer av habitatsbildande växter och djur (bilaga F) men där de viktigaste grupperna valts ut och presenterats i en förenklad tabell för att göra underlagen mer lättanvänt för förvaltningen. Urvalet av habitatsbildande växter och djur är baserat på tillgänglig högupplöst empirisk data, samt högt värderade arter inom ramverket Mosaic för naturvärdesbedömning i marin miljö (Hogfors m.fl. 2020; tabell 8.1) tillsammans med preciserade bevarandevärden enligt ramverket för marina skyddade områden (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Då livsmiljöerna varierar starkt längs salthaltgradienten runt Sveriges kuster har separata bedömningsmatriser producerats för var och en av Sveriges fem havsregioner (vattendistrikt) som delats upp i tre grupper av habitatsbildande växter och djur i grunda kustmiljöer: (1) vegetation på mjukbotten, (2) makroalger på hårbotten, och (3) habitatsbildande bivalver (tabell 8.1). I analysen har andelen observationer av en växt- och djurgrupp mellan de 12 miljötyperna inom en havsregion omvandlats till "förekomstklasser" i en sju-gradig skala där noll indikerar mycket låg och sex indikerar mycket hög sannolikhet att en art eller grupp förekommer inom en abiotisk miljötyp. I tabellen presenteras även arean som den abiotiska miljötypen täcker inom en havsregion samt hur många lokaler som provtagits för vegetation inom regionen (tabell 8.1 för ett exempel för havsregionen Norra Egentliga Östersjön).

I matrisen summeras klassvärdena för de tre habitatsbildande växt- och djurgrupperna till ett medelvärde för varje grupp (blå siffror). Sammanställningen ger därför en enkel överblick av var värdefulla och känsliga växter och djur förekommer (tabell 8.1). Eftersom de habitatsbildande arterna valts ut för att de är *strukturella nyckelarter* med rika associerade växt- och djursamhällen och höga naturvärden ger siffrorna även en indikation på i vilka abiotiska miljötyper höga naturvärden förväntas förekomma på mjuk- och hårbotten inom ett havsområde.

Sammanfattningsvis indikerar sammanställningen att de högsta naturvärdena återfinns på grunda, vågskyddade mjukbottenområden i alla havsområden där kärlväxter och kransalger är koncentrerade, vilket gör områdena viktiga också som lek-, uppväxt- och födosöksområden för många fisk- och fågelarter. Utbredning av växter och djur varierar dock mellan havsområden. Exempelvis hittas ålgräs djupare och mer exponerat i Egentliga Östersjön än i Västerhavet. På hårbotten hittas de högsta naturvärdena generellt på djupare bottnar och på de mest exponerade lokalerna där både makroalger och blåmusslor är koncentrerade i Östersjön. I

Västerhavet hittas makroalger på hårbotten och bivalver också i grundare och mer vågskyddade områden (se bilaga E och F för detaljer).

Tabell 8.1 Förekomst av habitatbildande växter och djur i abiotiska miljötyper. Exempel på matris från bilaga E (utdrag från tabell 1.2b) från Norra Egentliga Östersjön. Siffror anger relativ förekomst av utvalda habitatbildande växter och djur som återfinns i grunda mjuk- och hårbottenmiljöer mellan de 12 abiotiska miljötyperna där 0 indikerar frånvaro och 6 indikerar den högsta förekomsten. Blå siffror anger medelvärden av relativ förekomst för växt- och djurgrupp, samt indikerar vilka abiotiska miljötyper som har höga naturvärden. I gruppen "Övriga kärlväxter" ingår alla dominerande kärlväxter (Tracheophyta) i svenska kustvatten (inklusive sävarter, Poales) förutom ålgräsarter (*Zostera* spp.). Bland perenna (fleråriga) trådformade grön- och brunalger ingår arterna *Battersia arctica*, *Aegagropila linnaei*, *Cladophora rupestris* som utgör viktiga livsmiljöer främst i Bottniska viken. Bland habitatsbildande bivalver ingår blåmusslor som hittas i alla havsregioner undantaget Bottenviken, samt Europeiskt ostron som endast hittas i Västerhavet (se bilaga F för detaljer).

| HAVSREGION | Djup (m) | Exponeringsklass | Area (km ²) | Antal lokaler (10x10 m) | 1. Vegetation på mjukbotten | Ålgräsarter (<i>Zostera</i> spp.) | Övriga kärlväxter | Kransalger (Charales) | 2. Makroalger på hårbotten | Tång (Fucales) | Tarearter (Laminariales) | Makroskopiska rödalger | Perenna trådformade alger | 3. Habitatbildande bivalver | Blåmusslor (<i>Mytilus</i> spp.) | Europeiskt ostron (<i>O. edulis</i>) |
|-------------|----------|------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------------|------------------------------------|-------------------|-----------------------|----------------------------|----------------|--------------------------|------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|--|
| N Östersjön | 0-3 | 1 | 142 | 15809 | 4,3 | 1 | 6 | 6 | 2,7 | 4 | | 1 | 3 | 2,0 | 2 | |
| | 0-3 | 2 | 144 | 5472 | 2,3 | 1 | 3 | 3 | 2,3 | 3 | | 2 | 2 | 2,0 | 2 | |
| | 0-3 | 3 | 191 | 6306 | 3,3 | 4 | 3 | 3 | 3,3 | 4 | | 3 | 3 | 3,0 | 3 | |
| | 0-3 | 4 | 130 | 2320 | 1,7 | 3 | 1 | 1 | 2,3 | 2 | | 3 | 2 | 2,0 | 2 | |
| | 3-6 | 1 | 46 | 1580 | 1,0 | 1 | 1 | 1 | 0,7 | 1 | | 1 | 0 | 1,0 | 1 | |
| | 3-6 | 2 | 115 | 2108 | 1,3 | 1 | 2 | 1 | 1,3 | 2 | | 1 | 1 | 2,0 | 2 | |
| | 3-6 | 3 | 188 | 2770 | 2,7 | 5 | 2 | 1 | 2,3 | 2 | | 3 | 2 | 3,0 | 3 | |
| | 3-6 | 4 | 197 | 1718 | 1,7 | 3 | 1 | 1 | 2,0 | 1 | | 3 | 2 | 2,0 | 2 | |
| | 6-15 | 1 | 36 | 196 | 0,3 | 0 | 1 | 0 | 0,3 | 1 | | 0 | 0 | 1,0 | 1 | |
| | 6-15 | 2 | 229 | 597 | 0,3 | 0 | 1 | 0 | 1,0 | 1 | | 1 | 1 | 1,0 | 1 | |
| | 6-15 | 3 | 524 | 1112 | 1,0 | 1 | 1 | 1 | 2,0 | 1 | | 2 | 3 | 2,0 | 2 | |
| | 6-15 | 4 | 766 | 1485 | 0,7 | 1 | 1 | 0 | 2,7 | 1 | | 3 | 4 | 2,0 | 2 | |

Förekomst Kriterier

- 0 <20 observationer
- 1 >20 observationer, <5% av alla observationer i havsregionen
- 2 5-10% av alla observation i havsregionen
- 3 11-20% av alla observation i havsregionen
- 4 21-30% av alla observation i havsregionen
- 5 31-40% av alla observation i havsregionen
- 6 >40% av alla observation i havsregionen

8.2.2 Känslighet hos habitat och miljötyper för fysisk påverkan

Den andra matrisen i bilaga E anger känsligheten hos utvalda habitatbildande grupper av växter och djur för nio vanliga typer av aktiviteter som ger upphov till fysisk påverkan i grunda kustmiljöer (tabell 8.2). Dessa aktiviteter är utvalda för att inkludera alla dominerande typer av fysisk påverkan i grunda kustvattenmiljöer i Sverige och är indelade efter vilken sorts åtgärder som krävs för att motverka eller minimera påverkan av aktiviteterna och dess direkta effekter.

Känsligheten bedömdes både utifrån organismgruppens motståndskraft (*resistens*) och återhämtningsförmåga (*resiliens*) för fysisk påverkan på en skala från 0 (okänslig) till 6 (mycket hög känslighet) enligt metoder för evidensbaserad känslighetsbedömning (Kraufvelin m.fl. 2021a). Vid bedömning av typen av fysisk påverkan beaktades både aktivitetens och påverkans direkta effekt och varaktighet eller typisk frekvens, samt eventuella indirekta effekter från till exempel uppgrumling av sediment. Vid analysen grupperades alla kärlväxter och kransalger i en grupp då de visade sig ha samma känslighet (tabell 8.2; se tabell 2.3 i bilaga E för detaljer).

Tabell 8.2 Känslighet hos habitatbildande växter och djur för nio aktiviteter som ger fysisk påverkan. Siffrorna indikerar expertbedömd känslighet hos habitatet för de nio olika aktiviteterna baserat på summan av organismgruppens *resistens* (motståndskraft 0–3) och *resiliens* (återhämtningsförmåga 0–3) från 0 (okänslig) till 6 (mycket känslig). Feta siffror i kolumner anger medelvärden för varje aktivitet för mjuk- och hårbotten, och feta siffror under tabellen anger medelvärdet i känslighet för varje habitat (tabellen är identisk med tabell 2.3 i bilaga E).

| Påverkanstyp | 1. Mjukbotten | Kärlväxter kransalger | | | Bivalver | | | 2. Hårbotten | Makroalger | | | Bivalver | | |
|--|---------------|--------------------------|--------------|------------|----------------|--------------|------------|--------------|----------------|--------------|------------|----------------|--------------|------------|
| | | Motståndskraft | Återhämtning | Känslighet | Motståndskraft | Återhämtning | Känslighet | | Motståndskraft | Återhämtning | Känslighet | Motståndskraft | Återhämtning | Känslighet |
| 1. Fysisk konstruktion som täcker havsbotten permanent | 6,0 | 3 | 3 | 6,0 | 3 | 3 | 6,0 | 6,0 | 3 | 3 | 6,0 | 3 | 3 | 6,0 |
| 2. Utläggning av rör och kablar på havsbotten | 2,5 | 1 | 2 | 3,0 | 1 | 1 | 2,0 | 2,0 | 1 | 1 | 2,0 | 1 | 1 | 2,0 |
| 3. Fysisk konstruktion vid havsytan | 2,5 | 2 | 2 | 4,0 | 1 | 0 | 1,0 | 2,0 | 1 | 2 | 3,0 | 1 | 0 | 1,0 |
| 4. Muddring av bottensediment | 4,5 | 3 | 2 | 5,0 | 3 | 1 | 4,0 | 1,5 | 2 | 0 | 2,0 | 1 | 0 | 1,0 |
| 5. Dumpning av muddermassor i kustvatten | 2,5 | 2 | 1 | 3,0 | 1 | 1 | 2,0 | 1,5 | 2 | 0 | 2,0 | 1 | 0 | 1,0 |
| 6. Fysisk påverkan från vattenbruk | 3,0 | 2 | 2 | 4,0 | 1 | 1 | 2,0 | 2,5 | 1 | 2 | 3,0 | 1 | 1 | 2,0 |
| 7. Fysisk påverkan från båttrafik | 2,0 | 2 | 1 | 3,0 | 1 | 0 | 1,0 | 0,5 | 1 | 0 | 1,0 | 0 | 0 | 0,0 |
| 8. Fysisk påverkan vid ankring | 2,0 | 2 | 1 | 3,0 | 1 | 0 | 1,0 | 1,0 | 1 | 0 | 1,0 | 1 | 0 | 1,0 |
| 9. Fysisk störning från andra fritidsaktiviteter än fritidsbåtar | 1,5 | 1 | 1 | 2,0 | 1 | 0 | 1,0 | 1,0 | 1 | 0 | 1,0 | 1 | 0 | 1,0 |
| Total känslighet | 2,9 | | | 3,7 | | | 2,2 | 2,0 | | | 2,3 | | | 1,7 |

Tabellen visar också medelvärden för hur mycket olika aktiviteter påverkar grupper av habitat och arter, samt hur känsliga olika habitat och arter är för samtliga aktiviteter. Sammanställningen visar att mjukbotten generellt är känsligare än hårbotten för alla typer av påverkan, där kärlväxter och kransalger är de känsligaste organismgrupperna. *Fysisk konstruktion som täcker havsbotten* utgör den allvarligaste typen av fysisk påverkan i alla miljöer följt av *Muddring*, *Vattenbruk* och *Fysisk konstruktion vid havsytan* som framför allt ger stor påverkan för vegetation på mjukbotten (se bilaga E för detaljer). Denna sammanställning tar dock inte hänsyn till vilka organismer som finns i ett område eller hur bottendjup och vågexponering påverkar känsligheten, vilket görs i nästföljande underlag.

Tabell 8.3 *Känslighet hos tolv abiotiska miljötyper på mjuk- och hårbotten för nio olika typer av fysisk påverkan.*

Siffrorna anger medelvärden av bedömd känslighet från 0 (okänslig) till 6 (mycket känslig) från alla fem havsregioner hos 12 abiotiska miljötyper för 9 olika typer av aktiviteter som ger upphov till fysisk påverkan. Feta siffror i kolumner anger medelvärden för alla påverkantyper för varje abiotisk miljötyp för mjuk- respektive hårbotten, och feta siffror under tabellen anger medelvärdet i känslighet för varje påverkantyp. Färgerna indikerar graden av känslighet från blå (mycket låg) till rött (mycket hög) (tabellen är identisk med tabell 3.2a i bilaga E).

| Djup (m) | Exponeringsklass | Mjukbotten (0-15 m) | 1. Fysisk konstruktion på botten | 2. Rör och kablar | 3. Fysisk konstruktion havsytan | 4. Muddring | 5. Dumpning av muddermassor* | 6. Vattenbruk | 7. Båttrafik | 8. Ankring | 9. Andra fritidsaktiviteter | Hårbotten (0-15 m) | 1. Fysisk konstruktion på botten | 2. Rör och kablar | 3. Fysisk konstruktion havsytan | 4. Muddring | 5. Dumpning av muddermassor | 6. Vattenbruk | 7. Båttrafik | 8. Ankring | 9. Andra fritidsaktiviteter |
|---------------|------------------|---------------------|----------------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------|------------------------------|---------------|--------------|------------|-----------------------------|--------------------|----------------------------------|-------------------|---------------------------------|-------------|-----------------------------|---------------|--------------|------------|-----------------------------|
| 0-3 | 1 | 3,7 | 4,7 | 3,2 | 3,9 | 4,7 | 3,9 | 3,9 | 3,9 | 2,4 | 2,4 | 0,7 | 1,7 | 0,6 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 0,8 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| 0-3 | 2 | 2,4 | 3,0 | 2,0 | 2,5 | 3,0 | 2,5 | 2,5 | 2,5 | 1,5 | 1,5 | 0,7 | 1,7 | 0,6 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 0,8 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| 0-3 | 3 | 2,2 | 3,7 | 1,8 | 2,4 | 3,1 | 1,8 | 2,4 | 2,4 | 1,2 | 1,2 | 1,0 | 2,7 | 0,9 | 1,4 | 0,5 | 0,5 | 1,4 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 0-3 | 4 | 1,0 | 1,7 | 0,9 | 1,2 | 1,4 | 0,9 | 1,2 | 0,9 | 0,6 | 0,6 | 1,1 | 3,3 | 1,1 | 1,6 | 0,5 | 0,5 | 1,6 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 3-6 | 1 | 0,5 | 0,8 | 0,5 | 0,7 | 0,8 | 0,5 | 0,7 | 0,5 | 0,4 | 0 | 0,2 | 0,7 | 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0 | 0,1 | 0 |
| 3-6 | 2 | 0,9 | 1,3 | 0,8 | 1,1 | 1,3 | 0,8 | 1,1 | 0,8 | 0,6 | 0 | 0,4 | 1,2 | 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,4 | 0,6 | 0 | 0,2 | 0 |
| 3-6 | 3 | 1,0 | 1,8 | 0,9 | 1,2 | 1,5 | 0,9 | 1,2 | 0,9 | 0,6 | 0 | 0,6 | 2,0 | 0,7 | 1,0 | 0,3 | 0,3 | 1,0 | 0 | 0,3 | 0 |
| 3-6 | 4 | 0,6 | 1,2 | 0,6 | 0,8 | 1,0 | 0,6 | 0,8 | 0,4 | 0,4 | 0 | 1,0 | 3,2 | 1,1 | 1,6 | 0,5 | 0,5 | 1,6 | 0 | 0,5 | 0 |
| 6-15 | 1 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0 | 0,2 | 0 | 0,2 | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0 | 0,1 | 0 |
| 6-15 | 2 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0 | 0,2 | 0 | 0,2 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0 | 0,1 | 0 |
| 6-15 | 3 | 0,4 | 0,9 | 0,4 | 0,6 | 0,7 | 0,4 | 0,6 | 0 | 0,1 | 0 | 0,4 | 1,4 | 0,5 | 0,7 | 0,2 | 0,2 | 0,7 | 0 | 0,2 | 0 |
| 6-15 | 4 | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,3 | 0,4 | 0 | 0,1 | 0 | 1,1 | 3,5 | 1,2 | 1,7 | 0,6 | 0,6 | 1,7 | 0 | 0,6 | 0 |
| Totalt | | 1,1 | 1,7 | 1,0 | 1,3 | 1,6 | 1,1 | 1,3 | 1,0 | 0,7 | 0,5 | 0,6 | 1,9 | 0,6 | 0,9 | 0,4 | 0,4 | 0,9 | 0,1 | 0,3 | 0,1 |

| |
|---------|
| 0 |
| 0,1-1,0 |
| 1,1-2,0 |
| 2,1-3,0 |
| 3,1-4,0 |
| 4,1-6,0 |

Den tredje matrisen i bilaga E sammanställer skattad känslighet för samma mänskliga aktiviteter, men denna gång för de nio olika abiotiska miljötyperna fördelade på mjuk- och hårbotten och separat för varje havsregion (bilaga E, tabell 3.2). Känsligheten hos den abiotiska miljötypen inom en havsregion bedömdes på en skala från 0 (okänslig) till 6 (mycket känslig) baserat på (1) förekomst av habitatbildande växter och djur i miljötypen inom ett havsområde (bilaga E, tabell 1.2), (2) habitatbildande växter och djurs generella känslighet för de olika påverkantyperna (bilaga E tabell 2.3) samt (3) den abiotiska miljötypen känslighet för de olika påverkantyperna (till exempel beroende på sedimentets kornstorlek, vattenomsättning och djup). Tabell 8.3 visar en sammanställning med medelvärden från alla fem havsregioners matriser (se bilaga E för detaljer och separata matriser för varje havsregion).

Sammanställningen visar att den grundaste (0–3 m) och de tre mest vågskyddade abiotiska miljötyperna på mjukbotten är de mest känsliga miljötyperna för samtliga påverkantyper i alla havsområden. Detta beror både på att dessa miljötyper har högst förekomst av känsliga organismer med höga naturvärden samt att dessa grunda och instängda miljöer med finkornigt sediment som lätt kan störas och grumla upp, är mer känsliga för alla typer av fysisk påverkan, t.ex. båttrafik. På mjukbotten utgör *fysisk konstruktion som täcker botten* och *muddring* de mänskliga aktiviteter som dessa miljötyper är känsligast för på alla djup, följt av *vattenbruk* och *fysisk konstruktion vid ytan* som ger stor påverkan på djup där vegetation hittas (tabell 8.3). På

hårdbottnar är det tvärtom de mest exponerade miljöerna på alla djup som bedöms vara känsligast eftersom de hyser högst naturvärden. Abiotiska miljötyper på hårbotten är känsligast för *fysisk konstruktion som täcker botten*, samt vattenbruk och *fysisk konstruktion vid ytan* som kan skugga vegetation, men de är generellt mindre känsliga för alla typer av fysisk påverkan i jämförelse med mjukbotten (se bilaga E för detaljer).

8.2.3 Identifiera rätt åtgärder för rätt miljötyp

Eftersom känsligheten för olika typer av fysisk påverkan varierar mellan habitat och abiotisk miljötyp är det viktigt att sätta in rätt åtgärd i rätt miljö för att uppnå största möjliga nytta (biologiskt och ekonomiskt). De sista bedömningsmatriserna (tabell 8.4 – 8.6) sammanställer olika typer av åtgärder som kan minska fysisk påverkan eller dess skador i kustmiljön som tillsammans med tabell 8.1 och 8.3 kan ge stöd att identifiera vilka typer av åtgärder som sannolikt är mest lämpliga och effektiva i en viss abiotisk miljötyp. Baserat på litteraturen ([Moksnes m.fl. 2019](#), [Törnqvist m.fl. 2020](#), [Kraufvelin m.fl. 2021a, b](#)) identifierades 3 större grupper av åtgärder som följer den så kallade skadelindringshierarkin (se avsnitt 3): (1) *passiva åtgärder som undviker fysisk påverkan*, (2) *passiva åtgärder som minskar fysisk påverkan* samt (3) *aktiva åtgärder som återställer skador*. Nedan diskuteras dessa åtgärder i tur och ordning där det presenteras hur tabell 8.1 och 8.3 kan användas för att identifiera lämpliga åtgärder för olika aktiviteter och miljöer.

Passiva åtgärder som undviker fysisk påverkan

Det första och viktigaste steget i skadelindringshierarkin är att försöka undvika att skada sker. Med hjälp av litteraturen ([Moksnes m.fl. 2019](#), [Kraufvelin m.fl. 2021a](#)) identifierades 6 grupper av *verktyg* och *styrmedel* som kan undvika att aktiviteter orsakar fysisk påverkan i kustmiljön. Detta genom att aktiviteterna styrs bort från eller begränsas i känsliga områden, eller genom att ändra beteende hos aktörer som kan orsaka skada (tabell 8.4). Denna grupp av åtgärder anses vara de viktigaste och mest effektiva ur miljöns synvinkel, eftersom de kan leda till storskalig och långvarig minskning av skadorna.

De första två verktygen, *fysisk kustplanering* och *marint områdesskydd* ger möjlighet att med ett landskapsperspektiv styra bort och begränsa skadliga aktiviteter i känsliga miljöer (tabell 8.4). För detta arbete utgör tabell 8.3 ett viktigt inledande underlag som hjälper till att identifiera vilka abiotiska miljötyper som är i störst behov av skydd i den aktuella havsregionen samt vilka typer av påverkan som de är känsligast för. Med hjälp av kartunderlag som visar utbredningen av de känsligaste abiotiska miljötyperna i förvaltningsområdet kan områden med dessa miljötyper identifieras för arbetet med kustplanering och områdesskydd. Här kan också kartunderlag som visar utbredningen av fysisk påverkan och modellerade *påverkanszoner* (se avsnitt 8.3) utgöra ett viktigt underlag då de visar hur stor andel av miljötypen som är påverkad idag och var de återfinns. Tillsammans kan dessa underlag ge ett landskapsperspektiv och möjlighet att identifiera problem med kumulativ småskalig påverkan som dessa verktyg kan motverka (se bilaga E för exempel).

De tre nästföljande typerna av passiva åtgärder (*regleringar*, *prövningar* och *tillsyn*) faller in under gruppen styrmedel och är också centrala för att undvika fysisk påverkan (tabell 8.4). Även om rumslig information om känsliga och påverkade områden är mindre direkt tillämpligt för denna grupp av åtgärder kan den ge vägledning i flera fall. Kunskapen om att naturvärden (tabell 8.1), känsliga områden (tabell 8.3) och områden med fysisk påverkan till stor del är koncentrerade i grunda, vågskyddade mjukbottensområden ger vägledning om var miljöprövning och tillsyn behöver vara prioriterad.

Den sista gruppen av åtgärder, att *förändra drivkrafter som ger upphov till fysisk påverkan*, är kanske den viktigaste då den kan ge storskaliga och långvariga förändringar, men samtidigt den svåraste (tabell 8.4). Här kan olika former av styrmedel, information till allmänheten samt tillhandahållande av teknik och infrastruktur som kan ändra skadligt beteende utgöra viktiga åtgärder (se tabell 8.4 och bilaga E för exempel). I de senare exemplen kan information om var känsliga miljöer med höga naturvärden förekommer, och vilka aktiviteter de är känsligast för (tabell 8.1 och 8.3) utgöra viktiga underlag för information till allmänheten.

Tabell 8.4. Passiva åtgärder som undviker fysisk påverkan. Lista på sex grupper av verktyg och styrmedel som kan undvika att aktiviteter orsakar fysisk påverkan i kustmiljön, samt exempel på åtgärder.

| Åtgärdstyp | Exempel |
|--|---|
| 1.1 Kustplanering (kommunal fysisk planering och PBL) | Använda landskapsperspektiv och styra bort exploatering och skadliga aktiviteter från känsliga miljöer |
| 1.2 Marint områdesskydd och andra typer av skyddsformer | Införa skydd i känsliga områden och se över bevarandeplaner och föreskrifter för att stärka skyddet i redan befintliga områden |
| 1.3 Regleringar (lagar, förordningar, föreskrifter och andra regler) | Tillämpa miljöbalk och förordningar för olika verksamheter för att minska påverkan i känsliga miljöer |
| 1.4 Prövning enligt miljöbalken | Ökad hänsyn till kumulativa effekter i känsliga miljöer, minskad möjlighet till dispens |
| 1.5 Tillsyn av vattenverksamheter och strandskydd | Effektivare tillsyn genom användande av fjärranalys. |
| 1.6 Förändra drivkrafter som ger upphov till fysisk påverkan genom information och erbjudande om alternativ | Informera och införa styrmedel för hållbart båt beteende, inkludera känsliga områden i digitala sjökort, erbjud gratis båtramper med parkering för att minska behov av bryggor. |

Passiva åtgärder som minimerar fysisk påverkan

Det andra steget i skadelindringshierarkin är att försöka minimera skadorna som uppkommer vid olika aktiviteter som ger upphov till fysisk påverkan. Baserat på litteraturen (Moksnes m.fl. 2019, Törnqvist m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2021a) identifierades nio typer av aktiviteter som ger upphov till fysisk påverkan i svenska kustområden, som också analyserats i tabell 8.3, samt åtgärder som kan minimera påverkan från aktiviteten (tabell 8.5). Den kanske viktigaste åtgärden är lokaliseringen av aktiviteten, men den ingår i gruppen av åtgärder som presenterades ovan (tabell 8.4). Det är alltså när aktiviteten inte kan undvikas i ett område som de tekniska åtgärderna som presenteras i tabell 8.5 är viktiga. För dessa åtgärder utgör kartor som visar utbredningen av abiotiska miljötyper i förvaltningsområdet samt tabell 8.1 och 8.3 viktiga inledande underlag som hjälper till att identifiera vilka organismer och abiotiska miljötyp som sannolikt kommer att påverkas, samt hur känsliga de är för aktiviteten. Detta kan ge vägledning till hur starka åtgärder som behöver sättas in (se bilaga E för exempel).

Tabell 8.5. Passiva åtgärder som minimerar fysisk påverkan. Lista på nio grupper av aktiviteter som ger upphov till fysisk påverkan i kustmiljön, samt exempel på åtgärder som minskar skadan.

| Aktivitet och påverkanstyp | Exempel på åtgärd |
|--|---|
| 2.1 Vid fysisk konstruktion som täcker havsbotten permanent (till exempel pirar, stenkistor, utfyllnad) | Utförande som optimerar vattencirculation och minimerar sedimentaion |
| 2.2 Vid utläggning av rör eller kablar på havsbotten eller i sediment | Utförande som minimerar skador och minskar uppgrumling av sediment |
| 2.3 Vid fysisk konstruktion vid havsytan (till exempel bryggor, permanenta förankringsbojar) | Utförande som minskar skuggning (till exempel pålade bryggor över vegetationsbottnar). |
| 2.4 Vid muddring av bottensediment (till exempel för farleder, konstruktion eller extraktion) | Utförande som minimerar spridning av sediment (till exempel siltgardiner) och påverkan (till exempel tid under året). |
| 2.5 Vid dumpning av muddermassor nära känsliga miljöer | Dumpa på land eller på ackumulations-bottnar långt från känsliga miljöer |
| 2.6 Vid vattenbruk | Utförande som minskar skuggning av vegetation och utsläpp av näringsämnen |
| 2.7 Vid båttrafik (till exempel svall, uppgrumling, propellerturbulens, kollision, buller) | Minska hastighet och styra bort trafik från känsliga områden, informera båtförare |
| 2.8 Vid ankring | Fasta ankringsbojar i naturhamnar, information för att minimera skador |
| 2.9 Vid andra fritidsaktiviteter än fritidsbåtar (till exempel bad, fritidsfiske, dykning). | Informera om känsliga miljöer och habitat |

Aktiva åtgärder som återställer skador från fysisk påverkan

Det sista steget i skadelindringshierarkin, när skador på miljö uppstått trots försök att undvika och minimera fysisk påverkan, är att återställa genom aktiva åtgärder. Baserat på litteraturen ([Kraufvelin m.fl. 2021a, b](#)) identifierades nio olika *aktiva åtgärder* som delades in i *biotiska* och *abiotiska*. De biotiska åtgärderna inkluderar restaurering av habitatbildande organismer och kustmiljöer samt förstärkning eller exkludering av nyckelarter för att få tillbaka ekosystemfunktioner av till exempel rovfiskar, eller för att minska negativa trofiska kaskadeffekter från mindre fiskarter som blivit för talrika på grund av bristen på rovfiskar (tabell 5.6). Bland de abiotiska aktiva åtgärderna ingår att tillföra abiotiskt material (inklusive döda skal) som habitat eller för att höja eller stabilisera botten, att förändra topografin för att förbättra cirkulationen eller att avlägsna gifter eller näringsämnen från mjukbotten (tabell 8.6).

Aktiva åtgärder som till exempel restaurering av habitatbildande organismer har inte använts så mycket i den marina miljön och en viktig första aspekt vid bedömning om en aktiv åtgärd är lämplig är att utreda om beprövade metoder finns tillgängliga och deras effektivitet är utvärderad. Här kan litteratursammanställningar av [Kraufvelin m.fl. \(2021b, 2025\)](#) ge värdefull vägledning. Om metoder finns tillgängliga för till exempel en skadad habitatbildande art, kan tabell 5.1 ge vägledning om abiotiska miljötyper där sannolikheten är stor att arten kan överleva. Val av lämplig lokal är viktigt vid all form av aktiv restaurering för att optimera chanserna till framgång (se bilaga E för exempel).

Tabell 8.6. Aktiva åtgärder för att återställa skador från fysisk påverkan. Lista på aktiva åtgärder som inkluderar 5 *biotiska åtgärder* för att återskapa skadade eller förlorade habitatbildande växter och djur eller ekosystemfunktioner, samt 4 *abiotiska åtgärder* där icke-levande material används för att återskapa förlorade ekosystemfunktioner eller för att minska utsläpp av skadliga ämnen. Till höger ges exempel på åtgärder.

| Aktiva åtgärder | Exempel |
|---|---|
| <i>Biotiska åtgärder</i> | |
| 3.1 Restaurering av vegetation | Transplantering av till exempel ålgräs och blåstång |
| 3.2 Restaurering av epibentiska bivalver | Transplantering av odlade blåmusslor |
| 3.3 Tillförsel av skal från bivalver | Utläggning av ostronskal för ökad rekrytering |
| 3.4 Restaurering av angränsande limniska habitat för att förbättra kustekosystem | Restaurering av kustnära våtmark för näringsupptag eller lek område för exempelvis gädda |
| 3.5 Förstärkning av rovfiskbestånd | Utsättning av juvenil rovfisk, riktat fiske mot till exempel spigg |
| <i>Abiotiska åtgärder</i> | |
| 3.6 Tillförsel av abiotiskt material som habitat | Utläggning av artificiella stenrev för att öka förekomst av kräftdjur och fisk |
| 3.7 Tillförsel av abiotiskt material för att stabilisera botten eller ändra djup | Sandtäckning på instabila lerbottnar för att minska uppgrumling och öka ljusinsläpp för vegetation |
| 3.8 Förändring av topografin för att öka eller minska vattenflödet | Öppna eller stänga sund, avlägsna pirar, återskapa trösklar |
| 3.9 Restaurering av vegetationsfria bottnar | Bortförande av giftigt bottensediment, tillsatser av kemikalier för att binda näringsämnen, skörd av fintrådiga algmattor för att avlägsna näringsämnen |

Tabellerna 8.4 – 8.6 kan ge ett praktiskt inledande stöd i olika förvaltningsärenden där olika typer av åtgärder beaktas, från kustplanering och områdesskydd till ärenden där mindre aktiviteter planeras som kan ge upphov till fysisk påverkan. Tabellerna sammanställer åtgärder som används inom förvaltningen av svensk kustmiljö och indikerar vilken typ av åtgärd som kan vara lämplig för en viss typ av påverkan i en viss abiotisk miljötyp. Tillsammans med kartunderlag som visar utbredningen av abiotiska miljötyper inom ett förvaltningsområde kan lämplig åtgärd identifieras.

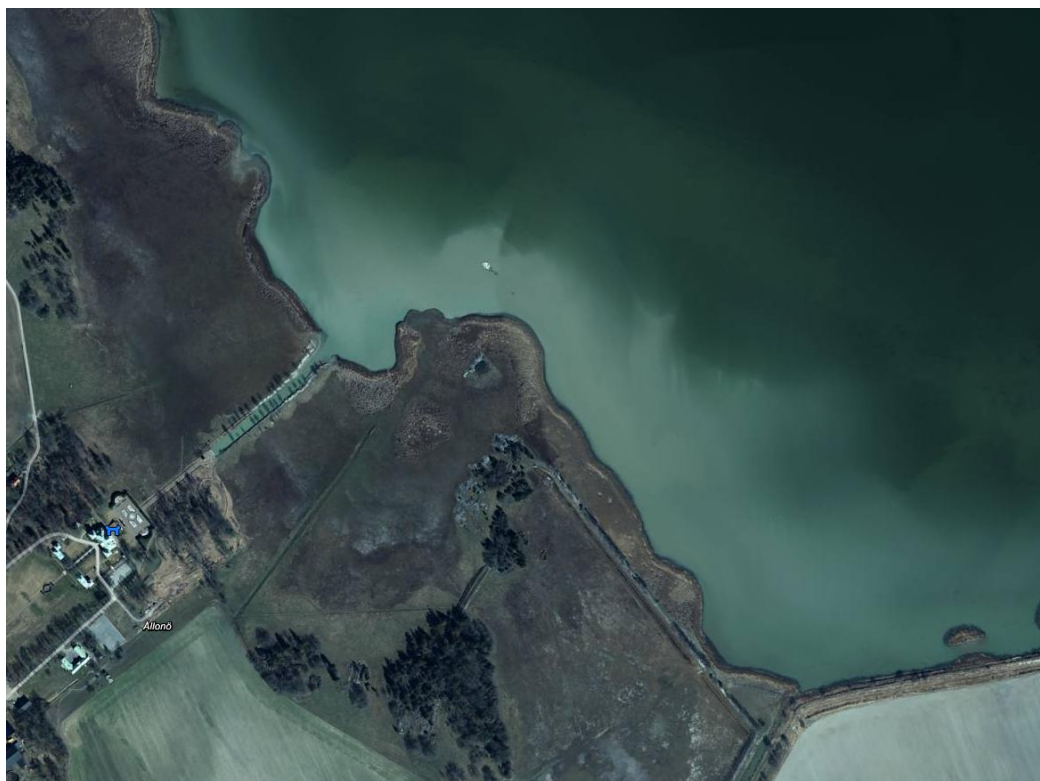
8.3 Modellerade påverkanszoner av fysisk påverkan

På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten genomförs kartläggning av fysisk påverkan på grunda havsbottenar (grundare än 15 meters djup) längs Sveriges kuster med hjälp av flygbildsmosaiker från Lantmäteriet och modellering. Kartläggningen genomförs med hög upplösning (10 gånger 10 meter) och inkluderar både fysiska objekt som bryggor, pirar och synliga muddringar, men även modeller över ankringsskador och erosion från båttrafik. Inom samma studie används även modeller för att skatta potentiell fysisk påverkan runt karterade objekt där hänsyn tas till bland annat objektens storlek och utbredning, samt kumulativa effekter från flera typer av fysisk påverkan. Modelleringen ger rumsligt explicita *påverkanszoner*, vars areal kan beräknas för tre olika komponenter: morfologisk påverkan (ändring av bottenarnas struktur och sedimentsammansättning), hydrografisk påverkan (ändring av vågor och strömmar), samt påverkan på konnektivitet (ändring av arters förmåga att sprida sig). De kumulativa påverkanszonerna redovisas i en femgradig skala (från *opåverkade förhållanden* till *helt onaturlig bottenmiljö*) och kan därför anpassas för känsligheten hos en studerad livsmiljö eller art (Törnqvist m.fl. 2020a). Denna kartering och modellering av fysisk påverkan utgör ett centralt underlag för åtgärdsarbetet då den möjliggör att kvantifiera potentiell fysisk påverkan i valda livsmiljöer och områden för en rad olika behov. Tillsammans med underlaget av abiotiska miljötyper kan den användas till att skatta arealen och andelen av olika miljötyper som riskerar att vara påverkade inom en förvaltningsenhet, vilket kan ge viktigt stöd för både lokala ärenden och vid statusklassning (avsnitt 8.2).

Även om de modellerade påverkanszonerna runt de inventerade påverkanstrycken kan vara osäkra på en liten skala, ger de upphov till en statistik som är robust och tillförlitlig på aggregerade högre nivåer (vattenförekomst, kommun, län och så vidare). På den lilla skalan är de istället bra underlag för platsspecifika expertbedömningar vad gäller lokal risk för påverkan.

8.4 Riskkarta för grumling

Studier indikerar att problem med uppgrumling av sediment efter fysisk påverkan är starkt kopplat till områden med finkorniga sediment, framförallt leror (figur 8.3), i de geologiska ytlagren (Dankers 2002, exempel i Törnqvist m.fl. 2020b). I dessa områden krävs det mycket liten mekanisk kraft för att lösgöra leriga sediment från deras underlag, och mycket små vattenrörelser för att sedimenten ska hållas rörliga i vattenpelaren (Ferguson och Church 2004). Här kan därför till exempel muddringsaktiviteter medföra återkommande eller permanenta problem med uppgrumling och svall från båttrafik kan ge oproportionerligt stora negativa effekter på miljön (Hayes m.fl. 2010). Med hjälp av geologiska underlag har därför en modellerad *Karta över risk för grumling* tagits fram (en första, indikativ version), baserat på geologi och hydrografi, som indikerar områden där det föreligger förhöjd risk för att fysisk påverkan kan orsaka omfattande och allvarliga effekter på miljön (Bilaga H). Detta underlag kan utgöra ett viktigt komplement för att kunna prioritera åtgärder, både vid planering av etablering/ökning av påverkanstryck i form av exempelvis byggnationer och muddringar, eller vid planering av restaurering och återställning. Underlaget kan även vara viktigt för att styra prioriteringar inom tillsyn av strandskydd och vattenverksamhet. Underlaget görs tillgängligt via Havs- och vattenmyndighetens metadatakatalog Havskatten.



Figur 8.3 Exempel på plym av lerpartiklar som sprider sig från muddring i grunt vågskyddat område med havsbotten och strandzon bestående av fina lerpartiklar. Sådana känsliga miljöer lyfts fram i riskkartan för grumling med hög riskklass och de faller även ut i kartan med påverkanszoner genom att ge större zoner av påverkan från fysisk störning (© Lantmäteriet (Geodatasamverkan)).

8.5 Ytterligare underlag

För att kunna uppfylla myndigheternas samlade behov av att följa fysisk påverkan i olika livsmiljöer bör de ovan beskrivna nationellt täckande underlagen för abiotiska miljötyper kompletteras med kartor som visar faktisk (karterad) eller uppskattad (modellerad) förekomst av arter och livsmiljöer. Viktigt biologiskt underlag utgör här regionala (eller nationella) utbredningskartor eller modeller för arter och livsmiljöer som är listade i [Mosaic³⁴](#), och som pekas ut inom arbete med marint områdesskydd, marin grön infrastruktur, åtgärdsprogram, och så vidare. Inom åtgärdsarbetet är målsättningen att man bör arbeta med dessa underlag på motsvarande sätt som med de abiotiska miljötyperna, framförallt i uppföljningssyfte och vid planering av aktiv restaurering.

Regionala och nationella kartläggningar och modeller över många relevanta arter och livsmiljöer har tagits fram inom flera olika program, bland annat inventeringar, länsvisa modelleringar, nationell marin kartering ([NMK³⁵](#)) samt [Symphony³⁶](#), som innehåller ekosystemkomponenter för den nationella havsplaneringen. Vidare sker en kontinuerlig utveckling av fjärrövervakning av vegetation längs kusten med hjälp av satellit- och drönarbilder, vilka utgör ett viktigt komplement

³⁴ [Mosaic - ett verktyg till stöd för förvaltning av naturvärden i marina områden - Vägledningar - Vägledning, föreskrifter och lagar - Havs- och vattenmyndigheten](#)

³⁵ [Nationell marin kartering - Miljöövervakning - Övervakning och uppföljning - Havs- och vattenmyndigheten](#)

³⁶ [Symphony - ett planeringsverktyg för havsplanering - Havsplanering - Havs- och vattenmyndigheten](#)

till empiriska och modellerade underlag ([DHI och Länsstyrelsen i Västerbottens län 2021](#), [Huber m.fl. 2022](#)). Dessa kunskapsunderlag kan användas tillsammans med de nya framtagna underlagen för att analysera och kvantifiera både förutsättningar för restaurering och förekomst av problem med fysisk störning. Detta kan göras för lämpliga arter och biotiska livsmiljöer på samma uppföljningsenheter som de abiotiska miljötyperna. Praktiskt betyder detta alltså att kartor över utbredning av viktiga arter läggs över de modellerade påverkanszonerna på samma sätt som de abiotiska miljötyperna. Därmed kan man för utpekade arter och livsmiljöer följa andelen yta per vattenförekomst eller annan uppföljningsenhet som riskerar påverkan från fysisk störning och hur stor yta som enligt modellen ej riskerar påverkan.

De kunskapsunderlag som inte tas fram inom ramen för detta arbete, men som skulle kunna användas för att skatta tillstånd, områden möjliga att restaurera, samt fördelningen av områden inom vattenförekomster och övriga uppföljningsenheter, omfattar exempelvis:

- Art- och habitatmodeller använda inom regionala planer för områdesskydd och grön infrastruktur.
- Naturvärdesmodeller använda inom den nationella havsplaneringen.
- Art- och habitatmodeller som används inom arbete med analys och rapportering enligt art- och habitatdirektivet.
- Habitatmodeller av så kallade *broad habitat types* (huvudsakliga livsmiljöer) enligt Eunis-systemet, inom arbete med analys och rapportering av status enligt Havsmiljödirektivet.

9 Användning av kunskapsunderlag

I detta arbete har en första version av underlag tagits fram enligt steg 1–3 nedan. Detta har genererat följande material:

- Detaljerade kartor (upplösning 10 gånger 10 meter) över abiotiska miljötyper och fysiska påverkanszoner längs hela Sveriges grunda kustområde, dels 0–6 meter som får spridas dels 6-15 meter som inte får spridas på grund av sekretess.
- Summering av arealer av opåverkade, påverkade utan skadlig effekt och fysiskt påverkade abiotiska miljötyper aggregerade på olika uppföljningsenheter (vattenförekomst, kommun, län, kustvattentyp, biogeografisk region, med mera) i form av tabeller.
- Summering av utbredningen av olika typer av fysisk påverkan (till exempel bryggor, muddring, båttrafik), aggregerade på olika uppföljningsenheter i form av tabeller.

Underlagen finns tillgängliga via Havs- och vattenmyndighetens hemsida och metadata katalog för geografisk information.

För att ovan beskrivna underlag ska fungera effektivt över tid behöver de kontinuerligt uppdateras och ajourhållas. Detta föreslås ske i en cyklisk process i fyra steg, med stegvis förbättrad kartläggning av livsmiljöer och fysisk påverkan baserat på allt fler och bättre kartlagda miljöer. Hur detta moment integreras inom närliggande övervaknings- och kartläggningsarbete (fysisk påverkan, nationell marin kartering, med mera) beskrivs i del I. Nedan föreslås fyra steg i det löpande operativa arbetet, varav de tre första stegen utförts i den första versionen (se ovan).

1. **Produktion och ajourhållning av underlag för fysisk påverkan, miljötyper och naturvärden.** Detta moment underbygger hela hanteringsprocessen och är en förutsättning för att den kan genomföras. I korta ordalag tillhandahålls aktuella och nationellt heltäckande kartor med fysisk påverkan och abiotiska miljötyper som indikerar förutsättningar för olika arter och habitat. Dessa underlag kombineras med kartor över karterade eller modellerade områden med biologisk information och naturvärden enligt ramverket Mosaic.
2. **Analys av fysisk påverkan i olika miljötyper.** Genom GIS-operationer görs överlagringsanalys av fysiska påverkanszoner och modellerade abiotiska miljötyper, vilket bland annat indikerar var värdefulla och känsliga kustvattenmiljöer hotas av fysisk påverkan. Dessa resultat kan användas för att identifiera påverkade områden där olika typer av åtgärder behöver sättas in, liksom mindre påverkade områden där områdesskydd kan vara aktuellt. På grund av underlagens osäkerhet på mindre skala bör analysen bekräftas och indikerade naturvärden och påverkansgrad verifieras med fältobservationer på lokal skala.
3. **Aggregering av fysisk påverkan på olika uppföljningsenheter.** Genom att aggregera ovan nämnda påverkanszoner och modellerade miljötyper på olika uppföljningsenheter genereras underlag för olika typer av förvaltningsbehov på olika skalor. Underlagen tas dels fram i form av statistik som beskriver areal och andel av olika miljötyper som är påverkade och presenteras i tabeller, samt i form av GIS-kartor där utbredningen av värdefulla miljöer och fysisk påverkan kan identifieras. Exempelvis kan statistiken i tabellerna få fram de geografiska områden där fysisk påverkan överskrider ett tröskelvärde och GIS-lagren kan visa var så sker. Därmed kan åtgärder planeras både för specifika vattenområden och miljöer.
4. **Uppföljning och rapportering av åtgärder mot fysisk påverkan.** Genom åtgärder mot fysisk påverkan kan graden av fysisk påverkan minska i ett område och miljötillståndet förbättras. Genom att rapportera dessa åtgärder och effekter kan kartering och modellering

av fysisk påverkan justeras inför varje förvaltningscykel. Därmed kan eventuella förbättringar återfinnas i de reviderade underlagen och återspeglas i nya bedömningar. Aktiva åtgärder (aktivitet och restaurerade ytor) ska rapporteras av utföraren till nationella databasen Åtgärder i Vatten, men för passiva åtgärder saknas ett samlat system för att följa upp effekter. Även felaktigheter i underlag av fysiska påverkanszoner och abiotiska miljötyper rapporteras till myndigheten, så att underlagen hela tiden förbättras.

9.1 Tre exempel av tillämpning

Ovan beskrivna underlag av karterad fysisk påverkan och modellerade abiotiska miljötyper längs Sveriges kust utgör en viktig bas för olika typer av förvaltningsfrågor som rör fysisk påverkan. Genom att använda modellerade påverkanszoner runt karterade objekt och kombinera detta rumsspecifika underlag med utbredningen av abiotiska miljötyper kan andelen av varje miljötyp som är påverkad av fysisk störning beräknas och aggregeras för vald uppföljningsenhet. På så vis kan samma underlag hantera förvaltningsfrågor för hela havsområden, regionala kustområden och lokala mindre ärenden. Underlagen kan därför bidra med viktiga data för till exempel klassning av status enligt olika EU-direktiv och vid uppföljning av skyddade områden. Underlagen kan också utgöra viktig information vid kustplanering och planering av skydd av områden eller andra indirekta åtgärder för att minska fysisk påverkan. Genom att identifiera de mest värdefulla och känsliga miljötyperna, och graden av fysisk påverkan, kan till exempel områden med hög risk för kumulativ påverkan identifieras. Skadliga aktiviteter kan därmed förbjudas inom värdefulla områden och styras till mindre känsliga områden.

Eftersom underlagen bedöms vara robusta och representativa som uppföljningsinstrument på större skala, men i enskilda fall inte precist kan visa på lokal risk för påverkan, kan underlagen istället vid bedömning av enskilda ärendens miljöpåverkan på lokal nivå användas för en initial riskbedömning av konflikt mellan värdefulla habitat och risk för påverkan. En mer exakt uppskattning av faktiska risker i miljön skulle kräva en komplicerad hydrografisk modellering av strömmar och vågor samt ingående kunskap om påverkansfaktorer, bottensubstrat och förekomst av arter.

Slutligen kan underlagen tillsammans med tabellerna som sammanställer vilka habitat och miljötyper som är mest känsliga för olika typer av fysisk påverkan hjälpa till att identifiera vilka åtgärder som är mest lämpliga.

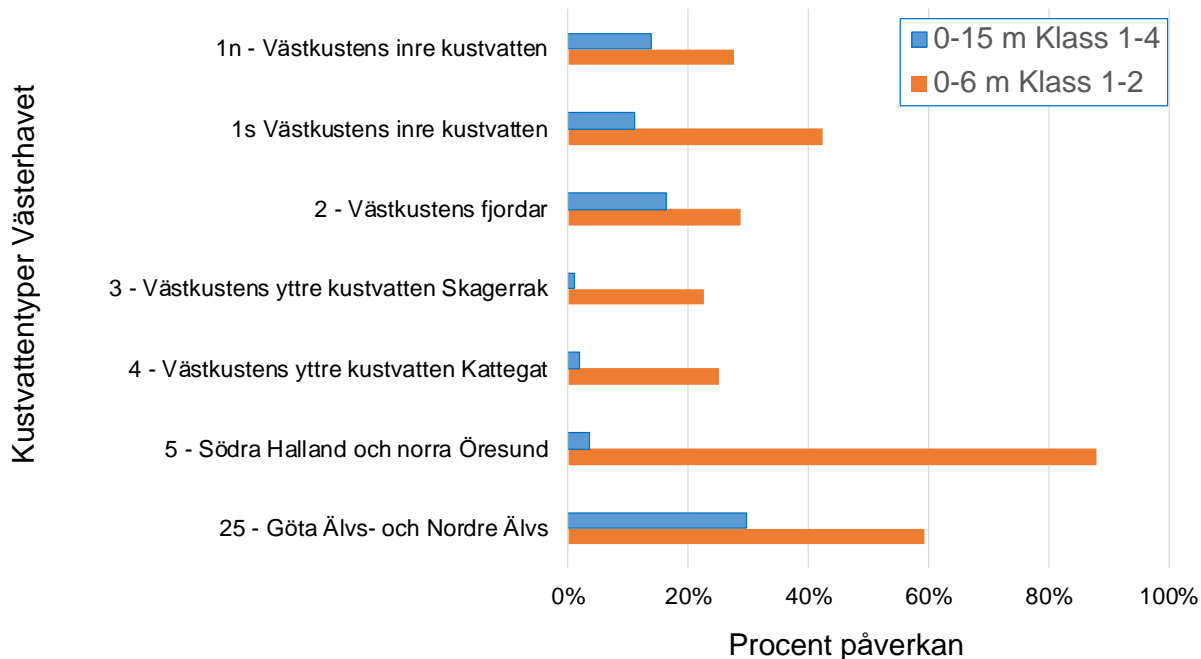
Nedan beskrivs tre olika typer av användningsområden på olika skalor, där också exempel ges på hur underlagen kan användas. Mer detaljerade exempel ges i bilaga G som beskriver en serie hypotetiska fallstudier på olika geografiska skalor.

9.1.1 Fall 1: Bedömning av fysisk påverkan vid statusklassning av EU-direktiv (nationell-regional skala)

Eftersom ovan beskrivna statistik över graden av fysisk påverkan i grunda kustvattenmiljöer kan aggregeras för vald uppföljningsenhet, kan samma underlag användas för att möta behov från olika EU-direktiv. Till exempel finns möjlighet att använda samma statistik på graden av fysisk påverkan för att bedöma både hydromorfologisk status enligt vattenförvaltningen, och status på havsbottens integritet (deskriptor 6) enligt havsmiljödirektivet med fokus på D6C5 (omfattning av negativa effekter), med enda skillnaden att graden av fysisk påverkan aggregeras per vattenförekomst respektive kustvattentyp (del I). Påverkanszonerna används redan inom vattenförvaltningen för bedömning av hydromorfologisk status, dock endast ett utklipp av alla zoner (tre-, eller fyrgradig skala istället för en femgradig skala).

Då graden av fysisk påverkan kan beräknas för varje abiotisk miljötyp ges också möjlighet att vikta de mest värdefulla och känsliga miljöerna vid statusklassningar. Eftersom analyser visar att över 96 % av all långskottsvegetation på mjukbotten längs Sveriges kuster hittas grundare än 6 meter, där över 70 % hittas i de mest vågskyddade områdena (figur 9.1) finns argument för att vikta upp dessa miljöer vid klassningar, också för att en stor majoritet av den fysiska påverkan sker just i dessa miljöer. Då dessa värdefulla livsmiljöer kan utgöra en liten andel av arealen i en vattenförekomst eller kustvattentyp, är det viktigt att hänsyn tas och får genomslag så att påverkan inte försvinner/"späds ut" i ett stort bedömningsområde (bilaga G fallstudie 1a). Detta underlag kan även utgöra en bra grund för expertbedömning av biologin inom vattenförvaltningen, fram till dess att bedömningsgrunder som kopplar till fysisk påverkan har tagits fram.

På motsvarande sätt kan underlagen också användas för att bedöma graden av potentiell fysisk påverkan inom art- och habitatdirektivets olika naturtyper inom vald biogeografisk region, vilket kan bidra till bedömning av bevarandestatus för naturtypen. Underlaget kan även användas för att identifiera åtgärdsbehovet vad gäller fysisk påverkan enligt EU:s restaureringsförordning (Europaparlamentet 2024). Det är dock viktigt att poängtera att de modellerade påverkanszonerna med resulterande bedömning av potentiell påverkan behöver verifieras i fält innan lämpliga åtgärder planeras.



Figur 9.1 Modellerad procentuell areal påverkad av fysiska etableringar, byggnationer och verksamheter inom sju olika kustvattentyper i Västerhavet på 0–15 meter inklusive alla exponeringsklasser (klass 1–4), samt på 0–6 meters djup, med endast de två mest skyddade exponeringsklasserna (klass 1 och 2). Underlag från [Törnqvist m.fl. \(2020a\)](#).

9.1.2 Fall 2. Kustplanering, åtgärder och uppföljning (regional skala)

På regional nivå kan underlagen bidra med viktig information för strategiskt arbete med åtgärder och uppföljning. Statistik och kartunderlag på arealer och utbredning av abiotiska miljötyper (som indikerar förekomst av värdefulla och känsliga arter och habitat) och till vilken grad de är utsatta för fysisk påverkan, kan ge ett bra underlag till kustplanering samt ge information hur väl ett län eller en kommun uppfyller målsättningar från till exempel EU-direktiv, handlingsplaner och andra styrande dokument, samt var problemen finns och förslag på möjliga åtgärder. Dessa underlag kan kompletteras med information från till exempel lokala inventeringar, art- och habitatmodeller, fjärranalys och *riskkartan för grumling* (avsnitt 9.4) för att få en säkrare problembeskrivning. En kommun som ska ta fram en ny översikts- eller detaljplan kan utvärdera om ett område tål fler bryggor samt var dessa kan lokaliseras utifrån befintlig påverkan och känsliga områden, samt även var det är olämpligt med ny exploatering.

Statistik på vilka typer av fysisk påverkan som dominerar inom olika områden och miljötyper, tillsammans med åtgärdsmatriser, kan hjälpa till att identifiera effektiva åtgärder för ett problemområde (bilaga G fallstudie 1b). Bland annat ger det möjlighet att arbeta med prioriteringar av olika verksamheter i området (kapitel 4 prioriteringar), och identifiera potentiella styrmedel enligt DAPSIR-modellen. Vidare kan underlagen ge stöd åt arbetet att säkerställa god konnektivitet och ett ekologiskt livskraftigt nätverk av arter och livsmiljöer längs Sveriges kuster. Med hjälp av kartunderlag på miljötyper och livsmiljöer, och graden av fysisk påverkan kan fördelning av värdefulla livsmiljöer analyseras och åtgärder i form av skydd eller restaurering sättas in strategiskt för att exempelvis förbättra konnektiviteten samt öka den biologiska mångfalden.

Underlagen ger också viktig information vid arbete med områdesskydd, till exempel genom att identifiera potentiellt värdefulla och känsliga miljöer med låg grad av fysisk påverkan, som kan utredas vidare för olika former av skydd. Underlagen ger vidare möjlighet att följa upp hur effektiva områdesskydden varit att motverka fysisk påverkan genom att jämföra graden av påverkan mellan skyddade och oskyddade områden över tid. På samma sätt ger underlagen också möjlighet att följa upp effekten av andra åtgärder utöver områdesskydd mot fysisk påverkan, förutsatt att en återrapportering sker så att underlagen hålls uppdaterade.

9.1.3 Fall 3. Handläggning av småskaliga ärenden (lokal skala)

Vanliga situationer där underlagen kan komma till användning för kommuner och länsstyrelser är vid bedömning av enskilda exploateringsärendens miljöpåverkan vid ansökningar om dispens från strandskydd eller anmälan/ tillstånd för vattenverksamhet, till exempel vid utbyggnad av bryggor eller muddringar. Här kan kartunderlag på abiotiska miljötyper och *bedömningsmatriser* indikera vilka värdefulla och känsliga miljöer och livsmiljöer som kan förekomma i det påverkade aktuella området, som sedan kan stödjas av andra typer av underlag, till exempel tillgängliga habitatkarteringar eller fjärranalyser. Vidare kan statistik tas fram baserat på graden av fysisk påverkan inom till exempel berörd kustvattenförekomst och aktuell abiotisk miljötyp, vilket kan indikera om kumulativ fysisk påverkan utgör ett problem. Genom att använda *riskkartan för grumling* (avsnitt 9.4) kan indikationer fås på hur allvarliga konsekvenser den föreslagna aktiviteten kan få i området. Slutligen kan *åtgärdsmatrisen* hjälpa till att identifiera åtgärder som kan minska påverkan vid situationer där dispens eller tillstånd ges för aktiviteten (bilaga G fallstudie 1c). I faktaruta 9.1 presenteras en sammanfattning över hur underlagen kan användas för ett småskaligt ärende i ett stegvist förfarande.

Faktaruta 9.1 Förslag på hur underlagen kan användas i ett stegvist förfarande vid handläggning av småskaliga ärenden.

Steg 1. Identifiera påverkad abiotisk miljötyp och potentiella habitat i vald vattenförekomst eller vald större enhet

1.1 Använd kartunderlaget som visar förekomsten av abiotiska miljötyper i vald vattenförekomst (eller i vald större enhet) och identifiera vilken miljötyp som skulle påverkas av den planerade aktiviteten.

1.2 Använd tabell 1.2 i bilaga E och identifiera vilka livsmiljöer och arter som sannolikt förekommer i identifierade abiotiska miljötyper i den aktuella vattenförekomsten.

1.3 Undersök om andra kompletterande underlag stödjer identifierad förekomst av livsmiljöer och arter eller ej (fjärranalysunderlag, fältinventering, modellerade habitat, med mera).

Steg 2. Identifiera känslighet för aktuell störning

2.1 Använd tabell 2.3 och tabell 3.2 i bilaga E för att värdera hur känsliga de identifierade livsmiljöerna och arterna, eller den berörda abiotiska miljötypen (om inga livsmiljöer eller arter identifierats), är för den planerade aktiviteten.

2.2 Använd den *naturgeografiska riskkartan för grumling* (om tillgänglig) och bedöm om geologin medför förhöjd risk för påverkan från den planerade aktiviteten.

Steg 3. Landskapsanalys av kumulativa effekter från fysisk påverkan

3.1 Använd statistiska underlag på areal av berörda abiotiska miljötyper i vattenförekomsten, samt andelen av denna miljötyp som är negativt påverkad av fysisk påverkan i vattenförekomsten.

3.2 Ta fram eventuell statusklassning baserad på fysisk påverkan för berörd vattenförekomst, eller kustvattentyp.

Steg 4. Sammanställ bedömningar som kan underlätta beslut i ärendet

4.1 Identifiera vilka livsmiljöer och arter som sannolikt finns i området där aktiviteten planeras, samt hur höga naturvärden de har.

4.2 Bedöm hur känsliga dessa livsmiljöer och arter, samt den abiotiska miljötypen är för den planerade aktiviteten samt om andra abiotiska miljötyper/livsmiljöer i närområdet kan beröras.

4.3 Bedöm om den kumulativa påverkan av den abiotiska miljötypen i vattenförekomsten överstiger eller närmar sig "hållbara nivåer", alternativt angivna tröskelvärden för negativ påverkan.

Steg 5. Om dispens/tillstånd ges – Identifiera lämpliga åtgärder för att minska påverkan

5.1 Använd tabell 4.1 i bilaga E och identifiera lämpliga åtgärder som kan minska påverkan för den planerade aktiviteten i den berörda abiotiska miljötypen.

9.2 Metod för lokal åtgärdsanalys – att välja åtgärd

Här beskrivs en metod för lokal åtgärdsanalys där de framtagna kunskapsunderlagen kan användas av länsstyrelser och kommuner för analys av aktiv och passiv restaurering av ett värdefullt kustområde. Metoden är i första hand inte avsedd att användas i händelsestyrd verksamhet (se istället typfallen i kapitel 9) utan främst i en mer strategisk lokal åtgärdsanalys i ett eller flera specifika områden. Det finns stora svårigheter med att jämföra olika åtgärder med avseende på kostnader och effekter. Förenklingar och antaganden är nödvändiga för att inte analysarbetet ska bli för orimligt omfattande. Syftet med metoden är att strukturera analysen och uppmuntra till jämförande analyser av olika åtgärder, då det tvingar fram betydelsefulla överväganden och lärdomar om vilka åtgärder som är mest effektiva i ett visst område.

9.2.1 Identifiera påverkan och källfördelning

Identifiera och rangordna befintliga källor till fysisk påverkan i det aktuella området, det vill säga bidraget från olika källor/aktörer som bidrar till fysisk påverkan. Utgå från de framtagna kunskapsunderlagen om befintliga habitat, dess känslighet och påverkan. En exakt fördelning av påverkan mellan olika aktörer är ofta svårt att ta fram när det gäller fysisk påverkan, målsättningen är att sortera stort från smått. Källfördelningen är viktig för att få en bild av vilka aktiviteter/aktörer som ger upphov till påverkan i området. Överväg även om det finns annan påverkan än de stora kända antropogena påverkanskällorna i området, vilket kan göra en restaurering av de biologiska värdena mindre effektiv på längre sikt. Källfördelningen ligger till grund för nästa steg, men det är viktigt att inte helt avgränsa analysen till de största påverkanskällorna.

9.2.2 Identifiera passiva och aktiva åtgärder

Identifiera alla lämpliga aktiva restaureringsåtgärder för området. Försök att inkludera flera åtgärder, gärna både biotiska och abiotiska, utifrån olika stadier av skadelindringshierarkin. I kapitel 6 finns närmare beskrivningar av aktiv restaurering. I bilaga E finns även matriser till stöd för att identifiera lämpliga restaureringsåtgärder.

Identifiera därefter alla potentiella passiva åtgärder för alla aktörer som har en påverkan i området. Fokusera inte enbart på de största påverkanskällorna utan försök hitta alla rimliga möjliga åtgärder oavsett källa. Det är viktigt att särskilja på två typer av "åtgärder" under denna process. Den ena är den faktiska åtgärden/aktiviteten eller det förändrade beteendet som direkt minskar fysisk påverkan och den andra det verktyg/styrmedel som åstadkommer åtgärden. Med verktyg/styrmedel avses exempelvis omprövning, tillsyn eller riktad information, se vidare i kapitel 5. Identifiera först den åtgärd per aktör som förändrar den fysiska påverkan och sedan ett eller flera styrmedel/verktyg som åstadkommer åtgärden. För muddring kan den faktiska åtgärden vara dubbla siltgardiner för att begränsa grumlingen och inte miljöbalksprövningen av muddringen som är verktyget/styrmedel. För båttrafik kan det vara minskat svall genom att fritidsbåtar kör långsammare som är åtgärden som minskar påverkan. Om man redan från början har definierat åtgärden som en lokal hastighetsbegränsning (länsstyrelsen ansvarar) kan andra verktyg förbigås, ofta finns det fler än ett styrmedel för att uppnå en passiv åtgärd. Eventuellt kunde samma eller större effekt uppnåtts med en laminerad lapp eller e-post till den lokala fritidsbåtshamnen. Om en åtgärd kan åstadkommas av flera styrmedel/verktyg bör dessa i den fortsatta analysen behandlas separat. Det vill säga att åtgärd A/styrmedel a behandlas som en passiv åtgärd medan åtgärd A/styrmedel b som en annan. Motsvarande gäller också för

styrmedel som åstadkommer flera åtgärder. Om exempelvis ett områdesskydd införs, regleras sannolikt flera aktiviteter med åtgärder som minskar fysisk påverkan. Det övergripande rådet är därför att försöka hålla isär olika åtgärder och styrmedel så långt som möjligt för att dels göra detta moment mer praktiskt genomförbart, dels för att senare lättare kunna jämföra de olika åtgärderna och styrmedlen med varandra. I praktiken är det både lättare och svårare att göra dessa särskiljningar. Det viktiga är att fokus ska ligga på det som faktiskt gör skillnad och minskar den direkta fysiska påverkan i området och inte låsa sig vid ett visst styrmedel. Vad som är relevanta åtgärder och styrmedel behöver avgöras i det enskilda fallet. Begränsa inte antalet åtgärder för mycket, då lågt hängande frukter kan falla bort, men givetvis behöver arbetsinsatsen för analysen bli proportionerlig.

I processen att identifiera åtgärder och styrmedel kan kunskapsunderlagen användas som ett stöd. I bilaga E (se även nedan) listas de nio viktigaste aktiviteterna för påverkan på grunda kustvattenmiljöer (se även avsnitt 8.2). I bilaga E finns även en generell bedömning av olika naturtypers känslighet för respektive påverkan. Använd bilaga E som underlag och utgångspunkt för att identifiera passiva åtgärder som minskar fysisk påverkan.

1. Fysisk konstruktion som täcker havsbotten (till exempel pirar, stenkistor och utfyllnader)
2. Utläggning/drift av rör eller kablar på eller i havsbotten
3. Fysisk konstruktion vid havsytan (till exempel flytbryggor/pålade bryggor och anordningar)
4. Muddring av bottensediment nära eller i känsliga miljöer
5. Dumpning av muddermassor i närliggande kustvatten
6. Vattenbruksverksamhet
7. Båttrafik
8. Ankring
9. Andra fritidsaktiviteter (bad, fritidsfiske, dykning) förutom fritidsbåtar

9.2.3 Uppskatta effekter och kostnader

Därefter ska *effekter* och *kostnader* uppskattas för de relevanta passiva och aktiva restaureringsåtgärderna. Med effekt i detta sammanhang avses en bedömning av utfallet av tre sammanvägda parametrar, (1) *Yta återställd miljö, samt miljöns (2) struktur och (3) funktion.*

Eventuellt kan det vara svårt att uppskatta de passiva åtgärderna utifrån de tre ovanstående parametrarna. De passiva åtgärderna kan då jämföras sinsemellan i ett första steg som utgår från *minskad fysisk påverkan på livsmiljöer i det aktuella området*. Beakta att de passiva åtgärdernas effekt är beroende av vilka livsmiljöer/arter/ekosystem som finns i området, hur omfattande aktiviteten förekommer i området, hur mycket den påverkar, samt även hur stor inverkan på påverkan den valda åtgärden eller styrmedlet har. Analysen är således en sammanvägning av flera faktorer. För att hålla isär de olika faktorerna kan analysen göras stegvis, till exempel stor/liten aktivitet i området – stor/liten påverkan av varje enskild aktivitet – styrmedlet minskar påverkan mycket/lite. Det går även att göra en förenklad samlad bedömning.

Det är viktigt att kunna jämföra olika typer av åtgärder i en expertbedömning, passiva mot aktiva även om dessa skiljer sig. Försök därför att redovisa både passiva och aktiva åtgärder med avseende på samma effekter så att de kan jämföras med varandra i nästa steg. Om möjligt, gör effektanalysen kvantitativt så långt som möjligt. Vanligtvis är detta svårt och då kan det räcka att gradera effekterna i en skala, till exempel ett till tio.

Kostnader omfattar alla kostnader som behövs för att åstadkomma åtgärden. Identifiera och uppskatta samtliga kostnader för både genomförandet av åtgärden och det eventuella styrmedel som åstadkommer den, även om det blir grova uppskattningar och antaganden emellanåt. Med samtliga kostnader avses även arbetstid av tjänstemän samt tid och kostnader för privatpersoner och företag. Exempelvis kanske området behöver undersökas innan åtgärd, entreprenör upphandlas, föreläggande skrivs, tillståndsansökan prövas med mera. Om inte alla kostnader inkluderas är det svårt att jämföra åtgärder med varandra. Notera vilken aktör som bär kostnaderna för åtgärden men välj inte bort åtgärder i detta steg (se finansiering nedan). I en kostnadseffektivitetsanalys görs i princip ingen skillnad mellan vem som bär kostnaderna eftersom den som betalar åtgärden inte alltid behöver vara samma aktör som utför den. I praktiken är finansieringsfrågan dock en svår fråga, se vidare nedan.

9.2.4 Val av åtgärd

Det är svårt att välja en enskild princip som ska avgöra om en åtgärd ska genomföras eller inte. Nedan görs en genomgång av några viktiga avvägningsprinciper som kan utgöra grund för åtgärdsvalet.

Effekt är ett grundläggande kriterie som behöver beaktas. De samlade åtgärderna behöver ge tillräcklig effekt. Kostnadseffektivitet lyfts ofta fram som en viktig princip och motiv för prioritering, det vill säga att genomföra de aktiva/passiva åtgärder som ger mest effekt per satsad krona. Det innebär att åtgärder som har bäst kvot mellan effekt och kostnad prioriteras, oavsett vem som betalar för den. Notera att billiga åtgärder med medelstor effekt kan prioriteras högre än en dyr åtgärd av den största påverkanskällan i området. Detta är en av anledningarna till att inte enbart fokusera analysen på de stora påverkanskällorna eller på de "stora" åtgärderna. I många områden kan man nå långt med de lågt hängande frukterna, i form av enkla och billiga åtgärder som kan genomföras förhållandevis snabbt. Vanligtvis behöver dock även de stora påverkanskällorna adresseras för att uppnå en tillräcklig reduktionsnivå av påverkan. Det kan även vara viktigt att göra en check av kostnadseffektiviteten jämfört med aktiv restaurering, det vill säga är kostnadseffektiviteten för de passiva restaureringsåtgärderna jämförbar mot den för aktiv restaurering.

Finansiering och vem som bär kostnaderna är viktigt att beakta i val av åtgärder. Både staten, kommuner, privatpersoner/fastighetsägare och företag har begränsade resurser och en åtgärd innebär att något annat prioriteras bort. Vissa kostnadseffektiva åtgärder behöver prioriteras bort eftersom de inte kan finansieras, alternativt det finns effektivare åtgärder i andra prioriterade områden. Innan passiva åtgärder prioriteras bort bör man överväga om det finns fler sätt att finansiera åtgärden. Exempelvis kan en viss medfinansiering från en aktör göra det möjligt för en annan aktör att bära kostnaden. Det kan också finnas andra sätt att kompensera en aktör för kostnader, till exempel genom förenklingar eller fördelar på annat håll. I frågor om finansiering behöver även den grundläggande miljöbalksprincipen "förorenaren betalar" övervägas.

Valet av åtgärd blir således ofta en sammanvägning av flera faktorer. Det är vanligtvis inte möjligt att göra en fullskalig samhällsekonomisk lönsamhetsanalys där nyttor vägs mot kostnader, som helst också kompletteras med en konsekvensanalys. Det är dock viktigt att valet är baserat på faktabaserade avvägningar som tar hänsyn till både effekt, kostnad och konsekvenser för stat/kommun och aktörer.

10 Implementering och uppdatering av underlag

I kapitel 6 i del I presenteras grundförutsättningarna för ett enhetligt och gemensamt arbetssätt och adaptiv förvaltning. En adaptiv förvaltning av det strategiska åtgärdsarbetet förutsätter att underlagen till stöd för detta uppdateras efter hand som ny kunskap blir tillgänglig. I följande text presenteras ett förslag till en arbetsprocess för detta, samt andra processer arbetet är beroende av. Dessutom är det ytterst viktigt att de underlag som tas fram (kartor, listor, tabeller och rapporter) (tabell 10.1) effektivt tillhandahålls målgruppen som arbetar med förvaltningsfrågor som påverkar kustvattenmiljön.

Tabell 10.1 Lista på de geografiska underlag (GIS) som behövs för ett enhetligt och gemensamt arbetssätt, samt hur de lämpligtvis tas fram och ajourhålls.

| Underlag | Tas fram... | Ajourhålls |
|---|---|--|
| Kartlagda påverkanstryck | Inom miljöövervakningen | Vart 6:e år eller tätare |
| Modellerade påverkanszoner | Inom miljöövervakningen | Vart 6:e år eller tätare |
| Bedömningsmatriserna | Inom åtgärdsarbetet | Vart 6:e år eller tätare |
| Abiotiska miljötyper | Inom åtgärdsarbetet | Vid ny sjömätning eller liknande |
| Påverkanszoner skurna mot abiotiska miljötyper, ger andel påverkan inom respektive miljötyp | Inom åtgärdsarbetet | Efter revidering av påverkanszoner |
| Påverkanszoner skurna mot abiotiska miljötyper och önskad större uppföljningsenhet, ger andel påverkan inom respektive vattenförekomst | Inom åtgärdsarbetet | Efter revidering av påverkanszoner |
| Riskkarta för grumling | Inom åtgärdsarbetet | Vid bättre jordartskarta, ny sjömätning eller liknande |
| Biotiska livsmiljöer enligt krav inom EU-direktiv och förordningar | Inom Nationell Marin Kartering (NMK) och miljöövervakningen | Inför respektive rapportering samt behovsanpassat |
| Digitalt register över påverkanstryck (vattennära verksamheter) | Inom miljöövervakningen | Vart 6:e år eller tätare |

Nedan används abiotiska miljötyper för att beteckna förutsättningar för livsmiljöer medan modellerad eller kartlagd utbredning utifrån data för arter och livsmiljöer benämns biotiska livsmiljöer.

10.1 Revidering av underlagen inför varje utvärderingsperiod

Grunden i arbetet är att arbeta med abiotiska miljötyper som fångar in förutsättningar för olika livsmiljöer samt kartläggning av fysisk påverkan med modellerade påverkanszoner. Det behövs även modeller över förutsättningar för i synnerhet de prioriterade biotiska livsmiljöerna och arterna, samt modeller över aktuell förekomst av livsmiljöer.

Ovanpå denna grund är det möjligt att med samma metodik analysera och kvantifiera risk för påverkan på biotiska livsmiljöer, via inventerade eller modellerade artutbredningar. I samband med bland annat rapportering av EU-direktiven och vid arbete med områdesskydd ses prioriteringen av biotiska livsmiljöer över och kartor/modeller för utbredning och förekomst av dessa revideras främst inom NMK. Eventuella ändringar i bedömnings- och åtgärdsmatriser för dessa livsmiljöer utförs i denna process. De abiotiska miljötyperna samt riskkartan för grumling ses även över vid ny tillgång på data.

Kartläggning av fysisk påverkan i den grunda kustvattenmiljön sker främst genom pågående övervakning av fysisk påverkan. Denna kartläggning resulterar bland annat i en regelbunden revidering av de modellerade påverkanszonerna som utgör en viktig del av åtgärdsarbetets underlag.

Med hjälp av uppföljning/övervakning och rapportering enligt havsmiljödirektivet, ser Havs- och vattenmyndigheten över bedömningen av livsmiljöer och påverkansfaktorer per kustvattentyp, utifrån biologi (enligt Eunis³⁷) och uppdaterade modellerade påverkanszoner. De uppdaterade modellerade påverkanszonerna (en 3- eller 4-gradig skala) används även som ett av flera underlag för rapportering inom vattenmiljödirektivet.

Steg 1: Samla in och förbered ingående data och verktyg

- Uppdatering av underlag för fysisk påverkan, enligt nationella miljöövervakningens övervakningsmanual.
- Riskkartan för grumling revideras vid behov genom insamling av jordartskartor från SGU och omklassning av dessa, metod enligt bilaga E.

SGU:s analysmiljö för bentiska förhållanden (benämnd "Melody") används för att se över och ta fram relevanta underlag.

Leverans: Produktionsmiljö, grunddata om fysisk påverkan och modellerade påverkanszoner.

Ansvarig för utförandet av steg 1: Havs- och vattenmyndigheten (beställare), SGU eller likvärdig (utförare). Arbete till grund för detta steg bedrivs inom miljöövervakningens program, fysisk störning.

Steg 2: Se över prioriteringen av arter och livsmiljöer samt bedömnings- och åtgärdsmatriser

Detta arbete löper parallellt med implementeringen av åtgärdsarbetet och är en förutsättning för att detta ska fungera optimalt. Att ta fram utbredningskartor över livsmiljöer utförs dock inom övrigt nationellt och regionalt arbete med marina livsmiljöer.

- Med utgångspunkt från nationell och EU-lagstiftning, samt nya kunskapslägen, ses prioriteringslistan över för arter och livsmiljöer. Exempelvis enligt konkretisering och revidering av havsmiljödirektivets och art- och habitatdirektivets miljötyper respektive naturtyper och EU:s restaureringsförordning, ramverket för marint områdesskydd, nationella havsplaneringen, samt Helcom Holas.
- Prioritering för revidering av kartor och modeller för prioriterade arters och livsmiljöers förekomst sker efter bristanalys och enligt verktyget för naturvärdesbedömning i marina områden, Mosaic.

³⁷ Eunis är ett omfattande pan-europeiskt system för habitatidentifiering. Klassificeringen är hierarkisk och täcker alla typer av livsmiljöer från naturliga till artificiella, från terrestra till sötvatten och marina. Livsmiljötyperna identifieras med specifika koder, namn och beskrivningar och har översättningsnycklar till andra habitattypologier.

<https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser-revised.jsp>

- Bedömnings- och åtgärdsmatriser för arter och livsmiljöer revideras utifrån ny kunskap.

Leverans: Uppdaterad prioriteringslista för arter och livsmiljöer. Uppdaterad känslighetsmatris till stöd för påverkansanalyser.

Ansvarig för utförandet av steg 2: Havs- och vattenmyndigheten (beställare), SLU Artdatabanken (utförare).

Steg 3: Förbättra biologiska kartunderlag

Med utgångspunkt i de i steg 2 prioriterade livsmiljöerna, utifrån exempelvis restaureringsförordningen eller bedömning inom Havsmiljödirektivet, tas uppdaterade kartunderlag fram, vilka sedan kan användas för att följa upp dessa livsmiljöer. Detta arbete sker gemensamt via samråd och planering inom NMK och efter en gemensam "roadmap" där behoven av kunskap om livsmiljöer prioriteras och planeras mot kommande rapporteringar. Förslaget är att detta samordnas inom NMK.

- Kartläggning och modeller från bland annat NMK justeras och kompletteras utifrån uppdaterad kunskap för prioriterade arter och livsmiljöer (steg 2). Nya underlag tas fram för:
 - förutsättningar för olika biotiska livsmiljöer (deras abiotiska förutsättningar).
 - modell över prioriterade arter och livsmiljöers potentiella förekomst.
- Baserat på resultat och bristanalys (modellkvalitet, geografiska luckor) uppdateras kartläggningsplanen för nästa cykel av NMK i samordning med lokala kartläggningsprogram.
- Kartläggningsplanen omfattar både planering av studier i fält och utveckling av olika modelleringsmetoder för att mer precist kunna följa arters utbredning.

Leverans: Uppdaterade kartunderlag för abiotiska miljötyper inklusive art- och habitatdirektivets naturtyper och listade Eunis-habitat; Modeller över biotiska livsmiljöer utifrån artförekomst för prioriterade livsmiljöer som visar dels områden lämpliga för respektive biotisk livsmiljö, dels trolig förekomst i dagsläget.

Ansvarig för utförandet av steg 3: Havs- och vattenmyndigheten (beställare), SGU samt SLU Aqua (utförare).

10.2 Analysarbete

Efter att kartunderlagen uppdaterats kan dessa användas för analyser av den faktiska situationen/statusen avseende fysisk påverkan och prioriterade livsmiljötyper. De kan även användas för att studera effekter av påverkan och åtgärder. Arbetsmomentet förbättras och stärks av att ett digitalt register tas fram över påverkanstryck (anmälningspliktiga, tillståndspliktiga, dispenser) i vattenområdet. Genom detta register kan man följa upp otillåtna verksamheter genom att jämföra faktiska påverkanstryck enligt kartläggningen med registerförda och tillståndsgivna.

Steg 1: Omvandla modellerade påverkanszoner till mer specifik risk för påverkan

Olika livsmiljöer är olika känsliga för olika typer av fysisk påverkan och för hydromorfologiska förändringar. I det strategiska åtgärdsarbetet används modellerade påverkanszoner som utgör en schematisk skattning av risk för påverkan. För att få en mer specifik och detaljerad skattning av risken för olika arter, habitat och abiotiska miljötyper görs därför en anpassad avgränsning av påverkanszonerna enligt framtagen bedömningsmatris för olika habitat och miljötypers känslighet för olika typer av påverkan enligt tabell 3.2 i bilaga E.

- Avgränsa påverkanszon i enlighet med miljötypen och livsmiljöns känslighet för olika typer av påverkan.
- Överlagra livsmiljöer med denna avgränsning och ta fram anpassade påverkanszoner.

Verktyg: GIS-verktyg för selektion och överlagring (union).

Leverans: Polygoner med risk för påverkan, per livsmiljö och uppföljningsenhet.

Ansvarig för utförandet av steg 3: Havs- och vattenmyndigheten (beställare), SGU samt SLU Aqua (utförare).

Steg 2: Uppföljning av åtgärdsarbetet genom att aggregera påverkanszoner för respektive livsmiljö per uppföljningsenhet över tid

Genom en överlagring av modellerade påverkanszoner (steg 1 ovan) för respektive miljötyp och livsmiljö inom en uppföljningsenhet får man en skattning av ytan som riskerar att påverkas negativt. Denna yta kan över tid öka om utbredningen av fysisk påverkan ökar, men också minska om passiva åtgärder avlägsnar vissa typer av påverkan, eller om en livsmiljö återskapas genom aktiv restaurering. Genom att upprepa skattningen av den påverkade ytan mellan förvaltningscykler fås därför ett kvantitativt mått på åtgärdsarbetets resultat inom valt bedömningsområde för uppföljning och rapportering. Analysen kan också användas för att bedöma utfall i modellerade åtgärdsscenario ("vad händer om vi gör x?"). Arbetsmoment och underlag som tas fram i detta steg:

- Insamling/digitalisering av olika genomförda åtgärder i kustvatten (från den nationella databasen *Åtgärder i vatten*).
- Beräkning av förändring i utbredning av risk för påverkan enligt ny kartering av fysisk påverkan, redovisade åtgärder, modellerade påverkanszoner, kartlagda/modellerade livsmiljöer och bedömningsmatriser på arters känslighet inom vald uppföljningsenhet.
- Beräkning av eventuell areell/procentuell nettovinst (minskning av skattad risk) som resulterat från olika åtgärder (redovisade i *Åtgärder i Vatten*).
- Beräkning av exploateringsstakt baserat på karterad fysisk påverkan.
- Från detta tas statistik i tabellform ut, nedbrutet på aktuell uppföljningsenhet.

Verktyg: Modell för påverkanszon och modeller för livsmiljöer. Process – inom miljöövervakningen används en FME-modell³⁸ som ger tabelldata utifrån geografiska data.

Leverans: Areell utbredning och statistik över förändringar; aktivt åtgärdad yta, passivt fredad yta, ny yta med risk för påverkan.

Ansvarig för utförandet av steg 2: Havs- och vattenmyndigheten (beställare), i samarbete med länsstyrelsen i Jönköpings län (*Åtgärder i vatten*), samt SGU (utförare).

Steg 3: Analysera vilka påverkanstryck/drivkrafter som påverkar livsmiljöerna, per uppföljningsenhet

För att tillmötesgå kraven inom EU-direktiven att koppla påverkanstryck till samhällelig drivkraft, samt för att möjliggöra en effektivare kustzonsplanering som tillåter olika ekonomiska analyser, delas de kartlagda påverkanstrycken (objekt) upp per påverkanstyp. Dessa kan i sin tur delas upp enligt samhällssektor/drivkraft och en rangordning mellan dem skattas genom att beräkna area/förekomst inom varje uppföljningsenhet, per påverkanstyp, se även resonemang i [Törnqvist m.fl. \(2020a\)](#), samt dess appendix C6.

³⁸ FME (Feature Manipulation Engine) är ett verktyg för att konvertera data mellan i princip vilka olika format som helst, både dataformat och databaser. Särskilt användbart vid stora datamängder.

- Utgå från kartlagda påverkanstryck (objekt). Bilda smal buffert (5 till 25 meter beroende på objekt, i snitt cirka 10 meter) över direkt påverkad yta, per påverkanstryck och uppföljningsenhet.
- Sammanställ beräknad area av olika typer av påverkanstryck inom respektive livsmiljö och vald uppföljningsenhet för att bedöma vilka påverkanstryck som dominerar.
- Om behov föreligger, aggregera typerna enligt gällande DAPSIR-schema för rapporteringsändamål ([Borja m.fl. 2006](#) med referenser).

Verktyg: Process – från FME-modellen erhålls statistik i tabellform utifrån de geografiska underlagen med utgångspunkt från förekomst/area av olika påverkanstryck i respektive livsmiljö och uppföljningsenhet.

Leverans: Statistik med rankning av påverkanstryck per abiotisk eller biotisk livsmiljö och uppföljningsenhet, samt eventuell statistik över drivkrafter.

Ansvarig för utförandet av steg 3: Havs- och vattenmyndigheten (beställare). Arbetet bedrivs inom miljöövervakningens program fysisk störning.

Steg 4: Planering och åtgärder – hänsyn och konsekvenser för det löpande arbetet

De uppdaterade underlagen är viktiga i det löpande arbetet med fysisk planering i kustzonen, inom havsplaneringen, i löpande arbetet med åtgärder och restaurering, samt vid bedömning av enskilda ärenden (avsnitt 9.2 samt bilaga G). Som en del av detta arbete analyseras påverkanstryckens fördelning i landskapet och per livsmiljö. Underlagen kan även användas för att analysera och stämma av konsekvenser av den fysiska planeringen och behovet av genomförda och planerade åtgärder utifrån åtgärdsbehoven. Det är viktigt att identifiera åtgärdsbehoven utifrån olika samhällsintressen och drivkrafter exempelvis inom strandskydd, områdesskydd och transportsektorn. Exempel på analyser Inom detta moment:

- Analysera påverkanstryck och påverkanszoner enligt steg 2–3 ovan för att beskriva den kumulativa fysiska påverkan inom vald uppföljningsenhet samt hur den förändras över tid.
- Analysera fördelningen av abiotiska miljötyper eller biotiska livsmiljöer och påverkan, för att se hur representativitet och konnektivitet mellan miljöerna kan uppnås.
- Analysera/visualisera hur påverkanszonerna förekommer och förändras med avseende på andra intressen så som:
 - strandskydd och lokal utveckling inom en kommun,
 - viktiga verksamheter och ekonomiska intressen i kustzonen,
 - områdesskydd och andra områden med behov av hänsyn
- Analysera måluppfyllnaden av miljökvalitetsnormer per uppföljningsenhet.
- Analysera hur befintliga verksamheter i vatten inverkar på areal, struktur och funktion hos arter och habitat.
- Analysera hur planerade och befintliga verksamheter i vatten påverkar åtgärdsarbetet, det vill säga om samhällsutvecklingen motverkar restaureringsmålen.
- Sammanställ lämpliga lokala åtgärder per uppföljningsenhet enligt åtgärds- och känslighetsmatrisen utifrån prioriterade arter och livsmiljöer och med hänsyn taget till arealmål.

Leverans: Exempelvis kartunderlag för fysisk planering, områden för hänsyn eller angelägna för åtgärder. Karta/lista med uppföljningsenheter som behöver åtgärder, lista med lämpliga åtgärder per uppföljningsenhet.

Ansvarig för utförandet av steg 3: Havs- och vattenmyndigheten (beställare). Arbetet bedrivs vid respektive myndighet; länsstyrelse och kommun.

10.3 Tillgängliggörande av kartunderlag och statistik

Underlag (kartor, listor, tabeller och rapporter) som tas fram som stöd för det strategiska åtgärdsarbets genomförande ska finnas och vara tillgängliga för en bred förvaltning. Med dessa som utgångspunkt kan lokala och regionala myndigheter beakta utbredningen av värdefulla och känsliga livsmiljöer tillsammans med utbredning av fysisk påverkan, så att negativa effekter av verksamheter, inklusive kumulativa effekter, undviks eller minimeras. Exempel på användning se kapitel 9 och bilaga G.

Ansvarig för utförandet: Havs- och vattenmyndigheten.

10.3.1 Datavärdskap och förvaltning

För att implementera analysmetoden och ta fram samt uppdatera underlagen ställs krav på förvaltning av både metoder och underlag. Här ges förslag på ansvars- och rollfördelning:

Havs- och vattenmyndigheten: Förvaltar dels de underlag som tas fram för fysisk påverkan/störning, enligt beslutad manual för nationella miljöövervakningen, liksom övriga underlag, exempelvis prioriteringslistor och bedömningsmatriser, underlag för abiotiska miljötyper och riskkartan för grumling. Vidare ingår att övriga nationella underlag gällande prioriterade livsmiljöer som HaV låter ta fram, exempelvis inom nationell marin kartering, NMK, ska komma arbetet med restaurering till nytta.

SGU (koordinerat med NMK): Förvaltar analysmiljön för abiotiska miljötyper, bentiska arter och livsmiljöer. Analysmiljön inkluderar miljövariabler och biologiska träningsdata som går att använda för rumslig modellering. Förvaltar abiotiska och biotiska habitatmodeller, modeller och metoder för sammanställning och statistik, samt överlagringsanalyser (verktyg i ArcGIS eller motsvarande). Eftersom data om havsbotten omfattas av sekretess är det naturligt att SGU förvaltar dessa data då de har tekniska förutsättningar och uppfyller gällande säkerhetskrav för detta. SGU tar även på förfrågan fram revideringar av riskkartan för grumling.

Naturvårdsverket: Förvaltar vattenmasken som är ett geografiskt skikt där marint vatten avgränsas gentemot limniskt. Vattenmasken är en delprodukt inom [nationella marktäckedata, NMD](#) (Hav kod 62).

SMHI/Lantmäteriet: Förvaltar geografisk information om administrativa uppföljningsenheter/bedömningsområden; vattenförekomster, kustvattentyper, län, kommuner, vattendistrikt och så vidare. Dessa anpassas av SGU för att fungera i upplösningen 10 meter x 10 meter enligt NMD vattenmask.

SLU Artdatabanken: Tar på uppdrag av HaV fram information om marina livsmiljöer exempelvis enligt art- och habitatdirektivet. Detta innefattar information om utpekade arter och naturtyper, samt GIS-underlag som beskriver dessa. Kartunderlagen/modellerna revideras av bland annat länsstyrelserna och vid behov av SGU efter samråd med Havs- och vattenmyndigheten.

SLU Aqua: Tar på uppdrag av HaV fram geografiska kunskapsunderlag för olika fiskarter. Dessa ställs vid behov SGU till förfogande för olika påverkansanalyser och utdrag av statistik.

Länsstyrelsen i Jönköping: Förvaltar på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten nationella databasen Åtgärder i Vatten.

Referenser

- Austin, Å.N., Hansen, J.P., Donadi, S., & Eklöf, J.S. (2017). Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. *PLOS one*, 12, e0181419.
- Baden, S., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., & Rosenberg, R. (2003). Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio*, 32, 374-377.
- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.J., & Åberg, P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 61-73.
- Baden, S., Hernroth, B. & Lindahl, O. (2021). Declining populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic coastal waters – A Swedish perspective. *Journal of Shellfish Research*, 40, 269-296.
- Bayraktarov, E., Saunders, M.I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H.P., Mumby, P.J., & Lovelock, C.E. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26, 1055-1074.
- Bergström, L., Borgström, P., Smith, H.G., Bergek, S., Caplat, P., Casini M., Ekroos J., Gårdmark A., Halling C., Huss M., Jönsson A.M., Limburg K., Miller P., Nilsson L., & Sandin L. (2020). Klimatförändringar och biologisk mångfald – Slutsatser från IPCC och IPBES i ett svenskt perspektiv. SMHI och Naturvårdsverket. Klimatologi Nr 56. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=-3916&pid=diva2%3A1469212>
- Bergström, L., Bergström, U., Cole, S., Hasselström, L., Kraufvelin, P., Moksnes, P.-O., Sundblad, G., Söderqvist, T., & Wikström, S.A. (2021). Ekologisk kompensation i kustmiljön. Hur kan man uppväga förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i samband med mänsklig verksamhet i kustområdet? Naturvårdsverket, Rapport 6994, 70 s. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=-3916&pid=diva2%3A1469212>
- Bergström, U., Sundblad, G., Söderqvist, T., Cole, S., Hasselström, L., Kraufvelin, P., Moksnes, P.-O., Wikström, S., & Bergström, L. (2022a). Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering – dagens tillämpning av ekologisk kompensation och särskild fiskeavgift samt möjlig vidareutveckling. Aqua reports 2022:21. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.24eqp270hp>
- Bergström, U., Berkström, C., Sköld, M. (eds.), Börjesson, P., Eggertsen, M., Fetterplace, L., Florin, A-B., Fredriksson, R., Fredriksson, S., Kraufvelin, P., Lundström, K., Nilsson, J., Ovegård, M., Perry, D., Sundelöf, A., Wikström, A., & Wennhage, H. (2022b). Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. Aqua reports 2022:20. Swedish University of Agricultural Sciences. 289 pp. DOI: <https://doi.org/10.54612/a.10da2mgf51>
- Berkström, C., Wennerström, L., & Bergström, U. (2022). Ecological connectivity of the marine protected area network in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak: Current knowledge and management needs. *Ambio*, 51, 1485-1503.
- Berkström, C., Kraufvelin, P., Sacre, E. & Bergström, U. (2024). Konnektivitet och fysisk påverkan i kustvatten – en sammanställning över kunskapsläget och förslag till revidering av bedömningsgrund. Aqua reports 2024:4. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.18qgh1vuac>
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., & Valencia, V. (2006). The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 84-96.
- Boverket (2021). Översyn av kriterierna för och anspråk på områden av riksintresse. Boverkets regeringsuppdrag att samordna fem myndigheters översyn av riksintresseanspråk. Rapport 2021:4.

- Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., & Bergström, U. (2015). Ekosystemtjänster från svenska hav. Status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:12. 92 s. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1367726/FULLTEXT01.pdf>
- 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.
- Bryhn, A.C., Bergek, S., Bergström, U., Casini, M., Dahlgren, E., Ek, C., Hjelm, J., Königson, S., Ljungberg, P., Lundström, K., Lunneryd, S.G., Overgård, M., Sköld, M., Valentinsson, D., Vitale, F., & Wennhage, H. (2022). Which factors can affect the productivity and dynamics of cod stocks in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak? *Ocean and Coastal Management*, 223, 106154.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., & Milner-Gulland, E.J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47, 369-380.
- Christie, H., Kraufvelin, P., Kraufvelin, L., Niemi, N., & Rinde, E. (2020). Disappearing blue mussels—can mesopredators be blamed? *Frontiers in Marine Science*, 7, 550.
- Cole, G.S., & Moksnes, P.-O. (2016). Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*, 2, 121.
- Danielsson, P., Kling, J., Rydell, B., & Kiilsgaard, R. (2016). Naturanpassade erosionskydd i vattendrag. En förstudie, Statens geotekniska institut, SGI Publikation 28, Linköping. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300088/FULLTEXT01.pdf>
- Dankers, P.J.T. (2002). The behaviour of fines released due to dredging. A literature review. TU Delft Hydraulic Engineering Section, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, the Netherlands, 59 pp.
- Danovaro, R., Aronson, J., Bianchellim S., Boström, C., Chen, W., Cimino, R., Corinaldesi, C., Cortina-Segarra, J., D'Ambrosio, P., Gambi, C., Garrabou, J., Giorgetti, A., Grehan, A., Hannachi, A., Mangialajo, L., Morato, T., Orfanidis, S., Papadopoulou, N., Ramirez-Llodra, E., Smith, C.J., Snelgrove, P., van de Koppel, J., van Tatenhove, J. & Fraschetti, S. (2025). Assessing the success of marine ecosystem restoration using meta-analysis. *Nature Communications*, 16, 3062.
- Degerman, E., Tamario, C., Sandin, L., & Törnblom, J. (2017). Fysisk restaurering av sjöar. Aqua reports 2017:10. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund, 105 s. https://pub.epsilon.slu.se/15571/1/degerman_e_et_al_180701.pdf
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P., & van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1, 50-61.
- Dolmer, P., Kristensen, P.S., Hoffmann, E., Geitner, K., Borgstrøm, R., Espersen, A.C., Petersen, J.K., Clausen, P., Bassompierre, M., Josefson, A., Laursen, K., Petersen, I.K., Tørring, D. B., & Gramkow, M. (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. DTU Aqua-rapport No. 212-09, 127 s. <http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter.aspx>
- Ejhed, H., E. Widén-Nilsson, J. Tengdelius-Brunell, and J. Hytteborn. 2016. Nutrient loads to the Swedish marine environment 2014—Sweden's Report for HELCOM's Sixth Pollution Load Compilation. Swedish Agency for Marine and Water Management, Report 2016, Gothenborough, Sweden, 12 pp (in Swedish, English summary).

- Eklöf, J.S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J.P., Eriksson, B.K., & Bergström, U., (2020). A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology*, 3, 459.
- Enetjärn, A., Cole, S., Kniivilä, M., Hårklau, S.E., Hasselström, L., Sigurdson, T., & Lindberg, J. (2015). Environmental compensation – Key conditions for increased and cost effective application. *TemaNord*, 2015, 572.
- Eriander, L., Infantes, E., Olofsson, M., Olsen, J.L., & Moksnes, P.O. (2016). Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 479, 76-88.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., & Moksnes, P.O. (2017). The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean and Coastal Management*, 148, 182-194.
- Europaparlamentet (2024). Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2024/1991 av den 24 juni 2024 om restaurering av natur och om ändring av förordning (EU) 2022/869. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401991
- Europeiska kommissionen (2022). EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030. Ge naturen större plats i våra liv. Meddelande från kommissionen till europaparlamentet, rådet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén. Bryssel den 20.5.2020 COM(2020) 380 final: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0010.02/DOC_1&format=PDF
- Faithfull, C., Tamarit Castro, E., Kraft, E., & Nordling, P. (2022). Restaurering av kransalgsängar – test av metodik med borststräfsse (*Chara aspera*) och rödsträfsse (*C. tomentosa*). *Aqua reports* 2022:4. Sveriges lantbruksuniversitet. 46 s. https://pub.epsilon.slu.se/27238/1/faithfull_c_et_al_220301.pdf
- Faithfull, C.L., Tamarit, E., Nordling, P. & Kraft, E. (2024). Restoring charophytes is still a challenge: A call for developing successful methods. *Aquatic Botany*, 193, 103777.
- Ferguson, R.I., & Church, M. (2004). A simple universal equation for grain settling velocity. *Journal of Sedimentary Research*, 74, 933-937.
- Fiskeriverket (2006). Områden av riksintresse för yrkesfisket. Fiskeriverket informerar 2006:1. ISSN1404-8590. 66 sidor; [Riksintressen tryck ny.indd \(havochvatten.se\)](https://www.havochvatten.se/riksintressen/tryck_ny.indd)
- Fraschetti, S., McOwen, C., Papa, L., Papadopoulou, N., Bilan, M., Boström, C., Capdevila, P., Carreiro-Silva, M., Carugati, L., Cebrian, E., Coll, M., Dailianis, T., Danovaro, R., De Leo, F., Fiorentino, D., Gagnon, K., Gambi, C., Garrabou, J., Gerovasileiou, V., Hereu, B., Kipson, S., Kotta, J., Ledoux, J.-B., Linares, C., Martin, J., Medrano, A., Montero-Serra, I., Morato, T., Pusceddu, A., Sevastou, K., Smith, C.J., Verdura, J., & Guarneri, G. (2021). Where is more important than how in coastal and marine ecosystems restoration. *Frontiers in Marine Science*, 8, 626843.
- Fredriksen, S., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K.M., Steen, H., Bodvin, T., Coleman, M.A., Moy, F., & Wernberg, T. (2020). Green gravel: a novel restoration tool to combat kelp forest decline. *Scientific Reports*, 10, 1-7.
- Fredriksson, R., Bergström, U., & Olsson, J. (2013). Riktlinjer för uppföljning av fiskevårdsåtgärder i kustmynnande våtmarker med fokus på gädda. *Aqua reports* 2013:7. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 62 s. https://pub.epsilon.slu.se/14195/1/fredriksson_r_et_al_170327.pdf
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzaler, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K.W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.

- Gari, S.R., Newton, A., & Icely, J.D. (2015). A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean and Coastal Management*, 103, 63-77.
- Geist, J., & Hawkins, S.J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 942-962.
- Gubbay, S., Sanders, N., Haynes, T., Janssen, J.A.M., Rodwell, J.R., Nieto, A., Garcia Criado, M., Beal, S., Borg, J., Kennedy, M., Micu, D., Otero, M., Saunders, G., & Calix, M. (2016). *European red list of habitats. Part 1: Marine habitats*. European Union. <https://edepot.wur.nl/404542>
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson, B.K., & Eklöf, J.S. (2019). Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*, 48, 539-551.
- Hansen, J., Anderson, H.C., Bergström, U., Borger, T., Brelín, D., Byström, P., Eklöf, J., Kraufvelin, P., Kumblad, L., Ljunggren, L., Nordahl, O., & Tibblin, P. (2020). Våtmarker som fiskevårdsåtgärd vid kusten. Utvärdering av restaurerade våtmarkers effekt på fiskreproduktion och ekosystemet längs Östersjökusten. Stockholms universitets Östersjöcentrum, rapport 1/2020, 44 s. <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/forskning/publikationer/rapport-1-2020-v%C3%A5tmarker-som-fiskev%C3%A5rds%C3%A5tg%C3%A4rd-vid-kusten-1.561031>.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön.
- Havs- och vattenmyndigheten (2020). Åtgärdsprogram för sällsynta kransalger längs kusten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:17, 57 s.
- Havs- och vattenmyndigheten (2021). Nätverk av marina skyddade områden i Sverige: Ramverk och metod för utformning och förvaltning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:12.
- Hayes, D.F., Chintamaneni, R., Bommareddy, P., & Cherukuri, B. (2010). Propwash impacts on water quality around dredging and other marine construction activities. In *26th Annual WEDA Conference* (pp. 17-26). Presentation at Western Dredging Association conference 2010, San Juan, Puerto Rico.
- Hogfors, H., Fyhr, F.G., & Nyström Sandman, A. (2020). Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden. Version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:13, 165 s. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/mosaic---ett-verktyg-till-stod-for-forvaltning-av-naturvarden-i-marina-omraden.html>
- Hornborg, S., Törnqvist, O., Novaglio, C., Selgrath, J., Kågesten, G., Loo, L.O., & Thurstan, R. (2021). On potential use of historical perspectives in Swedish marine management. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1547995&dswid=2670>
- Hovel, K.A., & Lipcius, R.N. (2001). Habitat fragmentation in a seagrass landscape: patch size and complexity control blue crab survival. *Ecology*, 82, 1814-1829.
- Huber, S., Hansen, L.B., Nielsen, L.T., Rasmussen, M.L., Sølvsteen, J., Berglund, J., von Friesen, C.P., Danbolt, M., Envall, M., Infantes, E., & Moksnes, P. (2022). Novel approach to large-scale monitoring of submerged aquatic vegetation: A nationwide example from Sweden. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18, 909-920.
- Infantes, E., Eriander, L., & Moksnes, P.-O. (2016). Eelgrass (*Zostera marina* L.) restoration on the west coast of Sweden using seeds. *Marine Ecology Progress Series*, 546, 31-45.
- Infantes, E., Hoeks, S., Adams, M.P., van der Heide, T., van Katwijk, M.M., & Bouma, T.J. (2022). Seagrass roots strongly reduce cliff erosion rates in sandy sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 700, 1-12.

- Jacob, C., Buffard, A., Pioch, S., & Thorin, S. (2018). Marine ecosystem restoration and biodiversity offset. *Ecological Engineering*, 120, 585-594.
- Johansson, A., Werner, K., Ulltin, F., Ley, T., & Johansson, M. (2022). Identifiering av havsområden lämpade för stenåterföring – En analys av skånska kustområden påverkade av stenfiske. Länsstyrelsen Skåne 2022:14.
- Kautsky, L., Qvarfordt, S., & Schagerström, E. (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., Qvarfordt, S., & Schagerström, E. (2020). Restaurering av blåstångssamhällen i Östersjön, 60 s, ISBN 978-91-982382-3-5.
- Kirby, J.A., Masselink, G., Essex, S., Poate, T., & Scott, T. (2021). Coastal adaptation to climate change through zonation: A review of coastal change management areas (CCMAs) in England. *Ocean and Coastal Management*, 215, 105950.
- Koivukangas Larsen, A. (2023). Large-scale restoration using farmed blue mussels. Survival rates and restoration effects on light, sediment, and fauna. M.Sc.-thesis, University of Gothenburg, Department of Marine Sciences, 33 pp.
- Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehikoinen, A., Mattila, J., Arula, T., Briekmane, L., Brown, E. J., Celmer, Z., Dainys, J., Jokinen, H., Kääriä, P., Kallasvuori, M., Lappalainen, A., Lozys, L., Möller, P., Orio, A., Rohtla, M., Saks, L., Snickars, M., Støttrup, J., Sundblad, G., Taal, I., Ustups, D., Verliin, A., Vetemaa, M., Winkler, H., Wozniczka, A., & Olsson, J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 204, 14-30.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J., & Olsson, J. (2021a). Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27, 213 s.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., & Olsson, J. (2021b). Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:28, 180 s.
- 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.
- Kraufvelin, P., Olsson, J., Bergström, L., Bergström, U., & Bryhn, A.C. (2025). Ecological restoration measures for shallow coastal habitats of the Baltic Sea and the Skagerrak – effectiveness, costs and knowledge gaps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 321, 109353.
- Kristensen, L.D., Støttrup, J.G., Svendsen, J.C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O.K., & Grønkjær, P. (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., Goerres, M., & Sandow, V. (2018). Wildlife corridors under water: an approach to preserve marine biodiversity in heavily modified water bodies. *Journal of Coastal Conservation*, 22, 87-104.
- Larsson, P., Tibblin, P., Koch-Schmidt, P., Engstedt, O., Nilsson, J., Nordahl, O., & Forsman, A. (2015). Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. *Ambio*, 44, 451-461.
- Lundberg, C., & Nilsson, T. (2018). Exploatering av stränder 2013–2018. Jämförande statistik på läns- och kommunnivå. Länsstyrelsens rapportserie nr 15/2018.
- Maxwell, P., Eklöf, J.S., van Katwijk, M.M., O'Brien, K., de la Torre- Castro, M., Boström, C., Bouma, T.J., Krause-Jensen, D., Unsworth, R.K.F., van Tussenbroek, B.I., & van der Heide, T. (2017). The fundamental role of ecological feedback mechanisms in seagrass ecosystems – A review. *Biological Reviews*, 92, 1521-1538.

- Meister, N., Langbehn, T.J., Varpe, Ø., & Jørgensen, C. (2023). Blue mussels in western Norway have vanished where in reach of crawling predators. *Marine Ecology Progress Series*, 721, 85-101.
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K.N., Dahl, K., Teilmann, J., & Tougaard, J. (2013). Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 239-248.
- Moksnes, P.O., Gullström, M., Tryman, K., & Baden, S. (2008). Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos*, 117, 763-777.
- Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., & Infantes, E. (2016a). Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8, Göteborg, 148 s.
- Moksnes, P.-O., Gipperth, L., Eriander, L., Laas, K., Cole, S., & Infantes, E. (2016b). Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9, Göteborg, 146 s.
- Moksnes, P.-O., Eriander, L., Infantes, E., & Holmer, M. (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., Eriander, L., Hansen, J., Albertsson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S., & Ytreberg, E. (2019). Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3, Göteborg, 158 s.
- Naturvårdsverket (2005) Riksintresse för naturvård och friluftsliv. Handbok med allmänna råd för tillämpningen av 3 kap. 6 §, andra stycket, miljöbalken. Naturvårdsverket Handbok 2005:5: 207 sidor: [Riksintresse för naturvård och friluftsliv - Handbok med allmänna råd för tillämpningen av 3 kap. 6 §, andra stycket, Miljöbalken \(naturvardsverket.se\)](#)
- Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet & Statens Maritima Museer (2007). Värdefulla kulturmiljöer under havsytan i svensk kust och skärgård – en förstudie. Naturvårdsverket Rapport 5566. Bromma.
- Naturvårdsverket (2012). Grön infrastruktur. Redovisning av regeringsuppdraget. ISBN 978-91-620-XXXX-X ISSN 0282-7298 Naturvårdsverket 258 pp https://geodata.naturvardsverket.se/nedladdning/gron_infrastruktur/gron-infrastruktur-lag.pdf
- Naturvårdsverket (2016). Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, Utgåva 1. Naturvårdsverket, Stockholm, 111 s.
- Naturvårdsverket (2020). Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013-2018. ISBN 978-91-620-6914-8 ISSN 0282-7298. Naturvårdsverket 2020. 106 sidor
- Naturvårdsverket (2021) Naturbaserade lösningar - ett verktyg för klimatanpassning och andra samhällsutmaningar, Naturvårdsverket rapport 7061. <https://www.naturvardsverket.se/4ac459/globalassets/media/publikationer-pdf/7000/978-91-620-7016-2.pdf>
- Nilsson, J., & Jönsson, R.B. (2019). Restaurering av ålgräs i Östersjön. Slutrapportering särskilda åtgärdsprojekt från Havs- och vattenmiljöanslaget. Meddelande 2019:12, 24 s.
- Nilsson, J., Engstedt, O., & Larsson, P. (2014). Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 721, 145-154.
- Nyström, M., Norström, A.V., Blenckner, T., de la Torre-Castro, M., Eklöf, J.S., Folke, C., Österblom, H., Steneck, R.S., Thyresson, M., & Troell, M. (2012). Confronting feedbacks of degraded marine ecosystems. *Ecosystems*, 15, 695-710.
- Nyström Sandman, A., Christiernsson, A., Fyhr, F.G., Lindegarth, M., Kraufvelin, P., Bergström, P., Nilsson, P., Fredriksson, R., Bergström, U., & Hogfors, H. (2020). Grön infrastruktur i havet - landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden. Rapport 6930, Naturvårdsverket, 130 s. ISBN 978-91-620--6930-8. ISSN 0282-7298.

- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Söderqvist, T., Troell, M., & Wennhage, H. (2007). Ecosystem goods and services from temperate coastal habitats – Identification, valuation and implications of ecosystems shifts. *Ambio*, 36, 1-11.
- Riksantikvarieämbetet (2019). Kulturmiljöers känslighet – Metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag. Rapport, 78 s. <http://raa.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1313708&dswid=-404>
- Riksantikvarieämbetet (2020). Kulturmiljön i miljömålssystemet – Kulturmiljööversikt delrapport I. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:raa:diva-6072>
- Riksantikvarieämbetet (2021). Kulturmiljööversikt del II: förslag som kan bidra till att kulturmiljön blir en tydligare del av miljömålsuppföljningen. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=-2392&pid=diva2%3A1614003>
- 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. Forststyrelsen och Länsstyrelsen i Västerbotten. 60 s.
- Saarinen, A., & Berglund, J. (2022). Conservation and Restoration of Coastal Lagoons in the Northern Baltic Sea. In: Leal Filho, W., Dinis, M.A.P., Moggi, S., Price, E. & Hope, A. (eds) SDGs in the European Region. Implementing the UN Sustainable Development Goals – Regional Perspectives. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-91261-1_52-1
- Shafer, D., & Bergstrom, P. (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.
- SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala
- SOU. (1974). Båtliv, Samhället och fritidsbåtarna. Betänkande av fritidsbåtsutredningen. SOU 1974:95 Jordbruksdepartementet: ISBN 91-38-02141-2. Göteborgs Offsettryckeri AB: 350 sidor weburn.kb.se/metadatas/169/SOU_133169.htm
- SOU. (2017). Ekologisk kompensation, åtgärder för att motverka nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, samtidigt som behovet av markexploatering tillgodoses. Betänkande av utredningen om biologisk kompensation. SOU 2017;34. 526 sidor
- Strand, Å., Wrangé, A.-L., Svedberg, K., Waldetoft, H., & Laugen, A.T. (2023). Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Del 2 - Metoder för restaurering och skydd av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar. Rapport C730, IVL Svenska Miljöinstitutet, 67s.
- 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.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., & Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 672-680.
- Sundblad, G., & Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio*, 43, 1020-1028.
- Svedberg, K. (2019). Musselbankar: nulägesanalys och beståndsförstärkning. Magistersarbete, Göteborgs universitet, Göteborg, 41 s.
- Svedäng, H. (2003). The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science*, 60, 23-31.
- Svedäng, H., & Bardon, G. (2003). Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*, 60, 32-37.

- Svedäng, H., Svärd, M., Johansen Lilja, T., & Hansson, D. (red.) (2015). Havet 1888. Havsmiljöinstitutet. TMG Tabergs AB. 84 s.
- Tibblin, P., Bergström, K., Flink, H., Hall, M., Berggren, H., Nordahl, O., & Larsson, P. (2023). Higher abundance of adult pike in Baltic Sea coastal areas adjacent to restored wetlands compared to reference bays. *Hydrobiologia*, 850, 2049-2060.
- Tobiasson, S., & Fredriksson, S. (2024). Restaurering av tångbestånd i Oskarshamns hamn - Slutrapport. Linnéuniversitetet Rapport 2024:1
- Törnqvist, O., Jonsson, P.R., & Hume, D. (2019). Climate refugia in the Baltic Sea. Modelling future important habitats by using climate projections. Pan Baltic Scope report, Uppsala & Gothenburg.
- Törnqvist, O., Klein, J., Vidisson, B., Häljestig, S., Katif, S., Nazerian, S., Rosengren, M., & Gilljam, C. (2020a). Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 s. (exklusive appendix).
- Törnqvist, O., Gilljam, C., & Rosengren, M. (2020b). En operationell metod för detektion och avgränsning av muddringar med hjälp av satellitdata: Arbetsrapport inom biogeografisk uppföljning och projektet Fysisk påverkan i svenska kustvatten. Hämtad från Havs- och vattenmyndighetens webbsida:
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:havochvatten:diva-362>
- Veettil, B.K., Ward, R.D., Dung, N.T.K., Van, D.D., Quang, N.X., Hoai, P.N., & Hoang, N.D. (2021). The use of bioshields for coastal protection in Vietnam: Current status and potential. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101945.
- Wahlström, I., Hammar, L., Hume, D., Pålsson, J., Almroth-Rosell, E., Dieterich, C., Arneborg, L., Gröger, M., Mattsson, M., Zillén Snowball, L., Kågesten, G., Törnqvist, O., Breviere, E., Brunnabend, S.-E., & Jonsson, P.R. (2022). Projected climate change impact on a coastal sea - As significant as all current pressures combined. *Global Change Biology*, 28, 5310-5319.
- Zweifel, U.L., Grimvall, A., & Sundblad, E.-L. (2022). Uppföljning av miljöåtgärders effekter på kust och hav. Rapport nr 2022:8 Havsmiljöinstitutet,
<https://www.havsmiljoinstitutet.se/publikationer/havsmiljoinstitutets-rapportserie/uppfoljning-av-miljoatgarders-effekter-pa-kust-och-hav>
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B.K., Olsson, J., Moksnes, P.-O., & Bergström, U. (2016). Top - down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1138-1147.

Fysisk påverkan och biologisk återställning i grunda kustvattenmiljöer

Del II – Åtgärdsarbete i praktiken

Fysisk påverkan från mänskliga aktiviteter utgör idag ett av de största hoten mot den biologiska mångfalden i våra kustvattenmiljöer. Att hejda och vända den pågående försämringen och den sedan lång tid kontinuerliga förlusten av livsmiljöer är avgörande för att långsiktigt nå nationella och internationella åtaganden. Med syfte att minska den fysiska påverkan och dess följder har strategiska åtgärder identifierats. Genom att öka takten, genomförbarheten, kvaliteten och måluppfyllelsen vid restaurering och biologisk återställning i kustvattenmiljön är dessa strategiska åtgärder centrala för att skapa förutsättningar för ett samordnat och effektivt åtgärdsarbete. Åtgärderna riktar sig till aktörer och myndigheter på alla nivåer i samhället.

Denna rapport är den andra delen av två som tillsammans utgör underlag för det samordnade åtgärdsarbetet. Rapporten ger förslag till åtgärder och vägledning hur framtagna underlag kan användas i praktiken, samt vilka prioriteringar som bör göras utifrån livsmiljö och påverkanstryck.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna