

Grön infrastruktur i havet

- landskapsperspektiv i förvaltningen
av Sveriges marina områden

ANTONIA NYSTRÖM SANDMAN, ANNA CHRISTIERNSSON, FRIDA GIDHAGEN FYHR,
MATS LINDEGARTH, PATRIK KRAUFVELIN, PER BERGSTRÖM, PER NILSSON,
RONNY FREDRIKSSON, ULF BERGSTRÖM & HEDVIG HOGFORS

RAPPORT 6930 • JUNI 2020



Grön infrastruktur i havet

- landskapsperspektiv i förvaltningen
av Sveriges marina områden

av Antonia Nyström Sandman, Anna Christiernsson, Frida Gidhagen Fyhr,
Mats Lindegarth, Patrik Kraufvelin, Per Bergström, Per Nilsson,
Ronny Fredriksson, Ulf Bergström & Hedvig Hogfors

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620- -6930-8

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2020

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2020

Omslag: Marko T Wramén/Flygfilmfoto



Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet ”Inverkan av alternativa förvaltningsstrategier på marin grön infrastruktur - IMAGINE”. Det är ett av sex projekt inom utlysningen från år 2015 med rubriken; Förvaltning av landskap. Forskningsresultaten syftar till att ge underlag för prioriteringar och genomförande av åtgärder i landskapet samt för uppföljning och utvärdering av miljöarbetet i stort.

Forskningsprojektets syfte har varit att undersöka hur en framgångsrik ekosystembaserad adaptiv förvaltning av marin grön infrastruktur kan utformas. Det tvärvetenskapliga projektet är ett samarbete mellan experter inom ekologi och miljöjuridik. Forskarna har kartlagt effekterna på naturvärden och ekosystemtjänster under olika scenarier av mänskliga aktiviteter, vilka i sin tur påverkas av rättsliga förutsättningar och förvaltningsstrategier.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Denna rapport är författad av Antonia Nyström Sandman, AquaBiota Water Research, Anna Christiernsson, Stockholms universitet, Juridiska Institutionen, Frida Gidhagen Fyhr, AquaBiota Water Research, Mats Lindegarth, Göteborgs Universitet, Institutionen för Marina Vetenskaper, Patrik Kraufvelin, SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Per Bergström och Per Nilsson, Göteborgs Universitet, Institutionen för Marina Vetenskaper, Ronny Fredriksson, SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Ulf Bergström SLU, Institutionen för akvatiska resurser samt Hedvig Hogfors, AquaBiota Water Research.

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket och projektgruppen maj 2020

Innehåll

FÖRORD	3
1. PRESENTATION AV IMAGINE	7
SAMMANFATTNING	9
SUMMARY	11
2. INLEDNING	13
2.1. Ramverk för grön infrastruktur i Sverige	13
2.1.1. Mosaic	14
2.1.2. DPSIR	14
2.1.3. Havsplanering	15
2.1.4. Länsstyrelsernas handlingsplaner för grön infrastruktur	16
2.1.5. Scenarioanalys och kumulativ påverkan	17
3. RÄTTSLIG STYRNING AV MARIN GRÖN INFRASTRUKTUR	19
3.1. Rättslig styrning mot miljöpolitiska mål om grön infrastruktur	19
3.2. Internationell rätt	20
3.3. EU-rätt	21
3.3.1. Inledning	21
3.3.2. Havsplaneringsdirektivet	21
3.3.3. Havsmiljödirektivet	25
3.3.4. Ramdirektivet för vatten	28
3.3.5. Habitattdirektivet	30
3.4. Rättsliga möjligheter att skydda den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden	33
3.4.1. Inledning	33
3.4.2. Planering av användning av Sveriges havsområden	33
3.4.3. Regionala handlingsplaner för grön infrastruktur	37
3.4.4. Skydd av områden	39
3.4.5. Rättsliga möjligheter att reglera fiske i Sveriges havsområden av miljöskäl	42
3.5. Förslag till rättsliga åtgärder för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden	45
3.5.1. Förstärka havsplanernas styrning mot genomförandet av havsmiljömål	46
3.5.2. Förbättra genomförandet av miljö kvalitetsnormer (god ekologisk status, god miljöstatus)	47
3.5.3. Främja inrättandet av ett sammanhängande, representativt och funktionellt nätverk av skyddade områden	47

4.	FALLSTUDIER	49
4.1.	Beskrivning av DPSIR	49
4.2.	Fallstudie bryggor och fritidsbåtstrafik i Kosterhavet	55
4.2.1.	Kosterhavet - områdesbeskrivning	55
4.2.2.	D – ökad användning av fritidsbåtar	56
4.2.3.	P – påverkan från bryggor och båttrafik i grunda mjukbottenmiljöer	57
4.2.4.	S – statusförändringar i ekosystemkomponenter p.g.a. fritidsbåtar och deras infrastruktur	62
4.2.5.	I – Inverkan på ekosystemtjänster	69
4.2.6.	R – Strandskydd i Sveriges havsområden	71
4.2.7.	Åtgärder för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen vid anläggandet av bryggor	81
4.3.	Scenarier för påverkan och återhämtning av sjöpennebottnar i Kosterhavets djupområden	81
4.3.1.	Områdesbeskrivning	83
4.3.2.	D – Räkfiske: en del av den lokala ekonomin och kulturen	85
4.3.3.	P – Fysisk störning genom trålning på djupa mjukbottnar i Kosterhavet	86
4.3.4.	S – Observerad och modellerad förekomst av sjöpennor under olika påverkansscenarier	87
4.3.5.	I – Trålfiskets påverkan på och bidrag till olika ekosystemtjänster	91
4.3.6.	R – Rättsliga möjligheter att reglera fiske av miljöskäl	91
4.3.7.	Resultat sammanfattat	94
4.4.	Potentiell effekt av klimatförändringar på blåmusslor och blåstång i Stockholms län	95
4.4.1.	D – Orsaker till klimatförändring	95
4.4.2.	P – Effekter av klimatförändring på havsmiljön	96
4.4.3.	S – Statusförändringar i ekosystemkomponenter	97
4.4.4.	I – Inverkan på ekosystemtjänster	101
4.4.5.	R – Respons	102
4.4.6.	Resultat sammanfattat	103
5.	SYNTES OCH SLUTSATSER	104
5.1.	Syntes och diskussion av resultaten	104
5.2.	Sammanfattade slutsatser	114
6.	TACK	116
7.	KÄLLFÖRTECKNING	117

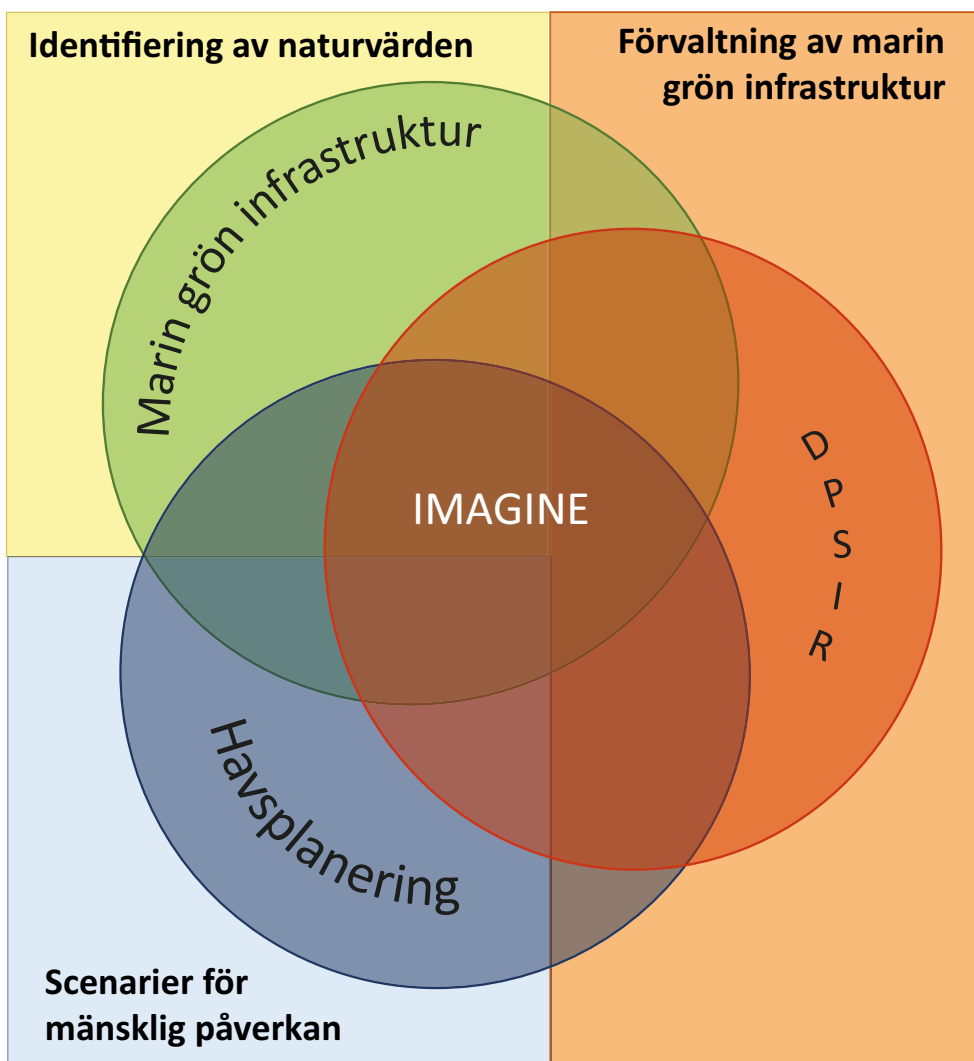
1. Presentation av Imagine

Projektet Imagine (Implications of alternative management strategies on marine green infrastructure) har fokuserat på hur förvaltningen kan stödja bevarandet av den gröna infrastrukturen hos naturmiljöer och för arter i havet och därigenom deras möjligheter att utföra ekosystemtjänster. Genom tvärvetenskapligt samarbete mellan experter inom ekologi och juridik har projektet undersökt olika scenarier för hur den marina gröna infrastrukturen påverkas av mänskliga aktiviteter i förhållande till olika förvaltningsstrategier.

Projektet tog avstamp i Mosaic (Hogfors m.fl. 2020) som ett verktyg för att identifiera marina ekosystemvärden. I våra fallstudier har vi modellerat och kartlagt ekologiska strukturer, funktioner och processer. Dessa har tillsammans med kartläggning av olika typer av mänsklig påverkan använts för att beskriva ett integrerat marint landskap och den marina gröna infrastrukturen. Då utvecklingen och förankringen av Mosaic tagit längre tid än beräknat har identifiering och kartering av naturvärden bara delvis följt denna arbetsgång. De beskrivna naturvärdena har utvärderats i förhållande till DPSIR och havsplanering för att belysa förutsättningarna för en välfungerande grön infrastruktur och dess bidrag till produktionen av ekosystemtjänster (Figur 1).

Länen har i sina regionala handlingsplaner för grön infrastruktur listat olika påverkanstryck som är viktiga i den marina miljön. Inom Imagine har vi valt att titta närmare på exploatering, fiske och klimatförändring. Projektet har utgått från nuvarande förhållanden och, baserat på projektioner för utvecklingen, tagit fram scenarier för de olika påverkanstrycken. I relation till grön infrastruktur och förvaltningen av denna är typen av påverkan avgörande, liksom dess fördelning i rummet samt hur länge den pågår och om den varierar över tid. Alla effekter av påverkanstrycket bör tas i beaktande, både enskilt och kumulativt, både rumsligt och tidsmässigt. Vi har fokuserat på rumsliga effekter av de olika påverkanstrycken och konstruerat våra scenarier för att visa på förändringar i ett landskapsperspektiv.

Projektet var ett samarbete mellan AquaBiota Water Research, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och Stockholms universitet, och pågick mellan 2016 och 2019. Övriga publikationer från projektet inkluderar ett mastersarbete i marina vetenskaper vid Göteborgs universitet, där Jonsson (2018) jämförde epibentisk fauna i trålade respektive otrålade miljöer, en vetenskaplig artikel i *Biogeosciences* (Virtanen m.fl. 2019) där vi undersökte syrefria bottenar i kustnära miljöer, vilket påverkar konnektivitet och spridning hos bottenlevande organismer, samt boken *Gröna hav - Rättslig styrning mot ett ekologiskt funktionellt nätverk av marina livsmiljöer* (Christiernsson 2020).



Figur 1 Relationer mellan de tre centrala arbetspaketen, det vill säga identifiering av naturvärden, förvaltning av marin grön infrastruktur och scenarier för mänsklig påverkan, som vi arbetade med inom Imagine och marin grön infrastruktur och havsplanering samt DPSIR-modellen.

Sammanfattning

Grön infrastruktur (GI) är ett begrepp som under senare år tagit fäste och vuxit sig starkare inom naturvårdsarbetet, och utgör en viktig del i Sveriges arbete för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Naturvårdsverket definierar grön infrastruktur som ”ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet”. Imagine har fokuserat på hur förvaltningen kan stärka och stödja bevarandet av grön infrastruktur i den marina miljön.

Behovet av att främja ett ekosystembaserat angreppssätt med hänsyn till bland annat landskapsekologiska samband kommer framför allt till uttryck i den internationella rätten och EU-rätten. De internationella förpliktelserna är dock som regel mycket vagt formulerade. Flera av EU-rättens miljödirektiv är tillämpliga på havet, men inget av dem anger explicit bevarandet av en grön infrastruktur som en målsättning. Av habitatdirektivet följer ett starkt skydd av utpekade arter och livsmiljöer och inrättandet av så kallade Natura 2000-områden kan ge ett effektivt skydd av de naturvärden som finns inom området. Det saknas dock ett skarpt rättsligt krav på att säkerställa att nätverket av skyddade områden blir sammanhängande och representativt. I havsmiljödirektivet finns krav på att åtgärdsprogrammen ska ange de åtgärder som behövs för säkerställandet av ett sammanhängande och representativt nätverk av marina skyddsområden, men det saknas en definition av vad som avses med sammanhängande och representativt. Direktiven ger sammantaget lite vägledning om hur landskapsperspektivet ska beaktas i praktiken. Den nationella rätten möjliggör för ett skydd av den gröna infrastrukturen, bland annat genom inrättandet av skyddade områden, men även i denna saknas krav på att beslut ska utgå från en ekosystemansats eller ett landskapsperspektiv. Miljökvalitetsnormer för en god ekologisk status och miljöstatus utgör viktiga instrument för att skydda den gröna infrastrukturen, också utanför skyddade områden, men normerna får i praktiken främst genomslag vid tillståndsprövningar enligt miljöbalken. Ett stort antal verksamheter som inte omfattas av någon tillståndsplikt kan emellertid påverka den gröna infrastrukturen. Det är därför av vikt att normerna även tillämpas vid tillsyn och vid annat beslutsfattande enligt miljöbalken, till exempel vid prövningar av strandskyddsdispenser, samt att även kumulativa effekter beaktas vid sådana prövningar.

Planering kan utgöra ett viktigt instrument för att möjliggöra den helhetssyn som behövs i förvaltningen av de marina ekosystemen för att den marina gröna infrastrukturen ska kunna bevaras och vid behov återställas. Den gällande regleringen för havsplanering saknar dock tydlig styrning mot bevarande eller återställande av en grön infrastruktur. Även om det finns krav på att en ekosystemansats ska tillämpas i den nationella havsplaneringen saknas både en definition av vad som avses med en ekosystemansats och en tydlig styrning mot uppfyllandet av havsmiljömålen. God miljöstatus utgör bara ett av flera likvärdiga mål och är inte överordnat. Till skillnad från den nationella planeringen saknas

helt och hållet ett krav på att en ekosystemansats ska tillämpas i den kommunala planeringen. Länens regionala handlingsplaner för grön infrastruktur skulle kunna vara ett verktyg för att överbrygga gapet mellan nationell och kommunal planering, samt att integrera förvaltning av hav och land, men planerna är i nuläget inte rättsligt bindande och det saknas rättsliga krav på att planerna ska beaktas vid planering, tillståndsprövningar och annat beslutsfattande.

Olika delar av processen har behov av olika tillvägagångsätt. Inom Imagine har vi använt oss av modellering för kartläggning av ekosystemkomponenter och konnektivitet. I ljuset av DPSIR och Mosaic har vi arbetat med scenario-baserad påverkansanalys, identifiering och prioritering av värdekärnor och värdestrakter samt analyser av de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur och den kommunala planeringen. Vi har också granskat den rättsliga styrningen av grön infrastruktur, både generellt och kopplat till våra fallstudier.

Scenariobaserad påverkansanalys kan användas för att visa på vilken effekt olika beslut och åtgärder kan få på naturskydds- och miljömål, samt användas för att ge rekommendationer om hur åtgärder ska prioriteras i ett rumsligt perspektiv. Inom Imagine har vi arbetat med rumsliga scenariobaserade analyser i tre fallstudier, med fokus på strandexploatering, trålfiske och klimatförändring. Vi har utvärderat effekten på ålgräshabitat av olika alternativ för reglering av bryggutveckling i Kosterhavet under de kommande 30 åren som ett exempel på potentiella effekter av exploatering. Vi beräknade den totala ytan och andelen grundområden som kan förväntas bli påverkade baserat på olika utvecklingstakt för bryggbyggnad, samt hur förändrad placering av nytillkomna bryggor kan minimera påverkan på ålgräs. Påverkan från trålning på mjuka bottenar med sjöpenor undersöktes genom att jämföra nuvarande tillstånd med modellerad förekomst av sjöpenor baserat på data från ett mindre påverkat område, för att på så sätt visa på potentiella långtidseffekter av trålförbud på hotade bottenmiljöer. Effekter av klimatförändring på havsmiljön undersöktes genom att tillämpa scenarier för klimatets utveckling som tagits fram av SMHI, för att undersöka hur den förväntade utsötningen av Östersjöns vatten kommer att förändra utbredningen av blåmussla och blåstång. Resultaten visar på potentiellt stora effekter på viktiga marina habitatbildande arter i Östersjön, vilket bör tas hänsyn till i ett långsiktigt arbete med grön infrastruktur.

Med utgångspunkt i de scenarier vi tagit fram har vi utvärderat potentialen hos olika rättsliga planerings- och naturskyddsinstrument, och eventuella begränsningar, för att nå målet att bevara och utveckla den marina gröna infrastrukturen. Baserat på resultaten har vi undersökt hur instrumenten kan utvecklas och anpassas för att säkerställa att kunskap och förståelse för marin grön infrastruktur integreras i nationellt, regionalt och lokalt beslutsfattande. Resultaten från fallstudierna visar att för att bedöma och ta hänsyn till kumulativa effekter av olika påverkanstryck behövs geografiskt definierad information om både aktiviteter och naturvärden, samt ett flertal rättsliga åtgärder för att säkerställa ett landskapsperspektiv i planering, beslutsfattande och förvaltning.

Summary

Green infrastructure (GI) is a concept that has, in recent years, become established within nature conservation and is an important part of Sweden's work within biodiversity and ecosystem services. The Swedish Environmental Protection Agency defines green infrastructure as “an ecologically functional network of habitats and structures, natural areas and landscaped elements that are designed, used and managed in a way that preserves biodiversity and promotes important ecosystem services throughout the landscape”. IMAGINE has focused on how management strategies can strengthen and support the preservation of green infrastructure in the marine environment.

The need to promote an ecosystem-based approach and a landscape perspective in the management of marine ecosystems is primarily expressed in international and EU law. However, in general, the requirements laid down in international law are vaguely formulated. Moreover, the enforcement mechanisms available under EU law are lacking. While EU law provides both sharper obligations and enforcement mechanisms, there is no explicit legal requirement to preserve a marine green infrastructure or to take measure to ensure that the network of protected areas becomes coherent and representative. The Habitats Directive, however, provides strong protection of designated species and habitats through the establishment of Natura 2000 areas and Member States can be obliged to take connectivity measures also outside protected areas, if this is necessary for the conservation of the species and habitats within a Natura 2000-site. The Marine Strategy Framework Directive moreover requires that the programmes of measures specify measures needed to ensure a coherent and representative network of marine protection areas, but there is no clear definition of those concepts. All in all, the directives provide little guidance on how to include a landscape perspective in practice. National law allows for the protection of green infrastructure, including the establishment of protected areas, however, even in this case there is no requirement to apply an ecosystem approach or a landscape perspective in the decision-making. Environmental quality standards for good ecological status and environmental status, which also applies outside protected areas, are important tools for protecting green infrastructure. However, there is a risk of a lack of application of the standards in relation to activities that are not subject to a permit requirement under the Environmental Code. It is therefore important that the standards are applied to other decisions under the Code, but also under other legislative acts (such as fishery legislation) and that cumulative effects are taken into account.

Spatial planning is one instrument that can be used to enable a holistic approach in management of marine ecosystems, and thus to preserve and restore marine green infrastructure. However, the current regulations for marine spatial planning lack clear guidance towards conservation or restoration of a green infrastructure in Swedish marine waters. Although there is a requirement to apply an ecosystem approach in the national marine planning, there is no definition of an ecosystem approach and no clear guidance

on how to develop plans to achieve environmental objectives. While a good environmental status is one of the, potentially conflicting, objectives to be achieved, it is not clearly stated that this is an overarching objective. Unlike the national planning, there is no requirement for an ecosystem approach to be applied in municipal planning. The regional action plans for green infrastructure from the County Administrative Boards could be an important tool to bridge the gap between national and municipal planning and integrating the management of land and terrestrial ecosystems, if they are integrated in the legal system.

Different parts of the process need different approaches. Within IMAGINE we used spatial modelling to map ecosystem components and connectivity. In the light of DPSIR and MOSAIC, we have implemented scenario-based impact analysis, identification and prioritization of core areas and coherent networks, together with analyses of the regional action plans for green infrastructure and municipal planning. We also reviewed the legal governance of green infrastructure, both in general and in the light of our case studies.

Scenario-based impact analysis can be used to show how different decisions and measures effect nature conservation and environmental goals, and can be used to make recommendations on how to prioritize measures in a spatial perspective. Within IMAGINE, we applied scenario-based analysis in three case studies focusing on shore exploitation, trawl fishing and climate change. As an example of potential effects of exploitation, we evaluated the effect on eelgrass habitat of different alternatives for regulating jetty development in the Koster Sea over the next 30 years. We calculated the total area and the proportion of shallow areas with expected disturbance based on different development rates for jetty construction, as well as changed placement of newly added jetties to minimize the impact on eelgrass. The impact of trawling on sea pen habitats was investigated by comparing current conditions with occurrence of sea pens modelled based on data from a less affected reference area, thus demonstrating the possible long-term effect of reduced trawling. The effects of climate change on the marine environment were investigated by applying climate development scenarios from SMHI. The expected temperature increase will most likely lead to lower salinity in the Baltic Sea. As salinity limits the distribution of marine organisms in the Baltic Sea, the occurrences of important habitat-forming species such as the blue mussel and bladder-wrack are likely to change as well.

Based on our scenarios, we evaluated the potential and limitations of various legal planning and nature conservation instruments to achieve the goal of preserving and developing a marine green infrastructure. We further suggest how these instruments can be developed and adapted to ensure that knowledge and understanding of marine green infrastructure can be integrated into national, regional, and local decision-making. The results of our case studies show that to assess and integrate cumulative effects of different pressures, geographically defined information on both activities and nature values is needed, as well as legal measures that ensure a landscape perspective in planning, decision-making and management.

2. Inledning

Inom naturvårdsarbetet i Europa har begreppet grön infrastruktur (GI) tagit fäste och vuxit sig starkare under senare år. Bland annat fokuserar EU:s strategi för biologisk mångfald fram till 2020 på att bevara och förbättra ekosystem och ekosystemtjänster genom att införa grön infrastruktur¹. Naturvårdsverket definierar grön infrastruktur som ”ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet”². Investeringar i grön infrastruktur lyfts fram av Europeiska kommissionen som en viktig åtgärd för att skydda, bevara och förbättra Europas naturkapital och därmed bidra till att produktionen av ekosystemtjänster upprätthålls och förstärks³.

För en effektiv implementering av GI krävs dock god information om utbredning och tillstånd av ekosystemfunktioner och tjänster (se till exempel Bryhn m.fl. (2015)). För att uppnå detta behöver vi bättre förståelse för kopplingarna mellan arter, biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och deras förmåga att producera ekosystemtjänster – och hur dessa påverkas av mänskliga aktiviteter (Kraufvelin m.fl. 2018a, 2018b; Bryhn m.fl. 2020). Miljön i havet är lika rik och varierad som landskapet på land, men vi har betydlig mindre kunskap om hur naturen ser ut och fungerar under ytan.

2.1. Ramverk för grön infrastruktur i Sverige

Grön infrastruktur är en viktig del i Sveriges arbete för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och ingår i regeringens proposition 2013/14:141 *En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. På uppdrag av regeringen koordinerar Naturvårdsverket arbetet med att utveckla en fungerande grön infrastruktur i svenska land-, vatten- och havsområden. I samband med detta uppdrag har Naturvårdsverket tagit fram en vägledning om hur regionala handlingsplaner för grön infrastruktur kan utgöra underlag för hänsynstagande till ekosystemtjänster och klimatanpassning i fysisk planering. Propositionen lyfter regionala handlingsplaner som en viktig åtgärd för att tydliggöra ekosystemens värde och utveckla en strategi för grön infrastruktur.

¹ Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén och Regionkommittén: Vår livförsäkring, vårt naturkapital – en strategi för biologisk mångfald i EU fram till 2020, COM/2011/0244 final

² <http://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur>

³ Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén och Regionkommittén: Grön infrastruktur (GI) – Att stärka Europas naturkapital, COM/2013/0249 final

2.1.1. Mosaic

Inom svensk förvaltning av grön infrastruktur i havsmiljö har ett nationellt verktyg utvecklats för att identifiera marina naturvärden samt livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. Verktyget kallas Mosaic och syftar till att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav och att ge underlag till olika former av rumslig förvaltning som grön infrastruktur, områdesskydd och fysisk planering (Hogfors m.fl. 2020).

Mosaic har ett rumsligt fokus och innehåller flera stegvisa metoder för att ge stöd åt identifiering av värdefulla områden. Metoderna är uppdelade i två delar, en förberedande del och en huvuddel. Den förberedande delen består av en förberedande naturvärdesbedömning, där rekommendationer och beslut kopplats till ekologisk representativitet samt känslighetsmatriser mellan ekosystem-komponenter och mänsklig påverkan. Den förberedande naturvärdesbedömningen görs av en grupp experter och bedömer vilka naturvärden som olika ekosystem-komponenter i allmänhet bidrar med. I den delen är alla bedömningar generella för större havsområden⁴ och utan hänsyn till platsspecifika omständigheter. I Mosaics huvuddel ska platser och områden med höga naturvärden (värdekärnor och värdestrakter) kunna identifieras. Detta kan göras baserat på översiktliga naturvärdeskartor, platsspecifika naturvärdesbedömningar samt analyser av konnektivitet, känslighet, naturlighet, utsatthet och ekologisk representation. De översiktliga kartorna används för att visa vilka platser som utmärker sig i landskapet snarare än att ge detaljerad kunskap om dessa.

Inom Imagine testades några av de metoder inom Mosaic som var aktuella vid tiden för analyserna (Hogfors m.fl. 2020). De delar som i huvudsak berördes var val och definition av ekosystemkomponenter, bedömning av dessa enligt den förberedande naturvärdesbedömningen samt identifiering av värdekärnor och värdestrakter baserat på översiktliga naturvärdeskartor och klusteranalyser.

2.1.2. DPSIR

DPSIR (engelska: *Driver – Pressure – State change – Impact – Response*; egen översättning till svenska med bibehållen akronym: **Drivkraft – Påverkanstryck – Statusförändring – Inverkan – Respons**) är en konceptuell modell eller ett tillvägagångssätt för att utvärdera orsaker, konsekvenser och responser till förändring i miljön ur ett helhetsperspektiv. I korthet utgör DPSIR en modell för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön. Effektiviteten hos och möjligheten för förvaltningsåtgärder (till exempel för att stärka grön infrastruktur) beror inte enbart på miljöfaktorer, utan är också ett resultat av interaktioner mellan samhället och miljön. Därför måste analyser av förvaltningsåtgärder också bygga in samhällsåtgärder

⁴ Bottenhavet, Bottenviken, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

och samhällsbehov. En full DPSIR-analys kräver expertis från både naturvetenskaper och sociala vetenskaper.

DPSIR-modellen utvecklades av OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (OECD 1994) och används numera flitigt för att relatera mänsklig aktivitet till miljöns tillstånd (EEA 1999; Elliott 2002; Rogers & Greenaway 2005; Patrício m.fl. 2016; Elliott m.fl. 2017). DPSIR har till exempel använts för förvaltning av vattenresurser, floder och deras tillrinningsområden, våtmarker, marina system, jordbruksmiljöer, hållbar utveckling, luftföroreningar, klimatförändringar, biodiversitet och invasiva arter. DPSIR beskrivs mer ingående i avsnitt 4.1.

2.1.3. Havsplanering

Eftersom grön infrastruktur fokuserar på rumsliga underlag, analyser och förvaltning till stöd för samhällsplaneringen, så är kopplingen till havsplaneringen stark.

Havsplaneringen syftar till att vägleda myndigheter i processen att planera för och balansera olika intressen mot varandra för ett hållbart nyttjande av haven⁵ (Ehler & Douvère 2009). Olika mänskliga aktiviteter med olika typer av påverkan som följd ska vägas mot varandra och mot naturvårdsintressen. Målet med havsplaneringen är också att identifiera och främja samexistens mellan olika verksamheter och användningsområden på ett sätt som ger positiva synergieffekter^{6,7}. Havsplaneringen är också till för att ge den privata sektorn ett långtidsperspektiv på tillgängligheten av havet för investeringar och företags-etableringar. Läs mer om nationell havsplanering ur ett rättsligt perspektiv i avsnitt 3.4.2 och om havsplaneringsdirektivet i avsnitt 3.3.2.

Enligt plan- och bygglagen ansvarar kustkommunerna för den rumsliga planeringen av den kustnära miljön inklusive territorialhavet. Territorialhavet sträcker sig 12 nautiska mil ut från baslinjen. Den kommunala planeringen är viktig ur ett grön infrastruktur-perspektiv, eftersom kustområdet bär en stor del av de biologiska värdena. Havs- och vattenmyndigheten har på uppdrag av regeringen tagit fram heltäckande havsplaner för utsjöområdena i Bottniska viken, egentliga Östersjön och Västerhavet. Planeringen täcker ekonomisk zon och territorialhavet till en nautisk mil utanför baslinjen. Det kommer därför att finnas överlappande planer för större delen av territorialhavet, där de nationella planerna blir vägledande för den kommunala planeringen.

På en mer övergripande nivå arbetar Helcom för att främja en samordning av Östersjöländernas havsplanering. Bland annat har man arbetat för att identifiera ekologiskt eller biologiskt signifikanta marina områden (EBSA) i Östersjön. Nio områden i Östersjön inklusive Kattegatt, varav fem på svenskt

⁵ 4 kap. 10 § MB

⁶ 4 § sektion 2c havsplaneringsförordningen.

⁷ Europaparlamentets och Rådets direktiv 2014/89/EU om upprättandet av en ram för havsplanering

vatten, har blivit utpekade enligt FN-konventionen om biologisk mångfald som ekologiska eller biologiskt signifikanta marina områden⁸.

Havsplaneringen är en strategisk planering målrad med stora penseldrag. De svenska havsplanerna ska förena näringspolitiska mål, sociala mål och miljömålen.

2.1.4. Länsstyrelsernas handlingsplaner för grön infrastruktur

Naturvårdsverket har tagit fram riktlinjer för regionala handlingsplaner⁹, vilka ligger till grund för länens arbete med grön infrastruktur. En viktig del i arbetet är att identifiera kunskapsluckor och ta fram nya underlag. De regionala handlingsplanerna ska innehålla grundläggande fakta om länens naturförutsättningar, men också uppgifter om värden för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Obligatoriska delar är bland annat beskrivning och kartor över områden med särskild betydelse för biologisk mångfald i olika landskaps typer (värdekärnor och värdestrakter), områden av stor betydelse för fisk- och skaldjursarter, områden med högt förändrings- eller påverkanstryck, områden med strandskydd, olika formella skyddsformer, samt en översiktlig geografisk beskrivning av viktiga ekosystemtjänster, med fokus på det rumsliga perspektivet.

Ett syfte med de regionala handlingsplanerna är att lyfta landskapsperspektivet så att naturvårdsinsatser bidrar till att stärka rumsliga samband på bästa sätt, och på så sätt göra planeringen mer effektiv. Målet med länens handlingsplaner är att sammanställa och redovisa de biotoper, strukturer, element och naturområden som tillsammans utgör förutsättningen för att bevara landskapets biologiska mångfald och främja ekosystemtjänster.

De regionala handlingsplanerna för Stockholm (Länsstyrelsen Stockholm 2018), Södermanland (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2018) och Västra Götaland (Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2018) identifierar grundområden, framförallt områden grundare än 6 m, som särskilt betydelsefulla för marin grön infrastruktur. De är extra viktiga för den biologiska mångfalden och för produktionen av marina ekosystemtjänster genom upptag av näring, filtrering av partiklar, produktion av fisk, rekreation och klimatreglering. De regionala handlingsplanerna för de tre länen lyfter fysisk påverkan och fragmentering till följd av exploatering, bebyggelse och båttrafik som ett av de största hoten mot grön infrastruktur i den marina miljön. Stockholm och Södermanland har också fokus på övergödning, medan Västra Götaland särskilt lyfter fiske och ökade vattentemperaturer till följd av klimatförändringar. Andra faktorer som nämns är miljögifter och buller. Handlingsplanen för Västra Götaland lyfter bryggor, pirar och muddringar som särskilda hot mot grunda områden. Västerhavets värdefulla marina ekosystem hör också till länets prioriterade insatsområden. Vidare beskrivning av de regionala handlingsplanerna finns i avsnitt 3.4.3.

⁸ <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/internationellt-arbete/konventioner/cbd---konventionen-om-biologisk-mangfald/ebsa-omraden-i-ostersjon.html>

⁹ Riktlinjer för regionala handlingsplaner för grön infrastruktur. Ingår i redovisning av ett regeringsuppdrag (M2014/1948/Nm). 2015-09-24.

2.1.5. Scenarioranalys och kumulativ påverkan

Scenariobaserad påverkansanalys kan användas för att visa vilken effekt olika beslut och åtgärder kan få på naturskydds- och miljömål. Resultaten kan användas som underlag till rekommendationer om hur aktiviteter och åtgärder ska prioriteras i ett rumsligt perspektiv. I fallstudierna som redovisas i kapitel 4 har vi analyserat olika scenarier för påverkan på naturmiljön samt vilka möjligheter som finns att förvalta den marina gröna infrastrukturen.

Olika påverkansfaktorer kan verka var för sig eller i interaktion med varandra. Som följd av att vi gärna vill bo och vistas nära havet ökar också antalet bryggor, pirar och hårdgjorda ytor. Barriärer kan skapas genom byggnationer och muddring och även tas bort genom muddring, vilket kan förändra vattenutbytet i ett område och påverka de grunda bottenarna negativt. Båttrafik, både fartyg och småbåtar, kan leda till erosion av strandmiljöer. Trots strandskyddet påverkas skärgård och kustnära miljöer av exploatering, bebyggelse och båttrafik. Områden med en kombination av högt bebyggelsetryck och höga värden är extra sårbara. Här kan planeringen bidra genom att bevara lämpliga områden från exploatering. Grunda marina miljöer utgör en mycket liten andel av den marina miljön med liten sammanlagd yta, vilket gör det extra viktigt att ta hänsyn till dem i planeringen. För att stärka och skydda de grunda miljöerna och deras bidrag till den gröna infrastrukturen borde kommunernas kustzonsplanering genomföras med en tydlig ekosystemansats, vilken beaktar de grunda bottenarnas betydelse för biologisk mångfald och marina ekosystemtjänster.

I Stockholms län är 40 % av strandlinjen exploaterad, vilket bland annat påverkar tillgängliga reproduktionsytor för fisk (Sundblad & Bergström 2014). I Stockholms län har också reproduktionsstörningar hos abborre och gädda konstaterats. Orsakerna är inte helt klarlagda, men brist på opåverkade habitat är troligen en bidragande orsak. Ett högt bebyggelsetryck innebär också ett ökat anspråk på båtplatser i skyddade lägen.

Rekrytering och brist på lekmiljöer är ett problem för flera nyckelarter. På västkusten medför ökade vattentemperaturer i havet förändrade utbredningsgränser för flera organismgrupper, till exempel torsk, och påverkan på havs-ekosystemen. Kallvattenarter såsom torsk, siklöja, sik, röding, öring och andra laxfiskar är värmekänsliga och missgynnas därför av högre vattentemperaturer, medan arter som gös och abborre gynnas av sådana förhållanden. Högre vattentemperaturer kan därför leda till obalans i fisksamhället och öka risken för etablering av främmande och kanske invasiva arter. Även fiske påverkar fisksamhällets sammansättning, och trålning är den typ av fiske som påverkar naturvärdena mest negativt, både direkt genom själva uttaget av målarterna, genom bifångst och genom fysisk påverkan och indirekt genom uppgrumling och sedimentspridning.

Fartygstrafik och byggnationer påverkar även genom buller. Marina däggdjur, många fiskarter och en del ryggradslösa djur använder ljud för sin kommunikation och navigation. Farlederna och fritidsbåtstråken blir därmed barriärer i landskapet genom störande buller från motorer, propellrar och ekolod.

Verktyg för att hantera kumulativa effekter på havsmiljön finns bland annat inom havsplaneringen. Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram Symphony, som är en metod för ekosystembaserad havsplanering. Symphony beräknar den kumulativa, sammanlagda, miljöpåverkan i havet (Hammar m.fl. 2018).

Skydd av naturmiljön från påverkan är en viktig åtgärd för att upprätthålla den marina gröna infrastrukturen. Marint områdesskydd, strandskydd och lekfredningsområden är exempel på åtgärder som ger möjlighet att väga in landskapsekologiska effekter, som till exempel påverkan på habitatnätverk och olika arters möjligheter att sprida sig och överleva på lång sikt. För rättsliga krav och möjligheter att skydda marin grön infrastruktur se kapitel 3.

3. Rättslig styrning av marin grön infrastruktur

I detta kapitel sammanfattas de viktigaste slutsatserna av den forskning som genomförts inom projektet avseende rättslig styrning mot bevarande eller återställande av en grön infrastruktur i Sveriges havsområden. Den övergripande slutsatsen är att det trots politisk vilja samt ökad kunskap om behovet av att säkerställa en grön infrastruktur också i havet, saknas en tydlig rättslig styrning mot dessa mål på alla nivåer i förvaltningssystemet (internationellt, EU, nationellt).

3.1. Rättslig styrning mot miljöpolitiska mål om grön infrastruktur

Trots att miljölagstiftning, som också berör och är tillämplig på havet, har funnits under lång tid, och även ökat markant under de senaste decennierna både på den internationella nivån, inom EU och i Sverige, når vi inte de uppställda havsmiljömålen. Enligt den senaste rapporteringen om bevarandestatus uppnår inga av de marina livsmiljöerna som omfattas av habitatdirektivet en gynnsam bevarandestatus varken i det aktuella området eller i Sveriges havsområden i sin helhet (Eide 2014). Även om de flesta marina naturtyper har tillräcklig utbredning (med undantag för *laguner*) har samtliga naturtyper otillfredsställande eller dålig status vad gäller kvalitet. Därutöver minskar också utbredningen av till exempel *sandbankar* (med bland annat ålgräs). Inte heller kustnaturtyperna *driftvallar* (i den kontinentala regionen) och *glasörtsstränder* (längs hela kusten) uppnår en gynnsam bevarandestatus. Tillståndet i området, liksom i övriga delar av Sveriges havsområden, bedöms också fortsatt otillfredsställande enligt Havs- och vattenmyndighetens senaste statusbedömning. Varken i Västerhavet eller i Östersjön bedöms arter, livsmiljöer och ekosystem uppnå en god miljöstatus 2020 (Havs- och vattenmyndigheten 2017). Även den senaste uppföljningen av de nationella miljökvalitetsmålen visar att varken miljökvalitetsmålet ”Hav i balans samt levande kust och skärgård” eller miljökvalitetsmålet om ”Ett rikt djur och växtliv” har uppnåtts (Naturvårdsverket 2020). De bedöms inte heller nås under 2020 med befintliga och planerade styrmedel. Artdatabanken anger vidare att andelen rödlistade arter är större i de marina ekosystemen än i andra miljöer och att förlusten av den biologiska mångfalden sker på alla nivåer, från lokal till global (Eide 2014).

En förklaring till bristande måluppfyllelse som allt oftare lyfts fram av forskare samt i olika policy-dokument är bristen på en så kallad ”landskap-sansats” i skyddet av miljön, vilket resulterat i ett fragmenterat landskap där arters spridningsmöjligheter och havens förmåga att leverera viktiga ekosystemtjänster äventyras (Foster m.fl. 2017). Naturskyddslagstiftning, på alla nivåer i förvaltningssystemet, har traditionellt sett främst varit inriktad på

skydd av enskilda, sällsynta eller hotade arter och naturtyper liksom så kallade ”hotspots” eller estetiska eller kulturella värden snarare än på samband, funktioner och processer i landskapet (Christiernsson 2011). Därtill har ofta en adekvat samordning mellan olika politikområden, till exempel miljö och fiske, och därmed miljölagstiftning och sektorslagstiftning saknats (Michanek & Christiernsson 2014; Christiernsson & Michanek 2016). Skydd av arter och områden har ofta utgått från, och begränsats av, olika administrativa gränser, till exempel nations- eller länsgränser. Samtidigt har holistiska planeringsunderlag och krav på samarbete och samordning mellan stater och olika beslutsfattare ofta saknats.

Under den senaste tiden har emellertid den ökade kunskapen om behovet av att åtgärda fragmenterade landskap lett fram till att politiska målsättningar om grön infrastruktur, och sammanhängande och representativa nätverk av skyddade marina områden, har antagits av såväl det internationella samfundet och EU som Sverige. Handlingsplaner, arbetsprogram och andra vägledningsdokument har också antagits, även om dessa i stor utsträckning utformats med hänsyn till terrestra ekosystem och spridningshinder på land. För att målsättningarna ska kunna nås krävs emellertid även styrmedel, däribland lagstiftning, som styr mot uppfyllandet av målen. Fastställda målsättningar ger nämligen inte i sig upphov till några rättsliga skyldigheter, varken för stater eller enskilda. I det följande beskrivs i vilken utsträckning den befintliga lagstiftningen, på internationell och nationell nivå och inom EU, styr mot främjandet av en grön infrastruktur i Sveriges havsområden. I detta ingår bland annat att undersöka om det finns rättsliga principer om och explicita krav på beaktandet av landskapsekologiska samband vid planering och skydd av marina områden.

3.2. Internationell rätt

Rättsliga normer och principer om en ekologisk landskapsförvaltning, med beaktandet av bland annat arters spridning, kommer främst till uttryck på den internationella nivån. Flera av de internationella konventionerna som är tillämpliga på havet ger på ett eller annat sätt uttryck för behovet av att, också i haven, säkerställa inte bara skydd av enskilda arter och områden, utan även ekologiska processer och funktioner i landskapet, däribland spridningsvägar. Parterna till konventionen om biologisk mångfald och de regionala havskonventionerna har också kommit överens om en målsättning om att inrätta ett sammanhängande och representativt nätverk av marina skyddade områden som en del i bevarandet av den biologiska mångfalden i haven. Däremot saknas explicita skyldigheter att bevara och återställa en marin grön infrastruktur i den internationella rätten. De skyldigheter som följer av avtalen är också ofta vagt formulerade och lämnar stort tolkningsutrymme. Detta gäller vanligen även de vägledande dokument som antas av parterna till konventionerna. Därtill saknas kontroll- och genomförandesanktioner mot stater som bryter mot internationellrättsliga åtaganden, även när sådana preciserats i

traktattexter som parterna ratificerat. Detta innebär emellertid inte att de internationella avtalen saknar betydelse för staters agerande. Stater bör normalt vara angelägna att följa internationella normer, i vart fall när stater uppfattar sig som bundna. Så bör, som huvudregel, gälla för överenskommelser i traktatform som stater har ratificerat (Ahlin 1993; Ebbesson 2000). Därutöver kan internationella avtal få betydelse vid tolkning av nationella och EU-rättsliga bestämmelser. Den internationella rättens betydelse för utveckling av miljörettsliga principer är ett tydligt exempel på detta. Konventionen om biologisk mångfald är ett konkret exempel på ett avtal, som trots mycket vagt formulerade bestämmelser, haft stor betydelse för rättsutvecklingen både inom EU och i flera stater, däribland Sverige. Idag har såväl EU som Sverige antagit ambitiösa mål om och lagstiftning för att stoppa förlusten av den biologiska mångfalden. Krav på tillämpning av ekosystemansatsen finns också idag i flera av EU:s rättskällor.

3.3. EU-rätt

3.3.1. Inledning

Kunskapen om behovet av att främja ett ekosystembaserat angreppssätt med hänsyn till bland annat landskapsekologiska samband har också i viss utsträckning kommit till uttryck i EU:s rättskällor. Införandet av rättsliga principer och krav på planering och skydd av marina ekosystem från ett landskapsperspektiv, där bland annat arters spridningsmöjligheter beaktas och främjas, i EU-rätten får ses som särskilt viktiga från ett styrningsperspektiv. När det gäller medlemsstaters efterlevnad av EU:s lagstiftning kan överträdelseförfaranden mot stater som bryter mot EU-rätten inledas av kommissionen och om rättelse inte sker kan kommissionen väcka talan vid EU-domstolen. Om EU-domstolen finner att en medlemsstat brutit i efterlevnad kan domstolen fastställa att medlemsstaten gjort sig skyldig till fördragsbrott samt utdöma vite till dess att rättelse skett. Här finns alltså helt andra kontroll- och sanktionsmöjligheter än i den internationella rätten. Det kan också nämnas att miljödirektiven normalt utgör så kallade minimidirektiv vilket möjliggör för mer långtgående åtgärder för att skydda havsmiljön så länge detta är förenligt med EU-rätten i övrigt samt den internationella rätten.

3.3.2. Havsplaneringsdirektivet

Som ett led i genomförandet av den integrerade havspolitikerna lade kommissionen under våren 2013 fram ett förslag till direktiv om fysisk planering av EU:s marina vatten. Efter förhandlingar om ändringar av det ursprungliga förslaget antogs sedan direktivet under 2014. Bakgrunden till direktivet var det ökade trycket på havsområdena samt bristen på ett helhetsperspektiv i förvaltningen av haven.¹⁰ Det övergripande syftet med direktivet är att fastställa en ram, med minimivåer, för staters havsplanering för att uppnå en *hållbar utveckling*

¹⁰ Se skälen till direktivet, särskilt p. 1-3.

i havsområden och en *hållbar användning* av marina resurser.¹¹ Detta mål preciseras närmare i artikel 5.¹² Av bestämmelsen följer att medlemsstater när de upprättar och genomför havsplanering ska beakta *ekonomiska, sociala* och *miljömässiga* aspekter för att stödja hållbar utveckling och tillväxt i den havsrelaterade sektorn och att detta ska ske genom en tillämpning av en *ekosystemansats* och ett främjande av samexistens mellan relevanta verksamheter och användningsområden.¹³ Planeringen ska sträva efter att bidra till hållbar utveckling i sektorerna för energi till havs, sjötransport, fiske och vattenbruk samt bevarande, skydd och förbättring av miljön, inklusive motståndskraft mot effekter av klimatförändringar och medger att medlemsstater även får sätta upp andra mål. Direktivets målsättning är således mycket bred och direktivet anger inte heller någon rangordning mellan de olika intressena, som ofta kan stå i konflikt med varandra. Direktivet överlämnar därmed till stater att avgöra hur olika intressen ska vägas mot varandra vid utformningen och genomförandet av havsplaneringen. Det finns inte heller någon definition av ekosystemansatsen i direktivet, men av skälen framgår att vad som anges i artikel 1(3) i havsmiljödirektivet ska gälla. Detta innebär bland annat att den samlade belastningen ska hållas inom nivåer som är förenliga med en god miljöstatus samt att ekosystemens kapacitet att hantera mänsklig påverkan samt att upprätthålla produktionen av marina ekosystemtjänster, för nuvarande *och kommande* generationer, inte ska äventyras.¹⁴ I skälen till direktivet anges vidare att en ekosystemansats bör tillämpas ”på ett sätt som är anpassat till de specifika ekosystemen och andra särdrag i de olika marina regionerna”.¹⁵ Det uttrycks även att ansatsen möjliggör för en adaptiv förvaltning genom att nya kunskaper läggs till grund för förbättringsarbete. Planeringscyklerna riskerar dock att bli längre än havsmiljödirektivets eftersom planerna ska ses över senast vart tionde år eller när medlemsstaterna själva anser det lämpligt.¹⁶

Direktivets geografiska tillämpningsområde omfattar medlemsstaternas *marina vatten*.¹⁷ Med marina vatten avses inte bara själva vattenpelaren utan även havsbotten och underliggande jordlager.¹⁸ Såväl territorialhav som ekonomisk zon där staten har jurisdiktion enligt havsrättskonventionen omfattas. Däremot omfattas inte området *innanför* en nautisk mil.¹⁹ Det finns med andra ord inga krav på att medlemsstater ska planera användning av de områden som ofta har stor betydelse för den gröna infrastrukturen i havet. Däremot finns ett krav på att staterna i sin havsplanering ska *främja*

¹¹ Artikel 1(1).

¹² Artikel 1(2), 2(3) samt 6.

¹³ Se även definitionen av havsplanering i artikel 3 som anger att havsplaneringen är en process med syfte att uppnå ekologiska, ekonomiska och sociala mål.

¹⁴ Artikel 1(3), Havsmiljödirektivet. Se även skälen till Havsplaneringsdirektivet, p. 3 och 14.

¹⁵ P. 14.

¹⁶ Artikel 6(3).

¹⁷ Artikel 2(1).

¹⁸ Artikel 3(4).

¹⁹ Artikel 3(4) med hänvisning till de definitioner som anges i 3(1)(a) Havsmiljödirektivet samt i artikel 2(7) i Ramvattendirektivet.

samstämmighet mellan denna planering och planering av kustområden.²⁰ Därtill ska medlemsstaterna beakta samspelet mellan land och hav.²¹ Av betydelse när det gäller gränsöverskridande ekosystem är också att det finns ett krav på samarbete mellan medlemsstater med angränsande marina vatten för att säkerställa en enhetlig och samordnad havsplanering.²² Medlemsstater ska även ”sträva efter” att samarbeta med tredjeländer, men endast ”i den mån det är möjligt”.²³

När det gäller direktivets materiella tillämpningsområde är försvarsverksamhet och annan verksamhet som har med nationell säkerhet att göra undantaget.²⁴ Av direktivet framgår också att tillämpningen måste vara förenlig med annan EU-lagstiftning och internationell rätt, till exempel havsrättskonventionen.²⁵ Direktivet är således inte överordnat annan EU-lagstiftning och bör främst ses som ett instrument för att genomföra annan EU-lagstiftning. Av skälen framgår att direktivet bland annat ska bidra till uppfyllandet av de miljömål som fastställs i art- och habitatdirektivet, fågeldirektivet och havsmiljödirektivet, men även de strategier som unionen antagit för bland annat biologisk mångfald och klimatanpassning.²⁶

Direktivet anger att medlemsstater *ska* anta havsplaner för sina marina områden senast den 31 mars 2021²⁷ och att en eller flera myndigheter med ansvar för havsplaneringen ska utses.²⁸ Det finns med andra ord ett skarpt krav på att havsplaner ska utarbetas och genomföras av kuststater, men direktivet överlämnar i stor utsträckning till medlemsstaterna att bestämma innehåll och form för planeringen. Direktivet anger visserligen vissa minimikrav, men endast på en relativt övergripande nivå.²⁹ Några exempel är de ovan nämnda kraven om gränsöverskridande samarbeten och integration mellan planering och förvaltning av land, kustområden och hav. Andra exempel gäller allmänhetens deltagande samt användning och utbyte av uppgifter.³⁰ Direktivet ställer vidare upp krav på övervakning och rapportering i olika avseenden.³¹ Ytterligare ett krav är att medlemsstater ska identifiera ”den rumsliga och tidsmässiga utbredningen av relevanta och framtida verksamheter och användningsområden” i havsplanerna med hänsyn till de mål som ska uppnås enligt artikel 5.³² Av direktivet framgår alltså att även *framtida*, och

²⁰ Artikel 6(1)(c).

²¹ Artikel 4(2), 6(2) och 7.

²² Artikel 11(1).

²³ Artikel 12.

²⁴ Artikel 2(2)

²⁵ Artikel 2(1 och 4).

²⁶ P. 15.

²⁷ Artikel 4 och 15.

²⁸ Artikel 13.

²⁹ Artikel 6.

³⁰ Artikel 6 med preciseringar i artiklarna 7–12.

³¹ Medlemsstaterna ska rapportera till kommissionen, som har ansvaret för att följa upp och utvärdera genomförandet av direktivet i medlemsstaterna. Kommissionen ska lämna en rapport till Parlamentet och Rådet senast den 31 mars 2022 och sedan vart fjärde år. Se Artikel 13 och 14.

³² Artikel 8(1).

inte endast befintlig, användning av haven och dess effekter på havsmiljön ska beaktas och att planeringen ska ske utifrån ett rumsligt perspektiv.³³ Med *användning* avses även skydd av områden för att bevara viktiga naturvärden.³⁴

En väl fungerande planering är en grundläggande förutsättning för att mål om en grön infrastruktur ska kunna nås. Givet havens gränsöverskridande karaktär är ett EU-gemensamt regelverk en viktig del i detta. Direktivet är emellertid alltför vagt utformat och saknar tydlig styrning mot detta mål. Direktivet anger visserligen att en ekosystemansats ska tillämpas och att en hållbar utveckling ska nås, men tydliggör inte den ekologiska hållbarhetens företräde vid intressekonflikter och anger inte heller något explicit krav på att den gröna infrastrukturen ska bevaras och återställas. Inte heller anger direktivet att havsmiljödirektivets mål om en god miljöstatus ska vara överordnat andra mål. Att ett helhetsperspektiv, vilket bland annat kan utgöras av ett så kallat landskapsperspektiv, ska antas i planeringen följer visserligen av att en ekosystemansats ska tillämpas. Av riktlinjerna som antagits av parterna till konventionen om biologisk mångfald avseende ekosystemansatsen följer bland annat att förvaltningen av ekosystemen ska ske på *lämplig skala i tid och rum*, att bevarandet av ekosystemens *struktur och funktion* ska vara ett prioriterat mål och att främjandet av konnektivitet är en viktig del i detta.³⁵ Riktlinjerna anger att rumsliga mönster och brister i konnektivitet ska identifieras och att konnektivitet mellan områden ska främjas, men endast *när så är nödvändigt*. När det gäller stora och gränsöverskridande ekosystem såsom haven anges vidare att nya institutionella strukturer och funktioner kan behöva inrättas. Även riktlinjerna ger dock ett stort utrymme för tolkning, och det saknas vägledning om hur eventuella motstridiga riktlinjer ska hanteras. Givet att kunskapen är särskilt bristfällig när det gäller marina ekosystem är en ytterligare brist i avsaknaden av ett tydligt krav på tillämpningen av en försiktighetsansats. Endast av skälen framgår att medlemsstater *bör* tillämpa en försiktighetsprincip och principen om att förebyggande åtgärder i enlighet med artikel 191(2) i Fördraget om Europeiska Unionens Funktionssätt, FEUF.³⁶ Principen ger nämligen stöd för att i planer förbjuda och begränsa verksamheter eller åtgärder i områden, trots att det ej kan säkerställas att de kan skada naturvärden, om det finns skäl att anta att så kan ske. Trots avsaknaden av ett lagstadgat krav bör principen emellertid tillämpas. Principen får ses som en vedertagen internationellrättslig princip som gäller utan lagstadgat krav. Därtill utgör principen en av hörnstenarna i EU:s miljöpolitik. I vilken grad havsplaneringen kommer att främja målet om en grön infrastruktur eller inte beror därför i hög grad på medlemsstaternas egna ambitioner samt i vilken grad andra direktiv och andra internationella åtaganden styr

³³ Artikel 4(5) och 8(2).

³⁴ Se artikel 8. Andra exempel på verksamheter och användningsområden som kan omfattas av planerna enligt artikel 8 är vattenbruksområden, fiskeområden, sjötransportvägar och trafikflöden och olika anläggningar för till exempel vindkraft och utvinning av mineraler.

³⁵ COP 5, beslut V/6 samt COP 7, beslut VII/11, bilaga 1, p. 7.

³⁶ Skälen, p. 14.

mot detta mål. Såsom beskrivits ovan finns emellertid få skarpt formulerade skyldigheter i detta avseende i den internationella rätten. Därtill saknas som sagt den kontroll- och sanktionsfunktion som finns inom EU. I det följande undersöks därför närmare vilka skyldigheter som följer av art- och habitatdirektivet, ramdirektivet för vatten samt havsmiljödirektivet att säkerställa en marin grön infrastruktur.

3.3.3. Havsmiljödirektivet

Genom antagandet av havsmiljödirektivet fick den Europeiska Unionens havspolitik en miljöpelare med det övergripande syftet att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Unionens marina vatten senast år 2020 (Michanek & Christiernsson 2014). Havsmiljödirektivet anger att mål ska fastställas och åtgärdsprogram upprättas, men endast att medlemsstater ska *sträva efter* att nå målen. Å andra sidan talar direktivets undantagsbestämmelser för att de fastställda målsättningarna ska ses som rättsligt bindande förpliktelser, och inte enbart politiska visioner, som också ska kunna tillämpas i det enskilda fallet, på motsvarande sätt som gäller enligt ramdirektivet för vatten enligt EU-domstolen. Direktivet ger vidare bara på en mycket övergripande nivå någon vägledning om hur havets miljöstatus ska bedömas och mål fastställas. Flera av deskriptorerna samt de mer specifika kriterierna är visserligen relevanta från ett landskapsperspektiv och kan därmed antas få särskild stor betydelse vid tolkning av vad som krävs för att säkerställa ett sammanhängande nätverk i direktivets mening. Inte minst deskriptor 7 om *hydrografiska villkor* är relevant när det gäller konnektivitet eftersom den handlar om rumslig omfattning av förändring i hydrografiska förhållanden (till exempel strömmar) och rumslig omfattning av de bentiska livsmiljötyper som påverkas negativt av en sådan förändring³⁷ Även deskriptor 11 om *tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller*,³⁸ är relevant då den rumsliga fördelningen och varaktigheten av antropogent ljud framför allt påverkar migrerande arter. Kriterierna för deskriptor 6 om *havsbottnens integritet*³⁹ berör vidare rumslig omfattning och fördelning av fysisk förlust, fysisk störning samt negativ påverkan av dessa på struktur och funktion samt den geografiska omfattningen av förlust respektive den negativa effekten på en livsmiljötyp.⁴⁰ Att bedömningen ska göras i andel av ytan är viktigt särskilt när det gäller målet om att skapa ett representativt nätverk. Även deskriptor 1 om *biologisk mångfald*⁴¹ och

³⁷ "En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt".

³⁸ "Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt."

³⁹ "Havsbottnens integritet håller sig på en nivå som innebär att ekosystemens struktur och funktioner kan tryggas och att i synnerhet de bentiska ekosystemen inte påverkas negativt".

⁴⁰ KOM 2017/848, D6C1-C3 samt D6C4-C5.

⁴¹ "Biologisk mångfald bevaras. Livsmiljöernas kvalitet och förekomst samt arternas fördelning och abundans överens- stämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor".

4 om *marina näringsvävar*⁴² är relevanta när det gäller representativitet. De vägledande faktorerna som anges i tabell 1 i bilaga 3, inte minst vad gäller *biologiska förhållanden*, relaterar vidare till spridningsbiologi, det vill säga konnektivitet. De vägledande faktorerna kan därför ge viktig vägledning för bedömningen av huruvida en plats bör skyddas eller inte. Att kommissionens reviderade beslut om kriterier och metodstandarder i större utsträckning handlar om den rumsliga utbredningen är viktigt från ett landskapsperspektiv och för möjligheten att uppnå målsättningen om att skapa ett sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden i havet.

En brist ur ett styrningsperspektiv är att en god miljöstatus enligt direktivet ska bedömas och fastställas på marin regions- eller delregionsnivå (till exempel Nordsjön),⁴³ samtidigt som det saknas rättsliga krav på att bedömningen ska göras på en finare skala när förutsättningarna inom områdena skiljer sig åt väsentligt. Det gäller inte minst de svenska havsområdena där kuststräckan är lång och varierad. Förhållanden såsom salthalt, ysubstrat, sikt- och vattendjup samt klimatförhållanden, som har stor betydelse för till exempel bentiska livsmiljöers livsförutsättningar, varierar i hög grad i olika delar av Sveriges havsområden (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Trots detta saknas gränser och riktlinjer för hur stor påverkan, till exempel *fysisk förlust*, får vara samt kriterier för *var* inom den marina regionen, eller delregionen, förlust eller störningar får ske. Det finns med andra ord krav på att bedömningar ska göras och god miljöstatus uppnås men inga krav eller riktlinjer för *var* i det marina landskapet värdefulla naturmiljöer ska bevaras eller *hur mycket* som ska bevaras. Ur ett landskapsperspektiv är det avgörande att naturvärden bevaras på rätt plats i landskapet. Även den nationella indelningen av bedömningsområden i så kallade havsbassänger,⁴⁴ kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten, omfattar stora geografiska områden, vilket försvårar för bland annat efterföljande provningar om efterlevnad av miljö kvalitetsnormer.⁴⁵ Kustvattentyper utgör det minsta bedömningsområdet men omfattar ändå mycket stora områden i jämförelse med ramvattendirektivets kustvattenförekomster. Därtill är det få indikatorer som ska bedömas på kustvattentypnivå.

⁴² "Alla delar av de marina näringsvävarna, i den mån de är kända, förekommer i normal omfattning och mångfald på nivåer som är tillräckliga för att arternas långsiktiga bestånd ska kunna säkerställas och deras fulla reproduktiva kapacitet behållas."

⁴³ Artikel 4 anger att "[m]edlemsstaterna får, för att ta hänsyn till särskilda förhållanden i ett visst område, genomföra detta direktiv genom hänvisning till delområden på lämplig nivå av de marina vatten som avses i punkt 1, förutsatt att delområdena avgränsas på ett sätt som är förenligt med följande marina delregioner...". I kommissionens vägledande dokument "Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) and Establishment of Environmental Targets (Art. 8, 9 & 10 MSFD)" från 2011, identifieras dock ett antal principer för medlemsstaternas fastställande av god miljöstatus. Här uttrycks bl.a. att god miljöstatus "should.. be described at a scale appropriate for each Descriptor (e.g. nationally, subregionally, regionally), in particular at an ecologically relevant scale and recognising that scales may differ depending on the Descriptor in question" (s. 17).

⁴⁴ Den geografiska indelningen av havsbassänger framgår av bilaga 1, karta 2, till Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. Indelningen av kustvattentyper framgår av kartorna 3–5, samma bilaga.

⁴⁵ Med undantag för Öresund, består varje havsbassäng av ett utsjövatten och flera kustvattentyper. Några kustvattentyper sträcker sig över flera havsbassänger.

En majoritet av indikatorer ska bedömas på havsbassängsnivå, men vissa ska bedömas på förvaltningsområdesnivå. Det gäller till exempel indikatorn *fysisk störning på havsbotten från bottentrålning*.⁴⁶ Enligt de nationella föreskrifterna ska vidare den fysiska störningen av livsmiljöer bedömas utifrån den information som finns avseende utbredning av de huvudsakliga livsmiljöerna enligt EuSeaMap II.⁴⁷ Dessa livsmiljötyper är grovt indelade och det finns risk att de biologiska värden som är viktiga för den gröna infrastrukturen bara täcker en liten andel av livsmiljötypen. Ett sådant exempel är livsmiljötypen *Infralitoral sand* som bör omfatta de flesta ålgräsängar, samtidigt som ålgräsängarna förmodligen endast finns på en liten andel av den totala mängden av livsmiljön. Detta innebär att det finns en risk att ålgräsängar, trots dess höga naturvärde, kan tillåtas försvinna och en god miljöstatus ändå nås, eftersom det är livsmiljön, det vill säga *Infralitoral sand*, som helhet som ska bedömas. Sammantaget innebär alltså direktivets utformning att en förlust av en viss yta med viktiga biologiska värden kan komma att accepteras trots att platsen är av stor betydelse för den gröna infrastrukturen eller på annat sätt värdefull för ekosystemets funktion.

Givet havens gränsöverskridande karaktär får emellertid direktivets explicita krav på samarbeten mellan medlemsstater som delar en marin region eller delregion ses som en viktig förstärkning ur ett grönt infrastrukturperspektiv. Direktivet bör också kunna bidra till ett förbättrat genomförande av internationella överenskommelser inom EU genom den förstärkta genomförandekontrollen som följer av att EU antar bindande sekundärakter för att implementera internationella överenskommelser inom EU. Ett exempel är att åtgärdsprogrammen *ska* innehålla geografiska skyddsåtgärder för att säkerställa sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden, som också *kan* omfatta skyddade områden som pekats ut inom internationella havssamarbeten. Detta kan i sin tur antas stärka skyddet av den gröna infrastrukturen då vissa viktiga livsmiljöer som bör skyddas enligt de rekommendationer som antagits i internationella samarbeten inte omfattas av habitatdirektivet. Ett sådant exempel är mjukbottnar. Skyddet förstärks också eftersom åtgärder för att inrätta sammanhängande och representativa nätverk av skyddade områden kan vara möjliga att genomföra också mot fiske i hela den ekonomiska zonen utan att detta kommer i konflikt med EU:s fiskeripolitik (se avsnitt 3.4.5). En tydligare styrning hade emellertid kunnat nås med en juridisk definition av ett ”sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden” samt ett rättsligt krav på att åtgärdsprogrammen *ska* innehålla åtgärder också för att skydda områden som pekats ut inom regionala (mellanstatliga) havssamarbeten. Havsmiljödirektivet omfattar med andra ord flera aspekter som är relevanta från ett grönt infrastrukturperspektiv. För att uppnå en skarp styrning krävs emellertid en finare indelning av bedömningsområden samt att miljökvalitetsnormer liksom de åtgärder som fastställs i de nationella åtgärdsprogrammen

⁴⁶ HVMFS 2012:18, bilaga 3, del B, D.1.1.

⁴⁷ HVMFS 2012:18, bilaga 2, 6.3A.

konkretiseras i betydligt större utsträckning än vad som har skett hittills. Därtill krävs att normerna tillämpas också vid beslutsfattande gällande bland annat fiske och fysisk planering. Inte minst fiskemetoder såsom bottentrålning bör till exempel vara en verksamhet som ska prövas enligt miljökvalitetsnormer för en god miljöstatus. Eftersom flera verksamheter och åtgärder som kan påverka normerna inte omfattas av någon tillståndsplikt enligt miljöbalken krävs vidare att normerna även tillämpas vid tillsyn och vid till exempel olika former av dispensprövningar enligt miljöbalkens natur- och strandskydds-regler. Generella föreskrifter och skyddade områden utgör också viktiga komplement, inte minst för att hantera kumulativ påverkan samt att skydda särskilt viktiga miljöer, däribland grunda havsområden.

3.3.4. Ramdirektivet för vatten

Genom antagandet av ramdirektivet för vatten skapades ett rättsligt ramverk för en avrinningsområdesbaserad vattenförvaltning inom EU med det övergripande målet att nå en god status i alla vattenförekomster i medlemsstaternas inlandsvatten, övergångsvatten, kustvatten och grundvatten senast år 2015. Av direktivet framgår att medlemsstater i cykler om sex år ska genomföra en adaptiv planering som bland annat omfattar att klassificera vattenförekomsternas status samt att fastställa miljömål och åtgärder. Direktivets målsättning om att uppnå en god ekologisk status samt att förebygga försämringar är en långtgående skyldighet som också gäller vid enskilda prövningar enligt EU-domstolen. Direktivets bedömningsgrunder är, i jämförelse med havsmiljödirektivets, något mer precisa, men även här överlämnas i stor utsträckning till medlemsstaterna att fastställa detaljerna. Från ett grönt infrastrukturperspektiv är det särskilt relevant att även kustvattnets hydromorfologiska status ska bedömas. Här ingår bland annat konnektivitet, det vill säga djur- och växtarters möjlighet att sprida sig upp- och nedströms i förekomster, men också till omkringliggande landområden. Därtill ska även hydrografiska och morfologiska förhållanden bedömas, vilket bland annat innebär att flera faktorer med betydelse för den gröna infrastrukturen, däribland vågors höjd och riktning, strömförhållanden samt havsbottnars form och struktur, ska beaktas. En brist är emellertid att fiskfauna inte anges som en biologisk kvalitetsfaktor i kustvatten (Michanek & Christiernsson 2014) vilket innebär att konnektivitet i kustvatten inte ska bedömas med utgångspunkt i förekomst av fisk, trots att förekomst av vandringsfisk i många fall bör utgöra en lämplig bedömningsgrund (Vattenmyndigheterna 2019). Därtill är de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna endast stödjande. De bör emellertid kunna fylla en viktig funktion även för att avgöra hur tillförlitligt resultatet i en biologisk bedömning är eller som stöd vid expertbedömningar när det saknas data för att klassificera status enligt de biologiska faktorerna. Direktivet lämnar vidare ett stort utrymme till medlemsstater att dels besluta om hur vattenförekomster ska avgränsas, dels på vilken geografisk skala de hydromorfologiska förhållandena ska bedömas. Det är inte heller klart om påverkan på den ekologiska statusen ska bedömas med utgångspunkt i hela vattenförekomsten, såsom den fastställts

av medlemsstaten, eller endast den berörda delen. Samtidigt som konnektivitet rimligen främst är relevant att bedöma på en större geografisk skala, kan skillnader i djupförhållanden, öppenhet (vågor, strömmar och salthalt) och bottensubstratets egenskaper (mjuka respektive hårda bottenar och erosionskänslighet) vara avgörande för de hydromorfologiska processerna och därmed för hur hydromorfologin påverkas av en viss verksamhet eller åtgärd (Vattenmyndigheterna 2019). Även om det inte framgår explicit av Weserdomen talar domen för att det räcker med att en del av en vattenförekomst påverkas för att ett förbud ska aktualiseras. Det stora skönmässiga utrymmet att besluta om hur vattenförekomster ska avgränsas stödjer även en sådan tolkning. Mark- och miljödomstolen har dock i mål som gällde påverkan på de fysisk-kemiska kvalitetsfaktorerna uttalat att det är påverkan på hela vattenförekomsten som ska bedömas, trots att det i det aktuella fallet handlade om utsläpp av kväve eller fosfor i en del av en vattenförekomst som har ett begränsat vattenutbyte med övriga delar.⁴⁸ När det gäller de hydromorfologiska förhållandena finns en möjlighet att analysera en viss del av ytvattenförekomsten separat i de fall de skiljer sig åt på ett väsentligt sätt enligt de nationella föreskrifterna. Syftet är att säkerställa att områden som är känsligare eller påverkar andra hydromorfologiska typer (till exempel grunda områden) ska kunna få större genomslagskraft i bedömningen av vattnets status. Den beräkningsmodell som ska användas enligt föreskrifterna har emellertid kritiserats för att inte uppfylla detta syfte (Vattenmyndigheterna 2019).

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna omfattar därmed inte bara förhållanden som har med vattenförekomsternas korridorsfunktion att göra utan även bland annat vågornas höjd och riktning, strömförhållanden och havsbottenarnas djup, form och struktur. Ett stort antal mänskliga verksamheter kan således påverka den hydromorfologiska statusen i kustvatten. Några exempel är bryggor och pirar, som kan påverka vågor och vattenflöden men också skugga bottenmiljöer så att bottenvegetationen dör, muddring som kan ge upphov till sedimentspridning och grumling men också bryta upp grundområden och leda till förändrade bottenstrukturer, samt sjöfart som kan ge upphov till buller och erosion med förändrad bottenstruktur som följd. Då många av dessa verksamheter inte omfattas av någon tillståndsplikt enligt miljöbalken är det av vikt att normerna även tillämpas vid planering, tillsyn och vid dispensprövningar. Givet att det i många fall kan handla om en begränsad påverkan i det enskilda fallet, men en betydande samlad påverkan över tid, krävs att även kumulativa effekter kan vägas in i bedömningarna. Det kan också antas att kompletterande instrument, såsom skydd av områden och generella föreskrifter, är nödvändiga för att hantera påverkan från många småskaliga verksamheter. Att normerna gäller oberoende av till exempel inrättandet av skyddade områden är emellertid av stor vikt ur ett infrastrukturperspektiv som förutsätter skydd även utanför skyddade

⁴⁸ Se till exempel MÖD M 8374-15 (2017-03-13).

områden. En skarpare styrning kan också uppnås genom att anta mer konkreta åtgärder samt att göra åtgärdsprogrammen rättsligt bindande för enskilda. Ett fortsatt arbete med att bedöma de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna i kustvatten utgör också en viktig del i skyddet och återställandet av den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden.

3.3.5. Habitatdirektivet

Det övergripande syftet med habitatdirektivet är att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter i medlemsstaternas europeiska territorium i en gynnsam bevarandestatus. I direktivet finns två huvudinstrument, skydd av arter och skydd av områden. En art kan omfattas av båda skyddssystemen. Skyddet av arter gäller såväl inom som utanför skyddade områden. Vilka arter och livsmiljöer som ska skyddas och vilken skyddsgrad de ska omfattas av har avgjorts av lagstiftaren (genom listning i bilagor till direktivet). Det handlar om arter och livsmiljöer som bedöms vara av gemenskapsintresse, det vill säga arter som är *hotade*, *sårbara*, *sällsynta* eller *endemiska* och livsmiljöer som riskerar att försvinna, har ett litet utbredningsområde eller utgör tydliga exempel på egenskaper som är typiska för en eller flera av de nio regioner som omfattas av direktivet. Direktivet är således främst fokuserat på sällsynta och hotade arter och inte arters funktion i ekosystemet eller landskapsekologiska samband. En risk för att naturvärden med stor betydelse för den gröna infrastrukturen faller utanför skyddet följer också av de snäva definitionerna av naturtyper som inte utgått från biologiska faktorer. Därtill omfattas få marina arter av direktivets artskyddsregler.⁴⁹

När en livsmiljö eller art omfattas av skydd kan skyddet dock vara mycket starkt, detta gäller inte minst när ett område pekats ut som ett särskilt bevarandeområde. Skyddet gäller för det första även mot påverkan som sker *utanför* det skyddade området, om verksamheten kan få konsekvenser för livsmiljöerna och arterna i området. Därtill krävs att det görs en bedömning av projekts och planers konsekvenser om projektet eller planen kan ha en betydande påverkan på det berörda området. Tröskeln för att utlösa tillståndsplikten är låg. Av bestämmelsen följer nämligen att såväl *indirekta* som *kumulativa effekter* ska ingå i bedömningen. Även om en enskild verksamhet eller åtgärd, till exempel utförandet av muddring, inte i sig riskerar att leda till en betydande påverkan kan således förekomsten av andra pågående eller planerade verksamheter i området, till exempel en omfattande sjöfart eller fiske, innebära att tillståndsplikten utlöses. Detta inkluderar även en skyldighet att beakta påverkan som härrör från andra staters aktiviteter. Därtill räcker det med en risk för påverkan på området för att tillståndsplikt ska aktualiseras (Christiernsson m. fl. 2014, 2015). Tillstånd till ett projekt eller en plan kan vidare endast meddelas under förutsättning att den behöriga myndigheten kan försäkra sig

⁴⁹ Bland annat omfattas några kärlväxter, vissa fiskarter och marina däggdjur, till exempel utter. Se bilaga 4.

om, utifrån bästa vetenskapliga information, att samtliga aspekter, enskilt eller i kombination med andra planer och projekt, inte kan skada områdets integritet, vilket innebär att områdets gynnsamma bevarandestatus måste kunna bibehållas eller återställas.⁵⁰ Det är de grundläggande särdrag för det berörda området vilka har samband med den livsmiljötyp som motiverade utpekandet av området som ska skyddas.

Av direktivet följer även att medlemsstater ska ”sträva efter” att göra Natura 2000-nätverket mer ekologiskt *sammanhängande* genom att bland annat inom politiken för markanvändning och utveckling främja skötsel och förvaltning av de element i naturen som är av avgörande betydelse för vilda djurs och växters flyttning, spridning och genetiska utbyte.⁵¹ Bestämmelserna i direktivet är dock så vagt formulerade att de snarast bör ses som ett bemyndigande till medlemsstater att vidta åtgärder än en rättslig skyldighet. Det finns inte heller någon definition av vad som avses med ”sammanhängande”. Medlemsstater kan dock vara förpliktade att vidta åtgärder för att göra områdena mer ”sammanhängande” om sådana åtgärder *behövs* för att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos de livsmiljöer och arter som omfattas av direktivet.⁵² Vilka krav som ställs på medlemsstater är därför beroende av vad som krävs för att en gynnsam bevarandestatus ska kunna nås eller upprätthållas.⁵³ Av definitionen följer bland annat att arter och livsmiljöer ska kunna sprida sig inom hela sitt utbredningsområde, vilket alltså kan kräva att spridningsvägar mellan skyddade områden samt att buffertzoner måste bevaras eller återupprättas. Medlemsstater kan även vara skyldiga att samarbeta med andra stater när arter sprider sig mellan olika staters havsområden om detta krävs för att direktivets målsättning ska kunna nås.⁵⁴ Även om direktivet inte anger ett explicit krav på samarbete stöds detta av att såväl Bernkonventionen som andra EU-instrument, däribland havsmiljödirektivet, anger explicita krav på samarbete mellan stater. Direktivet sträcker sig således längre än ett traditionellt art- och områdesskydd, inte minst genom definitionerna av en gynnsam bevarandestatus för arter och livsmiljöer. Bland annat följer av kraven på en gynnsam bevarandestatus, och dess innebörd enligt direktivet, att de ekologiska särdragen liksom de ekologiska strukturer och processer som är nödvändiga för arters och

⁵⁰ Se t.ex. C-409/09, kommissionen mot Spanien, p. 99, C-258/11, Sweetman, p. 39-40 och C-182/10, Solway m.fl. p. 67.

⁵¹ Artikel 3(3) och 10.

⁵² Enligt artikel 6(2) ska medlemsstaterna i de särskilda bevarandehavsområdena vidta lämpliga åtgärder för att förhindra försämring av livsmiljöerna och habitatet för arterna samt störningar av de arter för vilka områdena har utsetts, om sådana störningar kan ha betydande konsekvenser för målen med detta direktiv. Se vidare till exempel mål C-404/09, kommissionen v Spanien, p. 113 – 160, om förpliktelser som följer av artikel 6.

⁵³ Detta följer av en ändamålstolkning där förpliktelser tolkas med utgångspunkt i direktivets övergripande syfte, nämligen att ”bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer samt arter av vilda djur och växter av gemenskapsintresse” och därmed bidra till att ”säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter”.

⁵⁴ Se till exempel mål C-404/09, kommissionen v Spanien, p. 113 – 160 om förpliktelser som följer av artikel 6.

naturtypernas långsiktiga överlevnad måste upprätthållas. Naturtyperna får således inte förlora sin funktion som livsmiljö för de arter som typiskt sett förekommer i sådana livsmiljöer och måste bibehållas i sådan omfattning och kvalitet att dessa arter kan förbli en livskraftig del av sin livsmiljö. Detta kan i sin tur även innebära krav på åtgärder för att stärka landskaps samband.

Kopplingen mellan naturtypens bevarandestatus och dess *typiska arter* har visat sig vara problematisk i praktiken, eftersom de utpekade typiska arterna inte alltid är ett bra mått på naturtypens status. Vid en tillståndsprövning kan således en bedömning av verksamhetens påverkan på de typiska arterna vara avgörande för huruvida tillstånd krävs samt om tillstånd kan ges, samtidigt som det finns ett svagt samband mellan arternas och naturtypernas status. En sammanställning av befintlig kunskap om typiska arter för naturtypen *sublitorala sandbankar* (1110) och dess typiska arterns känslighet mot olika typer av mänsklig påverkan (Näslund m.fl. 2019) visar att de flesta typiska arter uppvisar ett otydligt samband med olika påverkansfaktorer, vilket antyder att konceptet med ett fåtal utvalda indikatorarter ger ett otillräckligt mått på kvaliteten hos en naturtyp. I Östersjön är det speciellt svårt med utpekandet av känsliga arter som indikatorer, då det totala antalet arter är lågt och huvudsakligen består av generalister eller opportunistiska arter. Det fåtal arter som kan anses känsliga är i sin tur ofta ovanliga, och det saknas tillräcklig kunskap för att avgöra om deras frånvaro beror på yttre påverkan eller om de är begränsade av andra faktorer, tex reproduktion, spridning eller specifika (men okända) miljökrav. Interaktionen med salthalt gör också att arter kan vara olika känsliga för påverkan beroende på var i gradienten de befinner sig. Listan över typiska arter revideras vid behov i samband med Artikel 17-rapporteringen, men det sker ingen konsekvensanalys eller utredning av vilka effekter tillägg eller borttagande av arter får. När typiska arter tas bort finns det också risk för att bevarandemål för Natura 2000-områden kan bli inaktuella i de fall där arter specificerats i bevarandeplaner och andra beslut. I de fall arterna inte specificerats skulle det kunna ge stora skillnader vid bedömning av status mellan rapporteringscykler för ett visst område.

Avslutningsvis, kan nämnas att även EU-domstolens extensiva tolkning av begreppet ”avsiktligt” dödande eller störande av skyddade arter har bidragit till ett mer långtgående ekosystemperspektiv. En konsekvens av detta är nämligen att också åtgärder som bedrivs inom pågående mark- och vattenanvändningar kan vara förbjudna om de riskerar att skada eller störa skyddade artens bevarandestatus, trots att den direkta avsikten inte är att skada eller störa och det berörda området inte har skyddats som ett Natura 2000-område.

3.4. Rättsliga möjligheter att skydda den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden

3.4.1. Inledning

Efterlevnad av internationella och EU-rättsliga åtaganden förutsätter en korrekt implementering av bestämmelserna på den nationella nivån. Givet att de krav som finns i den internationella rätten och EU-rätten vad gäller bevarande och återställande av en grön infrastruktur är relativt vagt formulerade, krävs emellertid inte enbart en korrekt implementering. Sverige behöver även gå längre om en marin grön infrastruktur ska kunna säkerställas. Som beskrevs ovan är detta möjligt när det handlar om så kallade minimidirektiv, så länge det är förenligt med EU-rätten i övrigt och med internationell rätt. Viktiga instrument för att säkerställa skydd av en grön infrastruktur i haven är planering och skydd av områden.

3.4.2. Planering av användning av Sveriges havsområden

Regler om planeringen av Sveriges havsområden finns både i miljöbalken (MB) och i plan- och bygglagen (PBL). I plan- och bygglagen anges riktlinjerna för den kommunala planeringen av mark- och vattenområden som bland annat syftar till att främja en god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människor i dagens samhälle och för kommande generationer. I miljöbalken finns de nationella riktlinjerna för användningen av mark- och vattenområden, i de så kallade ”grundläggande och särskilda hushållningsbestämmelserna”, med det övergripande syftet att nå en hållbar utveckling. Här återfinns också, sedan slutet av 2014, den rättsliga grunden för den nationella havsplaneringen. I och med de nya reglerna i miljöbalken finns idag alltså två parallella planeringsinstrument för havet med en geografisk överlappning som omfattar i stort sett hela territorialhavet med olika utgångspunkter. Medan de nationella planeringsreglerna syftar till att styra hushållningen av mark- och vattenområden så att den mest ändamålsenliga användningen för området inte hindras syftar den kommunala planeringen framför allt till att styra bebyggelse (Christiernsson 2011). Medan en ekosystemansats ska tillämpas i den nationella havsplaneringen (se nedan), saknas krav på tillämpningen av en ekosystemansats vid utformning av kommunens översiktsplaner enligt plan- och bygglagen. I en granskning av 65 kommunala översiktsplaner nämndes också ekosystemansatsen endast i en plan, gällande ett delområde inom en kommun (Westholm 2018).⁵⁵ Planeringsreglerna är vidare i båda fallen endast *avstyrande* och det övergripande syftet är därmed att inte hindra att en hållbar utveckling nås. Det finns med andra ord ingen tillstyrande funktion som kan framtvinga en ekologiskt hållbar användning av havsområden (Christiernsson 2011).

⁵⁵ Samt ”Havsplanering – ett instrument för starka marina näringar i samklang med ekosystemen? Miljörättsligt seminarium”, Stockholms universitet 2020-02-03

NATIONELL HAVSPLANERING

Redan under 2009 beslöt regeringen att tillkalla en särskild utredning om havsplanering. Utredningen överlämnade i slutet av 2010 ett betänkande med förslag på hur ett rättsligt system för havsplaneringen av hela Sveriges havsområden skulle kunna genomföras.⁵⁶ Utredningens förslag lades emellertid inte till grund för de regler som senare genomfördes. Istället genomfördes de lagändringar som föreslagits i Miljödepartementets promemoria om hushållning av havsområden med vissa justeringar efter bland annat lagrådets förslag.⁵⁷ Som motiv till den nya regleringen lyftes bland annat det stora och ständigt ökande trycket på havsområdena och behovet av en sammanhållen, nationell planering för väl avvägda intresseavvägningar för en bättre havsmiljö och för uppfyllandet av en hållbar utveckling fram.⁵⁸ Såväl indelningen av territorialhavet i ett mycket stort antal och geografiskt begränsade kommunala områden samt bristen på ett samlat ansvar för Sveriges ekonomiska zon ansågs motverka en sådan sammanhållen planering. Därtill var det, trots att kommuner ska planera för mark- och vattenanvändningen i *hela* kommunen, få kustkommuner som planerat för användningen av territorialhavet i sina översiktsplaner.⁵⁹ Genom en samlad nationell planering av Sveriges havsområden skulle alltså mer holistiska beslutsunderlag skapas och bedömningar och avvägningar mellan olika intressen kunna göras på ett mer ändamålsenligt sätt så att målet om en långsiktig hållbar utveckling skulle kunna nås.

Att de förslag som lagts fram i den ovan nämnda promemorian om hushållning av havsområden fick ligga till grund för den nya regleringen innebar att det inte antogs någon ny havsplaneringslag. Istället infördes en ny bestämmelse i 4 kap. MB.⁶⁰ Placeringen i 4 kap. motiverades med att havsplanernas funktion är att ge uttryck för statens syn på hushållning med havsområden och olika former av nationella hushållningsregler bör regleras samlat.⁶¹ Genom placeringen i 4 kap. skulle det också bli tydligt att planerna *ska* utgöra underlag vid avgörande mål och ärenden enligt miljöbalken, till exempel vid prövningar av verksamheters tillåtlighet eller beslut om olika former av skydd för marina livsmiljöer.⁶²

Genom de nya reglerna infördes en obligatorisk nationell planering av Sveriges havsområden, Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet, från en nautisk mil från baslinjen ut till den yttersta gränsen för Sveriges ekonomiska zon.⁶³ Områden som ingår i fastigheter omfattas dock inte av planerna.

⁵⁶ SOU 2010:91, *Planering på djupet – fysisk planering av havet*. Se även direktiv 2009:109.

⁵⁷ Prop. 2013/14:186, Hushållning med havsområden.

⁵⁸ När propositionen utarbetades hade EU ännu inte hunnit anta det ovan beskrivna havsplaneringsdirektivet.

⁵⁹ Prop. 2013/14:186, s. 7.

⁶⁰ 4 kap. 10 § MB.

⁶¹ Prop. 2013/14:186, s. 18.

⁶² Prop. 2013/14:186, s. 10 och 18. Hushållningsbestämmelserna ska endast tillämpas vid prövningar av verksamheter och åtgärder som innebär en ändrad mark- och vattenanvändning.

⁶³ Planernas geografiska tillämpningsområde specificeras ytterligare i 2 § havsplaneringsförordningen (2015:400).

Planerna ska beslutas av regeringen och ska vara *vägledande* för myndigheter och kommuner vid planläggning och prövning.⁶⁴

Reglerna ger ytterst lite information om hur planerna ska utformas. Det saknas både tydliga riktlinjer och krav gällande planernas innehåll och tydliga riktlinjer för hur olika intressen ska vägas mot varandra. Av havsplaneringsförordningen följer visserligen att havsplanerna ska vara förenliga med 3 och 4 kap. MB och att de ska utformas så att de ger den vägledning som behövs för att en lämplig användning av havsområden samt ett antal olika målsättningar ska kunna nås.⁶⁵ Avsaknaden av en tydlig hierarki mellan dessa olika mål, som ofta kan stå i konflikt med varandra, är dock problematisk och formuleringen ”... för att de områden som omfattas av den kan användas för det eller de ändamål som de är mest lämpade för med hänsyn till områdenas beskaffenhet och läge samt de behov som finns..” ger i sig lite vägledning. Inte heller en tolkning med utgångspunkt i miljöbalkens mål kan anses ge tillräcklig vägledning ur ett grönt infrastrukturperspektiv.

Att havsplanernas syfte är att bidra till en *långsiktigt hållbar utveckling* framgår även explicit av bestämmelsen i 4 kap. Tillägget infördes efter synpunkter från Lagrådet. Anmärkningsvärt är att det tydliggörande om att en sådan utveckling förutsätter att *ekosystemens struktur och funktioner bevaras och vid behov återställs*, som föreslagits av Lagrådet, inte togs med.⁶⁶ Ett sådant tydliggörande hade även föreslagits av havsplaneringsutredningen.⁶⁷ Att detta uttrycks i förarbeten är alltför vagt ur ett rättsligt styrningsperspektiv. Än vagare blir styrningen eftersom det inte heller i motiven uttrycks explicit att den ekologiska hållbarheten är ett överordnat mål och att ekosystemen anger gränserna för avvägningar. Snarare betonas hänsynen till och balansen mellan de tre hållbarhetsaspekterna.⁶⁸

I den mer detaljerade syftebeskrivningen i havsplaneringsförordningen anges att havsplaneringen *ska* bidra till att en god miljöstatus nås och upprätthålls⁶⁹ och att havets resurser används hållbart, men samtidigt ska planen *integrera* såväl näringspolitiska mål och sociala mål som miljömål och bidra till att havsanknuta näringar kan utvecklas och samexistens mellan olika verksamheter

⁶⁴ Det är Havs- och vattenmyndigheten som ska ta fram förslag till planer i samråd med andra myndigheter och kommuner men även andra stater, 5-12 §§ havsplaneringsförordningen. Detta arbete pågår för närvarande.

⁶⁵ 4 § 1 st. p. 3 och 2 st. havsplaneringsförordningen.

⁶⁶ Mer precist föreslogs följande formulering; ”Syftet med havsplanerna ska vara att bidra till en långsiktigt hållbar utveckling som innebär att ekosystemens struktur och funktioner bevaras och återställs vid behov”.

⁶⁷ Här tydliggjordes att bibehållandet och återställandet av ekosystemens struktur och funktion är en förutsättning för upprätthållandet av ekosystemens förmåga att producera de varor och tjänster som människan är beroende av och därmed för hållbar utveckling, se SOU 2010:91, s. 37.

⁶⁸ Prop. 2013/14:186, s. 17 och 33.

⁶⁹ Såsom beskrevs i avsnitt 3.3.3 innebär en god miljöstatus enligt havsmiljödirektivets definition att de marina ekosystemens strukturer, funktioner, processer och återhämtningsförmåga ska bevaras och skyddas, att förlust av biologisk mångfald ska förhindras samt att mänsklig användning av de marina ekosystemen ska vara långsiktigt hållbar.

och användningsområden främjas.⁷⁰ Inte heller av förordningstexten framgår någon inbördes rangordning mellan målsättningarna, men eftersom en god miljöstatus *ska* nås och detta inte är möjligt om ekosystemens strukturer, funktioner, processer och återhämtningsförmåga inte bevaras och skyddas följer att intresseavvägningar endast kan ske *inom* dessa ramar.⁷¹ Motiven ger som sagt visst stöd för en sådan tolkning.

Ytterligare stöd för detta följer av kravet på tillämpning av en ekosystemansats.⁷² Varken i havsmiljöförordningen eller i havsplaneringsdirektivet definieras visserligen vad som avses, men i förarbetena uttrycks att en sådan ansats är en ”strategi för bevarande av naturvärden och ett hållbart nyttjande med målet att säkerställa att användningen av ekosystemen sker *inom* deras gränser” (vår kursivering).⁷³ Det uttrycks vidare att ekosystemtjänsternas ”långsiktiga vidmakthållande är beroende av väl fungerande och livskraftiga ekosystem som är motståndskraftiga mot och anpassningsbara för förändringar”.⁷⁴ Även av en direktivkonform tolkning följer vidare att en ekosystemansats syftar till att säkerställa att den samlade belastningen på haven hålls *inom nivåer* som är förenliga med en god miljöstatus.⁷⁵ Ytterligare stöd ges också av de riktlinjer som antagits av parterna till konventionen om biologisk mångfald.⁷⁶ Av dessa framgår som beskrivits tidigare även att främjande av *konnektivitet* är en viktig del av tillämpningen av en ekosystemansats.

Som nämndes ovan är havsplanerna endast vägledande, och inte rättsligt bindande.⁷⁷ Myndigheter och kommuner kan därmed fatta beslut som inte är förenliga med en havsplan, utan möjligheter till överprövning och ändring av besluten. Ett sådant exempel är översiktsplaner, som gäller för hela territori- alhavet. Den skyldighet som finns för länsstyrelser att *överpröva* planer enligt plan- och bygglagen, som är oförenliga med statliga intressen, omfattar endast detaljplaner och områdesbestämmelser.⁷⁸ Utformningen av sådana kan visserligen ha stor betydelse för den gröna infrastrukturen i bland annat strandnära områden, men dessa områden omfattas inte av havsplanerna. Ett starkare skydd hade även kunnat nås om bevarandet och återställandet av en grön infrastruktur hade uttryckts som ett explicit statligt intresse att tillgodose vid

⁷⁰ 4 § havsplaneringsförordningen.

⁷¹ Se avsnitt 3.3.3.

⁷² 10 § havsplaneringsförordningen.

⁷³ Prop. 2013/14:186, s. 12. Kursivering tillagd. Därtill tilläggs att tillämpningen ”innebär att anlägga ett helhetsperspektiv på havsområdena, att tillämpa en försiktighetsprincip och att anpassa planeringen och förvaltningen efter de olika förhållanden och att kontinuerligt utveckla kunskaperna om haven och deras användning”.

⁷⁴ Prop. 2013/14:186, s. 12-13.

⁷⁵ Såsom beskrevs i avsnitt 3.3.3 ska havsmiljödirektivets beskrivning av ekosystemansatsen tillämpas i havsplaneringen enligt skälen till havsplaneringsdirektivet.

⁷⁶ Både EU och Sverige är parter till konventionen.

⁷⁷ 4 kap. 10 § MB.

⁷⁸ Om länsstyrelsen finner att en detaljplan eller områdesbestämmelser står i strid med något av de angivna intressena (riksintressen, miljö kvalitetsnormer, strandskydd, samordning mellan kommuner och lokalisering av bebyggelse med hänsyn till bland annat risk för översvämning eller erosion) ska länsstyrelsen upphäva dem i dess helhet, eller delvis om kommunen godkänner det. 11 kap. 10-11 § PBL.

den kommunala planeringen och/eller de specifika skyddsbestämmelserna som räknas upp explicit hade hänvisat till denna målsättning. Eftersom åtgärder på land även, på olika sätt, kan påverka havsmiljön vore det dock även rimligt att utvidga länsstyrelsens ingripandegrunder till att omfatta planer och bestämmelser som står i strid med *havsplaner*.

Att planerna inte är rättsligt bindande kan till viss del vägas upp mot möjligheten för regeringen att, utifrån förslag från Havs- och vattenmyndigheten, anta föreskrifter om förbud eller begränsningar av verksamheter och åtgärder inom ett havsplanerat område om ”det behövs för att uppnå syftet med en havsplan”.⁷⁹ Dock innebär detta en betydligt mer omständlig och tidskrävande process i jämförelse med att ge havsplanerna en direkt bindande verkan.

Sammanfattningsvis saknas idag planeringsregler som tydligt styr mot bevarandet av en marin grön infrastruktur. Även om behovet av ett helhetsperspektiv betonas och anges vara en av planernas grundläggande uppgifter nämns inte säkerställandet av en *marin grön infrastruktur*, arters *spridningsvägar* eller *representativa och sammanhängande* nätverk av skyddade områden som målsättningar, varken i lagtext eller i förarbeten. En bristande styrning mot dessa mål följer även av att det inte tydliggjorts att en god miljöstatus är ett överordnat mål och att avvägningar mellan olika intressen måste ske *inom* ekosystemens gränser. Detta är inte bara en brist ur ett styrningsperspektiv utan kan även kritiserats utifrån ett EU-rättsligt perspektiv. Även om havsmiljödirektivet lämnar ett stort utrymme till medlemsstater att fastställa vad en god miljöstatus innebär är det frågan om en målsättning som medlemsstaterna är skyldiga att uppnå. Detta gäller även återställandet och upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus för de marina arter och livsmiljöer som omfattas av EU:s naturskyddsdirektiv. Avvägningar mot andra intressen kan endast göras inom de ramar som följer av direktiven och under förutsättningen att de rekvisit för undantag som anges i direktiven är uppfyllda. Detta utrymme är ytterst begränsat när det gäller EU:s naturskyddsdirektiv. Ytterligare brister ur ett styrningsperspektiv är att planerna endast är vägledande och inte bindande för kommuners och myndigheters beslut, att det saknas en möjlighet att ändra översiktsplaner som står i strid med en havsplan och att det saknas tydliga krav på planernas innehåll.

3.4.3. Regionala handlingsplaner för grön infrastruktur

Som en del i genomförandet av skyddet av biologisk mångfald på land och i hav har beslutats att regionala handlingsplaner för en grön infrastruktur ska utvecklas och antas på länsnivå. Syftet med de regionala handlingsplanerna är att ge vägledning vid planering, prövning och beslut om offentliga naturvårdsåtgärder utifrån ett landskapsperspektiv.⁸⁰ Planerna är således tänkta att utgöra ett beslutsunderlag vid såväl normgivning, till exempel utfärdandet av generella föreskrifter, som vid rättstillämpning, till exempel vid prövning

⁷⁹ 4 kap. 10 § MB samt Havsplaneringsförordningen 16 §.

⁸⁰ Prop. 2013/14:141, En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, s.98ff.

av dispenser från strandskyddet, vid tillståndsprövning av vattenverksamheter och andra prövningar enligt miljöbalken. Planerna ska även vara vägledande för kommunernas fysiska planering. Även om intentionerna med planerna är goda saknas idag rättsliga krav på att planerna ska beaktas vid planering och prövning enligt miljöbalken och plan- och bygglagen och annan relevant lagstiftning. Det finns inte heller i dagsläget, såvitt vi känner till, några förslag på rättsliga åtgärder för att säkerställa beaktande av planerna vid olika former av beslut. För att de regionala planerna ska få någon styrande effekt behöver de göras rättsligt relevanta och integreras i det rättsliga systemet på lämpligt sätt. Det kan till exempel handla om att införa krav på att planerna ska beaktas vid översiktsplanering eller vid olika former av beslut gällande skydd av områden. Om planerna integreras i det rättsliga systemet så skulle de i framtiden kunna utgöra en viktig länk mellan den nationella och kommunala planeringen men också ett viktigt underlag för en integrerad planering och förvaltning av land och hav. Såsom lyfts fram tidigare finns emellertid även ett stort behov av konkretisering av planernas innehåll.

KUNSKAPSBRIST

I de regionala handlingsplanerna identifieras kunskapsbrist som ett av de största hoten mot den gröna infrastrukturen. Information om utbredning av arter och naturtyper samt spridningsvägar saknas i många fall. Kunskapsunderlaget om marina miljöer och arter behöver förstärkas generellt för hela det svenska havsområdet. Stockholm och Södermanland lyfter framför allt behovet av bättre kartering av naturvärden i grunda miljöer, medan det för Västerhavet framför allt är djupare bottnar som är sämre undersökta. I Kosterhavet, som är det område i Västra Götaland som är bäst undersökt är inte mer än 1 % av ytan kartlagd. Kunskapen är bristfällig både när det gäller botten-topografi (djup), botten-typ (substrat) och utbredning av de flesta marina naturtyper. Det saknas fortfarande djupdata baserade på moderna sjömätningar i stora områden. Möjligheterna att använda de djupdata som finns begränsas också av den sekretess som detaljerad djupinformation omfattas av, samt av höga kostnader för uttag ur den nationella djupdatabasen.

ÅTGÄRDER & FÖRBÄTTRINGAR

För att på ett effektivt sätt kunna förvalta de ekosystemtjänster den marina miljön producerar krävs en förståelse för var och hur de produceras och vilka nyttigheter som de bidrar till. Det i sin tur kräver en rumslig kartering av havsmiljön på en skala som är relevant för de funktioner och processer som ska förvaltas. Inom ramen för arbetet med grön infrastruktur produceras och publiceras nya kunskapsunderlag för marina naturvärden, dels baserade på faktiska naturinventeringar, dels på modellering av marina värdekärnor. Då stora delar av kustmiljön fortfarande är outforskad har modellering av undervattensmiljön en viktig funktion. Den kan utgöra ett underlag för att förutse var det kan finnas höga naturvärden och resultaten från modelleringarna kan även indikera områden där man ska vara extra uppmärksam vid exempelvis

exploatering av kust- och havsmiljön. Modelleringarna används också i planeringen av nya inventeringsinsatser.

*Ekosystemtjänstutredningen*⁸¹ har lyft möjligheten att ta fram regelverk för ekologisk kompensation i samband med kommunal fysisk planering, vilka tillsammans med utveckling av kommunala planinstrument kan ge stöd för rumslig planering av kompensationsåtgärder i syfte att bibehålla och stärka grön infrastruktur och ekosystemtjänster⁸². Även om intentionerna med planerna är goda saknas idag rättsliga krav på att planerna ska beaktas vid planering och prövning enligt MB och PBL och annan relevant lagstiftning. Det finns inte heller i dagsläget, såvitt vi känner till, några förslag på rättsliga åtgärder för att säkerställa beaktande av planerna vid olika former av beslut. För att de regionala planerna ska få någon styrande effekt behöver de göras rättsligt relevanta och integreras i det rättsliga systemet på lämpligt sätt. Det kan till exempel handla om att införa krav på att planerna ska beaktas vid översiktsplanering eller vid olika former av beslut gällande skydd av områden. Om planerna integreras i det rättsliga systemet så skulle de i framtiden kunna utgöra en viktig länk mellan den nationella och kommunala planeringen men också ett viktigt underlag för en integrerad planering och förvaltning av land och hav som säkerställer arters spridning i hela landskapet, inkluderat det marina.

3.4.4. Skydd av områden

Möjligheter att skydda områden har funnits under lång tid och idag finns flera olika typer av områdesskydd som kan tillämpas i havet. Vilket områdesskydd som bör tillämpas beror dels på det avsedda syftet samt förekommande och förväntade hot, dels på behovet av geografisk omfattning och lokalisering av skyddsområdet. De vanligaste områdesskydden i havet är naturreservat och Natura 2000-områden, vilka inte sällan överlappar. Vid kusten gäller också normalt strandskydd, så länge detta inte är upphävt. I Sverige finns än så länge endast en marin nationalpark och ett marint biotopskydd. Därtill finns också ett antal mindre fågel- och sälskyddsområden. Även här finns ofta en överlappning med Natura 2000-områden. Ofta sammanfaller de områden som skyddats enligt svensk lagstiftning även med de områden som pekats ut inom ramen för de samarbetena inom Helcom och Ospar. En majoritet av de skyddade områdena ligger i territorialhavet.

Det finns inget lagstadgat krav på att skydd av områden ska bidra till ett sammanhängande och representativt nätverk eller att skyddet av områden ska säkerställa ekologisk konnektivitet. Därutöver utgår och begränsas ofta skyddet av olika administrativa gränser, till exempel nations-, läns eller kommungränser, samtidigt som övergripande och långsiktiga planeringsunderlag och krav på

⁸¹ Synliggöra värdet av ekosystemtjänster - Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster SOU 2013:68

⁸² Enligt Naturvårdsverkets remissversion av Prövningsvägledning för ekologisk kompensation ska bestämmelser om kompensation (främst 16 kap 9 § miljöbalken) även kunna tillämpas vid intrång som innebär betydande negativ påverkan på ekosystemtjänster

samarbete och samordning mellan stater och olika beslutsfattare har saknats. Det finns därför en risk att beslut om inrättande av skydd av områden ofta präglats av ett ad-hoc-betonat angreppssätt samt att beslut om prövningar i det enskilda fallet avgränsats till den lokala miljöpåverkan inom det skyddade området utan hänsyn till miljösituationen i stort. Även om områdesskydd kan inrättas för att uppnå dessa mål är det således troligt att ekologisk konnektivitet inte legat till grund för val av områden. Det bekräftas även av de studier som undersökt ekologisk konnektivitet i Sveriges havsområden, som visar att nätverket av skyddade områden, trots att en relativt stor yta av Sveriges havsområden har skyddats, inte är ekologiskt funktionellt (Berkström m.fl. 2019). Även Havs- och vattenmyndighetens fördjupade analys av områdesskyddet i havsområden visar att nätverket inte är sammanhängande, representativt eller funktionellt (Havs- och vattenmyndigheten 2016a). Anledningar är, enligt myndigheten, bland annat att områdena är alltför små och isolerade för att säkerställa arters spridning i landskapet.

Skydd av områden har vidare som regel en statisk karaktär, där syftet med skyddet är att ge ett permanent skydd av de naturvärden som finns i ett visst område vid tidpunkten för inrättandet, samtidigt som krav på systematiska uppföljningar och anpassningar efter förändringar i tid och rum som följer av olika ekosystemprocesser eller i mark- och vattenanvändningen har saknats.⁸³ Skyddet av arter, som utgör ett viktigt komplement till områdesskyddet, har vidare i stort varit begränsat till åtgärder som direkt kan skada den skyddade arten (till exempel jakt och fiske) och inte mot åtgärder som skadar arternas kritiska habitat, till exempel kärlväxtängar. Här har dock EU-rätten medfört ett betydligt mer långtgående ekosystemperspektiv med konsekvenser också för pågående mark- och vattenanvändningar utan en direkt avsikt att skada arten. Ytterligare problem är att det saknats en tydlig samordning mellan miljölagstiftning och sektorslagstiftningar, däribland fiskelagstiftning. Detta innebär att många skyddade områden än idag saknar regler avseende fiske trots att fiske kan vara en av de verksamheter som riskerar att skada naturvärdena inom området (Christiernsson & Michanek 2016).⁸⁴ För Natura 2000-områden finns i dagsläget ingen möjlighet att anta föreskrifter, varför dessa områden måste skyddas till exempel som naturreservat om preciserade föreskrifter ska kunna antas. Detta är än så länge endast möjligt inom territorialhavet (Christiernsson & Michanek 2016). Eftersom tillståndsplikten för Natura 2000-områden vidare först inträder vid en risk för *betydande* påverkan kan kompletterande föreskrifter vara nödvändiga för att skydda områdena från de många småskaliga verksamheterna och åtgärderna som kan påverka den

⁸³ Under 2016 angav cirka hälften av länsstyrelserna och kommunerna att de bedrev tillsyn inom skyddade områden. Se SOU 2017:63, Miljötillsyn och sanktioner – en tillsyn präglad av ansvar, respekt och enkelhet, s. 120-121. När det gäller brister i uppföljningen av miljötilståndet i skyddade områden, se Naturvårdsverket (2010). Uppföljning av skyddade områden i Sverige. Riktlinjer för friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. Rapport 6379.

⁸⁴ Denna brist har lett till att Havs- och vattenmyndigheten har fått i uppdrag att se över var miljöskadligt fiske bedrivs samt ta fram förslag på fiskereglering i befintliga samt nya områden.

marina gröna infrastrukturen. Dock ska även indirekta och kumulativa effekter av såväl pågående som planerade verksamheter på området och inte enbart de skyddade arterna och livsmiljöerna, oavsett om verksamheten sker utanför ett skyddat område, beaktas vid en sådan prövning som beskrivits tidigare, vilket innebär att även en liten påverkan i sig kan utlösa tillståndsplikt. Därtill kan tillstånd endast lämnas efter den tillståndsprövande myndigheten försäkrat sig om att de skyddade arterna och livsmiljöerna i sin helhet inte kommer att ta skada. De beslut som granskats i detta projekt tyder dock på att det i praktiken ofta endast är den direkta effekten som bedöms när det gäller mindre småskaliga verksamheter som inte omfattas av någon tillståndsplikt enligt 9 eller 11 kapitlet miljöbalken. Bestämmelsen tillämpas också sällan mot verksamheter som normalt inte provas enligt miljöbalken, däribland fiske (Christiernsson m.fl. 2015). För att stärka skyddet av ett Natura 2000-områden kan området även skyddas som naturreservat. På så sätt finns möjlighet att anta preciserade föreskrifter för området. Hur väl dessa utformas är avgörande för skyddets effektivitet, särskilt när det gäller områden som endast är skyddade som naturreservat och därmed inte omfattas av den ovan nämnda tillståndsplikten. Därtill kan också sådan värdefull marin miljö som inte omfattas av EU-rätten ges ett skydd. Skyddets effektivitet beror också på hur väl formulerade syftesbeskrivningar, beslut samt bevarande- och skötselplaner är vad gäller de marina arterna och naturtyperna eftersom dessa kan och bör få betydelse vid prövningar av tillstånd och dispenser. En granskning som genomförts inom projektet visar att många av de befintliga Natura 2000-områdena i kustvattnet i Stockholms och Södermanlands län saknar hänvisning till marina arter och naturtyper i bevarandeplanerna, vilket innebär en risk för att påverkan på dessa arter och naturtyper inte beaktas vid prövningar och dispenser. Granskningen visar också att föreskrifter för naturreservat ofta är föråldrade och inte anpassade efter ny kunskap om den marina undervattensmiljön eller den förändrade användningen av havsområden som skett över tid. Det bör dock nämnas att skötsel- och bevarandeplaner inte är rättsligt bindande och bördan för att visa att förutsättningarna för tillstånd eller dispens är uppfyllda ligger på verksamhetsutövaren.⁸⁵

Det saknas således ett explicit krav på att bevara och återställa en grön infrastruktur eller att inrätta ett sammanhängande och representativt nätverk av marina områden. Även om lagstiftningen ger utrymme för att såväl planera mark- och vattenanvändning som att skydda områden för att nå detta mål saknas en tydlig styrning mot detta. Inte heller EU-rätten eller den internationella rätten får anses ge någon tydlig styrning mot detta mål. En tolkning med utgångspunkt i EU-rätten eller den internationella rätten kan inte heller ses som tillräckligt från ett styrningsperspektiv.

⁸⁵ Se t.ex. MÖD, mål nr 4191-19 (2020-02-04).

3.4.5. Rättsliga möjligheter att reglera fiske i Sveriges havsområden av miljöskäl

Av grundförordningen för fiske följer vissa bemyndiganden till medlemsstaterna att vidta åtgärder mot fiske som sker på dess havsområden av egna eller andra staters fartyg. Sådana bemyndiganden finns vad gäller fiskevårdsåtgärder, åtgärder inom territorialhavet för att skydda marina ekosystem, samt åtgärder för att efterleva vissa skyldigheter som följer av unionens miljölagstiftning. Enligt förordningen kan medlemsstater vidta åtgärder mot fiske i hela havsområdet, inklusive den ekonomiska zonen, om åtgärderna motiveras av *fiskevårdsskäl* och endast riktas mot *egna fiskefartyg*.⁸⁶ Om däremot åtgärder motiveras av *naturvårdsskäl* och ska gälla mot *andra staters fiskefartyg* måste de ha stöd i undantag från likatillträdesprincipen och de bemyndiganden som gäller enligt förordningen.⁸⁷ Ett sådant bemyndigande finns för bevarande- och förvaltningsåtgärder som syftar till att *bibehålla eller förbättra bevarandestatus för de marina ekosystemen* i staternas territorialhav.⁸⁸ Bemyndigandet är således omfattande vad gäller vilka syften som kan ligga bakom en fiskebegränsande åtgärd, men begränsat vad gäller den geografiska tillämpligheten. Åtgärderna ska också vara förenliga med de mål som fastställs i artikel 2 i förordningen samt vara minst lika strikta som åtgärder i EU-rätten. När åtgärderna kan påverka en annan medlemsstats fiskefartyg måste ett samråd ske om ett utkast till åtgärder mellan kommissionen, berörda medlemsstater och berörda rådgivande nämnder. Först därefter kan åtgärderna antas⁸⁹. Det är Sverige som fattar beslut om åtgärder men åtgärderna ska godkännas, och kan ändras eller upphävas, av kommissionen.⁹⁰ Åtgärder som riktas mot andra stater får inte vara diskriminerande.⁹¹

Därutöver bemyndigas stater att vidta ”bevarandeåtgärder” mot fiske i hela den ekonomiska zonen om åtgärderna behövs för att efterleva förpliktelser som följer av artikel 4 i fågeldirektivet, artikel 6 i art- och habitatdirektivet samt av artikel 13(4) i havsmiljödirektivet. Detta bemyndigande syftar till att möjliggöra för medlemsstater att efterleva skyldigheter att inrätta ett sammanhängande nätverk av skyddade områden. EU-domstolen har tydliggjort att ”bevarandeåtgärder” enligt bestämmelsen bland annat kan omfatta tekniska åtgärder såsom förbud och restriktioner avseende fiskeredskap eller fiskefria områden för att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos de miljötyper och arter i de aktuella områdena⁹². I det aktuella fallet ansågs förbud mot att fiska med släpande fångstredskap och med förankrade nät

⁸⁶ Artikel 19(1). Unionens vatten, definieras som ”de vatten som omfattas av medlemsstaternas överhöghet eller jurisdiktion, med undantag för vatten som gränsar till territorier som anges i bilaga II till fördraget”, enligt artikel 4.1(1).

⁸⁷ Grundförordningen för fiske, artikel 5(2) om undantag från lika tillträde. Medlemsstater som beslutar om begränsningar ska meddela kommissionen. Undantaget är tidsbegränsat t.o.m. 2020.

⁸⁸ Artikel 20(1).

⁸⁹ Artikel 20(2).

⁹⁰ Artikel 20.

⁹¹ Se artiklarna 11(1), 19(1)(b och c) samt 20(1).

⁹² C-683/16, p. 38-39.

att utgöra en sådan bevarandeåtgärd. Domstolen klargjorde i samma mål att de åtgärder som antas med stöd av denna lagstiftning inte behöver säkerställa att målet nås utan att det räcker med att de *främjar* uppfyllandet, till exempel genom att förbättra möjligheterna att nå en gynnsam bevarandestatus för arter och livsmiljöer i dess utbredningsområde⁹³. Ett generellt krav enligt EU-rätten är att åtgärden måste vara proportionerlig. Av artikel 11 följer emellertid att åtgärder mot andra staters fiskefartyg inte får vidtas av medlemsstaten ensidigt.⁹⁴ När andra medlemsstater, med ett direkt förvaltningsintresse,⁹⁵ berörs, ska ett särskilt förfarande tillämpas.⁹⁶ Den initiativtagande medlemsstaten ska tillhandahålla relevant information om de begärda åtgärderna ”inbegripet skälen för dessa, vetenskapliga belägg som stöd och detaljer om hur de ska genomföras och verkställas i praktiken” till kommissionen och de andra medlemsstater som har direkt förvaltningsintresse.⁹⁷ Medlemsstaterna får lägga fram en gemensam rekommendation inom sex månader från det att tillräcklig information tillhandahålls. Kommissionen ska anta åtgärderna med ”beaktande av all tillgänglig vetenskaplig rådgivning” inom tre månader efter det att en fullständig begäran mottagits.⁹⁸ Om inte alla medlemsstater kan enas om en gemensam rekommendation som ska lämnas till kommissionen i enlighet med första stycket inom den däri fastställda tidsfristen, eller om den gemensamma rekommendationen inte anses vara förenlig med de krav som avses i punkt 1, får kommissionen lägga fram ett förslag i enlighet med fördraget.⁹⁹ När en gemensam rekommendation ska läggas fram ska även de berörda rådgivande nämnderna rådfrågas.¹⁰⁰ Det finns även särskilda regler om brådskande fall och kommissionens roll att underlätta samarbetet mellan medlemsstater i dessa frågor.¹⁰¹ Kommissionen, och ej rådet, är således beslutsfattare i dessa avseenden.

EU-domstolen har slagit fast att bestämmelsen är uttömmande och att det därmed enbart är åtgärder som är *nödvändiga* för att genomföra de skyldigheter som följer av de bestämmelser som nämns i artikel 11 som kan godtas¹⁰². EU-domstolens praxis visar dock att de förpliktelser som följer av artikel 4 i fågeldirektivet och artikel 6 i art- och habitatdirektivet är mycket långtgående (Christiernsson m.fl. 2014, 2015). När det gäller förpliktelser enligt till exempel art- och habitatdirektivet följer bland annat att bemyndigandet är

⁹³ C-683/16, p. 47-50. En anledning som domstolen lyfter fram är det komplexa ekosystem som arter och livsmiljöer ingår i vilket enligt domstolen generellt innebär att en åtgärd inte ensamt kan säkerställa att ett mål nås.

⁹⁴ Se även C-683/16, p. 47-50.

⁹⁵ Ett direkt förvaltningsintresse innebär att en medlemsstat har ett intresse som kännetecknas av antingen fiskemöjligheter eller fiske i den berörda medlemsstatens exklusiva ekonomiska zon enligt artikel 4(1)(22).

⁹⁶ Artikel 11(3) och 18.

⁹⁷ Artikel 11(3).

⁹⁸ Se även preambel, p. 25.

⁹⁹ Artikel 11(3) 2 st.

¹⁰⁰ Artikel 18(2).

¹⁰¹ Artikel 11(4-6).

¹⁰² C-683/16, p. 49-50.

mer omfattande än åtgärder för att genomföra de krav på MKB och tillståndsprövning för fiske som på ett betydande sätt riskerar att påverka områdena negativt enligt artikel 6(3). Enligt artikel 6(2) ska medlemsstater vidta alla lämpliga åtgärder som behövs för att förhindra störningar och försämringar. Vad som är en lämplig åtgärd blir en bedömningsfråga i det enskilda fallet. Även kravet enligt artikel 6(3) är emellertid långtgående och omfattar fiskeverksamheter som riskerar att påverka området på ett betydande sätt. Det spelar ingen roll om verksamheten sker inom eller utanför och det räcker med en *risk* för betydande påverkan för att tillståndsplikten ska utlösas. Dessutom ska den betydande påverkan bedömas kumulativt och den kan omfatta även verksamheter som påbörjats redan innan ett marint Natura 2000-område pekats ut och förts upp på kommissionens lista, om verksamheten fortsätter därefter. Däremot omfattas inte åtgärder för att säkerställa efterlevnad av *andra skyldigheter som följer av direktiven*, till exempel skydd av marina arter som listas i bilaga IV eller förvaltningsåtgärder för att bibehålla en gynnsam bevarandestatus för de marina arter som listas i bilaga V.

Genom hänvisning till artikel 13(4) i havsmiljödirektivet, som anger att stater ska fastställa åtgärder för att ”bidra till att skapa *sammanhängande och representativa* nätverk med marina skyddsområden som har tillräcklig mångfald i ekosystemen (vår kursivering)” har dock bemyndigandet utvidgats också till andra arter och livsmiljöer än de som ska skyddas enligt naturskyddsdirektiven. Denna bestämmelse hänvisar nämligen inte enbart till skydds- och bevarandeområden som ska inrättas enligt fågel- och habitatdirektiven utan även till skyddade områden som erkänts av gemenskapen eller berörda medlemsstater inom ramen för internationella avtal, till exempel Helcom eller Oskar. Ett exempel på en marin livsmiljö som inte listas i art- och habitatdirektivets bilaga 1 men som erkänts som viktiga inom Oskar-samarbetet är ”Seapen and burrowing megafauna communities”, som finns upptaget på listan över hotade habitat för Oskar-området. Förbud mot att bedriva fiske med bottenkontaktsredskap¹⁰³ inom vissa områden (område 1) i Bratten samt fiske generellt i särskilt känsliga områden (område 2) för att bland annat skydda stora, orörda områden med mjukbotten från fiske, godtogs också av kommissionen som en bevarandeåtgärd med stöd av Artikel 11.¹⁰⁴

Sammanfattningsvis finns genom den nya grundförordningen ett tydliggörande av förhållandet mellan den exklusiva kompetensen inom fiskeripolitiken och medlemsstaters skyldigheter att skydda marina områden. Bemyndigandet utgör en viktig integrering av miljöhänsyn i fiskeripolitiken och innebär att bland annat de krav gällande säkerställandet av sammanhängande och representativa

¹⁰³ Med detta avses bottentrål, bomtrål, trål med trålbord, dubbeltrål, bottentrål till partrålning, trål för havskräftar, räktrål, not/vad, snurrevad, skotsk vad, vad/not för fartyg och skrapredskap enligt artikel 2(a).

¹⁰⁴ Kommissionens delegerade förordning (EU) 2017/18 av den 5 september 2016 om fastställande av bevarandeåtgärder för fisket i syfte att skydda Nordsjöns marina miljö. Av artikel 1 följer att den delegerade förordningen gäller Det i den delegerade förordning fastställs bevarandeåtgärder för fisket som är nödvändiga för fullgörandet av skyldigheter enligt artikel 6 i direktiv 92/43/EEG och artikel 13.4 i direktiv 2008/56/EG samt att förordning ska tillämpas på fiskefartyg i Nordsjön.

nätverk av skyddade områden kan genomföras också mot fiskeverksamheter som bedrivs inom Sveriges exklusiva ekonomiska zon under vissa förutsättningar. Det gäller även när åtgärderna berör andra staters fiskeverksamheter, givet att kommissionen antar delegerade akter om detta.

3.5. Förslag till rättsliga åtgärder för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden

Nedan följer en sammanfattning av de behov av förändringar i den rättsliga styrningen för att säkerställa en grön infrastruktur i Sveriges havsområden som identifierats i projektet. De förslag på rättsliga åtgärder som här presenterats är ett resultat av en analys av rättens *styrfunktion* utifrån vissa miljöretts-teoretiska utgångspunkter. En sådan utgångspunkt är att avvägningar mellan olika intressen inte får äventyra den ekologiska hållbarheten, eftersom den utgör förutsättningen för såväl ekonomisk som social hållbarhet. En annan utgångspunkt är att en måleffektiv styrning förutsätter ett internt koherent (överensstämmande) system utan målkonflikter och luckor. Ett sådant system är koherent både horisontellt (mellan olika politikområden) och vertikalt (mellan olika förvaltningsnivåer). En tredje utgångspunkt är att fragmentering av landskapet utgör ett hot mot uppfyllandet av havsmiljömål och bevarandet av biologisk mångfald samt att fragmenteringen därmed måste åtgärdas. För att fragmentering ska kunna åtgärdas förutsätts vidare att lagstiftningen ställer upp mål, principer och rättsligt bindande krav om landskapsekologiska samband, däribland spridningsbiologi, vid planering, prövning och annat beslutsfattande.

De åtgärder som föreslås nedan är till viss del ”överlappande” men sammanfattningsvis syftar förslagen till att bidra till följande övergripande målsättningar:

1. Förstärka havsplanernas styrning mot genomförandet av havsmiljömål
2. Förbättra genomförande av miljökvalitetsnormer om god miljöstatus och god ekologiska status
3. Främja inrättandet av ett sammanhängande, representativt och funktionellt nätverk av skyddade områden

Dessa övergripande målsättningar kan vidare preciseras i ett antal delmål (syften), vilka beskrivs närmare under respektive kategori nedan. I stor utsträckning förutsätter genomförandet av de nedan angivna förslagen författningsändringar (främst i MB, särskilt kapitel 4 och 7, havsplaneringsförordningen, plan- och bygglagen samt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter).

3.5.1. Förstärka havsplanernas styrning mot genomförandet av havsmiljömål

Syften:

- Intresseavvägningar inom ekosystemens gränser
- Ökad överensstämmelse mellan nationella och kommunala planer
- Ökat genomslag i prövningar och därmed bidra till beslut i det enskilda fallet i större utsträckning tas utifrån en helhetssyn

Åtgärder:

- Tydliggör att ett av havsplanernas syfte är att uppnå en *ekologiskt* hållbar utveckling som innebär att ekosystemens struktur och funktioner bevaras och vid behov återställs
- Tydliggör att god miljöstatus är ett överordnat mål för havsplaneringen
- Inför en legaldefinition samt anta riktlinjer för tillämpningen av en ekosystemansats
- Tydliggör att planering ska bidra till skyddet av en grön marin infrastruktur/sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden
- Preciserar bestämmelser avseende havsplanernas innehåll
- Inför krav på att länsstyrelser ska granska översiktsplaners förenlighet med havsplaner
- Inför krav på beaktandet av havsplaner vid olika former av beslut (till exempel strandskyddsdispenser, inrättandet av skyddade områden, upphävandet av strandskyddade områden med mera)
- Gör havsplaner rättsligt bindande och gällande inom en nautisk mil där många områden av stor vikt för den gröna infrastrukturen finns
- Integrera handlingsplaner för en grön infrastruktur i det rättsliga systemet genom att dels införa krav på beaktandet av planerna vid den kommunala planeringen samt vid olika former av prövningar (till exempel strandskyddsdispenser) och beslut om inrättandet och upphävandet av skyddade områden med mera, dels genom att införa ett krav på att de regionala planerna ska utformas i överensstämmelse med havsplaner
- Konkretisera de regionala planerna, till exempel genom att peka ut viktiga områden för den gröna infrastrukturen, till exempel grunda havsområden, där särskilt hög restriktivitet vid prövningar av tillstånd och dispenser ska gälla
- Revidera hushållningsreglerna (särskilt kap. 3 MB) med utgångspunkt i nya moderna miljörättsliga principer och kunskap om behovet av att säkerställa ekologiskt funktionella ekosystem

3.5.2. Förbättra genomförandet av miljö kvalitetsnormer (god ekologisk status, god miljöstatus)

Syften:

- Ökad miljömåluppfyllelse och efterlevnad av EU-rätten
- Förstärkning av normernas rumsliga styrning
- Ökat genomslag i prövningar och i tillsyn, också enligt sektorslagstiftning

Åtgärder:

- Utveckla bedömningsgrunder för hydromorfologisk status i kustvatten
- Inför fiskefauna som en biologisk bedömningsgrund i kustvatten
Förekomst av vandringsfisk bör vara en viktig bedömningsgrund för konnektivitet i kustvatten och övergångsvatten
- Möjliggör att områden som är känsligare eller påverkar andra hydromorfologiska typer (till exempel grunda havsområden) kan få större genomslagskraft i bedömningen av ytvattenförekomsternas ekologiska status
- Preciserar miljö kvalitetsnormer för god miljöstatus, ex. normen D.1-3
Preciserar *var* och *hur mycket* som kan tillåtas påverkas/förloras samt hur mycket som måste vara opåverkat, t.ex. vad gäller fysisk förlust/störning av havsbottnar. (Ju större bedömningsområde, desto lägre andel påverkad/förlorad)
- Preciserar indelningen av livsmiljötyper med utgångspunkt i *biologiska värden*
- Utred möjligheten att samordna havsmiljödirektivets bedömningsområden och bedömningsgrunder med ramvattendirektivets i kustvattnet
- Inför krav på att beslut enligt fiskelagen (och annan relevant sektorslagstiftning) ska säkerställa att miljö kvalitetsnormer följs
- Utforma vägledningar för tillämpningen av miljö kvalitetsnormer vid bland annat naturreservat- och strandskyddsdispenser samt vid tillsyn enligt miljöbalken (särskilt viktigt när det gäller normers genomslag vid verksamheter och åtgärder som inte omfattas av någon tillståndsplikt enligt miljöbalken) utifrån ett landskapsperspektiv
- Fastslår mer konkreta åtgärder för att skydda grunda havsområden i åtgärdsprogrammen
- Fastslår åtgärder för fiske även i vattenförvaltningens åtgärdsprogram samt mer konkreta åtgärder i havsförvaltningens åtgärdsprogram (även utanför trålgränsen)

3.5.3. Främja inrättandet av ett sammanhängande, representativt och funktionellt nätverk av skyddade områden

Syften:

- Förbättra skyddets funktionalitet (effektivitet) och adaptivitet
- Säkerställ skydd på *rätt* plats i det marina landskapet genom att beslutas på rätt nivå, utifrån lämplig skala och utifrån en helhetssyn
- Främja beaktandet av kumulativa effekter i prövningar i det enskilda fallet

Åtgärder:

- Inför en övergripande målsättning om att beslut enligt 7 kap. MB ska bidra till upprättandet eller bibehållandet av ett sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden
- Inför en definition av vad som avses med ett sammanhängande och representativt nätverk av skyddade områden
- Tydliggör att havsplaner samt regionala handlingsplaner för grön infrastruktur ska beaktas vid beslut enligt 7 kap MB
- Inför krav på samarbete mellan olika beslutsfattare när så krävs med hänsyn till arters och livsmiljöers utbredning
- Flytta visst beslutsfattande från kommunal till regional nivå (till exempel beslut om att inrätta områdesskydd eller prövning av strandskyddsdispenser)
- Inför krav på uppföljning och anpassning av områdesföreskrifter
- Utforma riktlinjer/vägledning för hur kumulativa effekter ska beaktas vid prövningar i det enskilda fallet, däribland vid strandskyddsdispenser
- Inrätta fler biotopskyddsområden för att skydda grunda havsområden.
- Se över och uppdatera befintliga områdesskydd, såväl skötsel- som bevarandeplaner samt föreskrifter utifrån dagens kunskap om de marina ekosystemen och befintlig och framtida användning
- Anta föreskrifter med stöd av miljöbalken för fiske inom skyddade områden (till exempel naturreservat och nationalpark)
- Inför krav på att fiske ska prövas enligt 7 kap. 28 a § MB i fiskelagen när vid risk för betydande påverkan på ett Natura 2000-område

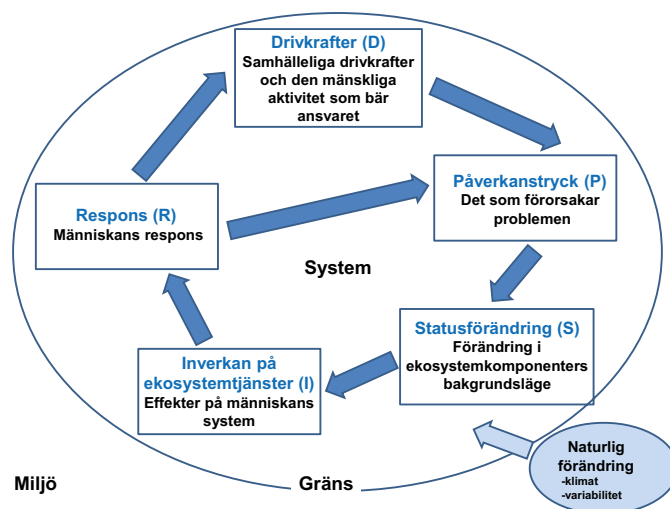
4. Fallstudier

I fallstudierna utgår vi från DPSIR-modellen (engelska: *Driver – Pressure – State change – Impact – Response*; egen översättning till svenska med bibehållen akronym: *Drivkraft – Påverkanstryck – Statusförändring – Inverkan – Respons*), som är en modell eller ett tillvägagångssätt för att utvärdera orsaker, konsekvenser och responser till förändring i miljön ur ett helhetsperspektiv.

4.1. Beskrivning av DPSIR

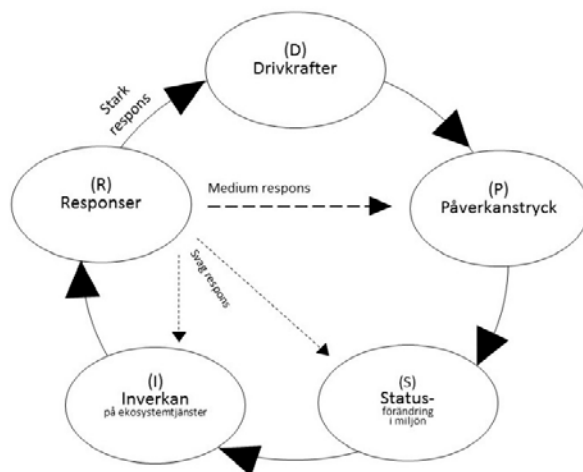
DPSIR-modellen (se inledande beskrivning i avsnitt 2.1.2) har utvecklats för att beskriva miljöns tillstånd och svar på yttre påverkan (Figur 2, (Atkins m.fl. 2011; Elliott m.fl. 2017; Kraufvelin m.fl. 2020a)). Först samlas data och information in om de olika komponenterna i modellen och därefter fastställs eventuella samband mellan dem samt effekter av genomförda åtgärder (Vartia & Frödin-Nyman 2013). DPSIR-modellen inkluderar återkopplingar (feedback-loopar) mellan speciellt responser och drivkrafter, samtidigt som det också beaktar naturlig påverkan eller belastning på ekosystemet, till exempel baserat på ekologi, klimat, geomorfologi och andra dynamiska förhållanden, som kan leda till förändringar i dess status (tillstånd). Notera även att det också finns återkopplingar mellan responser och statusförändringar, samt mellan responser och inverkan (se till exempel Figur 3). När responser direkt påverkar förändringar i status kan det ske i form av:

- Miljöresponser som etableras i syfte att kontrollera den fysiska och kemiska miljön såsom till exempel övervakning av vattenkvalitet eller fastställande av kriterier för god vattenkvalitet och gränsvärden för utsläpp.
- Ekosystemresponser som kontrollerar eller förändrar ekosystemet genom övervakning, forskning och restaureringsaktiviteter för att återställa ekosystem eller för att återetablera ursprungliga arter (Kraufvelin m. fl. 2020b).



Figur 2. DPSIR-modellen som en cykel eller ett system inom miljön.

När vi sätter in responser, det vill säga åtgärder från samhället, kan dessa responser vara av olika styrka. För att ändra drivkrafterna är det vanligen fråga om en stark respons. För att ändra ett påverkanstryck är det vanligen en medelstark respons. För att förbättra status för ekosystemen eller inverkan på ekosystemtjänster är det ofta fråga om en svag respons (EEA 2003; Berg m.fl. 2015). Den absolut mest kostnadseffektiva responsen är således den som riktar sig emot drivkrafterna med successivt minskande effekt för responser riktade mot påverkan, statusförändring och inverkan på ekosystemtjänster (Figur 3, (Gari m.fl. 2015; Hogfors m.fl. 2020)).



Figur 3. Den mest kostnadseffektiva responsen riktas mot drivkrafterna med successivt minskande effekt för responser riktade mot påverkanstryck, statusförändring och inverkan på ekosystemtjänster (från Hogfors m. fl. 2020).

DPSIR-modellen svarar inte perfekt på varje enskild situation, men den kan ses som ett användbart sätt att organisera de otaliga sociala, ekonomiska och ekologiska interaktionerna i vårt samhälle.

Inom DPSIR står D för **Drivkraft**, som omfattar social, demografisk och ekonomisk utveckling i mänskliga samhällen och motsvarande förändringar i livsstil, konsumtionsnivåer och produktionsmönster. Framför allt kan vi definiera begreppet drivkraft som socioekonomiska sektorer som uppfyller grundläggande mänskliga behov av föda, vatten, råvaror, förflyttning av varor, hälsa, energi, skydd, säkerhet, utrymme, kultur och rekreation, etc. (Elliott m.fl. 2017). Dessa behov kan vi få uppfyllda eller levererade genom olika aktiviteter såsom fiske, rekreation, sjöfart, vattenrening, etc. Drivkrafterna kan ha sitt ursprung globalt, regionalt eller lokalt. För till exempel jordbrukssektorn är behov av vatten och behov av odlingsbar mark (markavvattning) exempel på drivkrafter, medan en drivkraft inom energisektorn är behovet av vatten för framställning av energi. Andra socioekonomiska sektorer uppfyller inte alltid direkt mänskliga behov, men stöder istället andra sektorer genom att bygga och upprätthålla den infrastruktur som vi behöver för en fungerande ekonomi.

Verksamheten som styrs av drivkrafterna äger rum genom olika mänskliga aktiviteter som avsiktligt eller oavsiktligt utövar ett **Påverkanstryck** eller en belastning (står för P i DPSIR), m.a.o. utgör en stress för miljön. Dessa aktiviteter är av de mest skiftande slag och ger upphov till både exogena, icke förvaltningsbara, och endogena, förvaltningsbara, påverkanstryck. De exogena påverkanstrycken härstammar från områden utanför det havsområde man försöker förvalta och har orsaker som inte kan åtgärdas specifikt just på plats (Elliott m.fl. 2017). Till exogena påverkanstryck hör alla former av klimatförändringar och mer specifikt storskaliga förändringar i: värmeregim, salthalt, havsnivåer, havsströmmars styrka, pH och vågexponering (Smith m.fl. 2016; Elliott m.fl. 2017). Endogena påverkanstryck är de som förekommer inom förvaltningsområdets gränser och vars orsak och konsekvenser kan förvaltas såsom till exempel skador från en specifik aktivitet som trålfiske eller marina uttag (Elliott m.fl. 2017). För att förvalta endogena påverkanstryck är det väsentligt att fastställa alla effekter påverkanstrycket har, också benämnda ”fotavtryck”, såväl ensamt som kumulativt, samt över tid och över rymd (Elliott m.fl. 2017). Exempel på olika endogena påverkanstryck ges i Tabell 1.

Tabell 1. Lista över fyra olika huvudsakliga påverkanstyper, det vill säga hydrologisk, kemisk, fysisk och biologisk påverkan och vilka specifika påverkanstryck som de innefattar (från MarLin¹⁰⁵).

Hydrografisk påverkan	Temperaturförändring, salthaltsförändring, vattenflödesförändring, förändring i torrlägningsregim, förändring i vågexponeringsgrad
Kemisk påverkan	Förändring i syretillgång, förändring i tillgång på närsalter, förändring i tillgång på organiskt material.
Fysisk påverkan	Fysisk förändring av livsmiljö (till land- eller sötvattensmiljö), fysisk förändring till annan bottenyttyp, fysisk förändring till annan sedimenttyp (extraktion), skada av substrat- eller bottenyta (abrasion), inträngning i substrat eller störning under substratytan, turbiditetsförändring, övertäckning, nedskräpning, elektromagnetisk förändring, undervattensbuller, förändring av ljusförhållanden, barriär för arters rörelse/spridning, kontakt/kollision, visuell störning
Biologisk påverkan	Genetisk modifikation och förflyttning av infödda arter, introduktion och spridning av främmande arter, introduktion av sjukdomsalstrande mikrober, uttag av målart, uttag av icke-målart (bifångst)

Graden av påverkan eller belastning som aktiviteterna leder till beror på typen och nivån av teknologin som vi tillämpar inom aktiviteterna och kan variera över rumsliga och tidsmässiga skalor. Törnqvist m. fl. (2020) definierar i sin rapport om fysisk störning av grunda havsområden påverkanszon på följande sätt: *Påverkanszon anger den area inom vilken risk föreligger för att grundläggande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är påverkade av mänsklig verksamhet och sannolikhet finns för bestående förändringar på livsmiljön. För påverkanszoner med högsta tilldelade värden är riskerna stora, för zoner med lägsta värden är riskerna låga men existerande. Kvalitetsfaktorerna omfattar morfologiskt tillstånd (bottensubstrat, bottenformer, djup), hydrografiska villkor (vågor, vattenströmning) och konnektivitet (möjlighet till samspel mellan individer, populationer och habitat). Påverkanszonen visar alltså den area inom vilken det finns en graderad, liten till väsentlig, risk för bestående påverkan på havsbotten och/eller i vattenpelaren.* Med bestående förändring avser Törnqvist m.fl. (2020) mätbara förändringar i förhållande till omgivningen med kvardröjande effekter som överstiger en rapporteringscykel, eller 6 år. Målsättningen är att det resultatet ska motsvara en graderad risk för minskad täckningsgrad, abundans och naturlighet hos bottenhabitaten där skalan går från en liten risk för indirekta fysiska effekter till en stor risk för total förlust av habitat (Törnqvist m.fl. 2020).

De hydromorfologiska kvalitetsparametrarna som används av Törnqvist m.fl. (2020) relaterar till vattenförvaltningens definitioner med följande preciseringar:

- Hydrologiska villkor avser vågverkan, inte tidvatten, då vågverkan anses överordnat tidvatteneffekter och de senare svårigen kan uppskattas.
- Morfologiska tillstånd motsvarar främst förflyttade bottensubstrat runt fysiska etableringar samt nedfallande sediment och resuspension runt bottenstörande verksamheter, till exempel muddringar. Här ingår även förändrade strukturer och variationer i djup och strandlinjens form.

¹⁰⁵ <https://www.marlin.ac.uk/>, senast besökt 2020-02-11.

- Konnektivitet avser förutsättningar för mobila arter, plankton och fröspridning i vattenpelaren och om dessas rörelser påverkas av fysisk blockering, via omblandning av vattenmassor, samt via introduktion av fysisk energi i form av ljudstötter (buller).

Påverkanstrycket som härstammar från aktiviteter som utövas i det mänskliga samhället kan i sin tur leda till oavsiktliga eller avsiktliga **Statusförändringar** (S i DPSIR) i ekosystemets tillstånd, med andra ord ha effekter på olika ekosystemkomponenter, det vill säga ”*State Changes*”. Vanligen är dessa statusförändringar oönskade och betraktas ofta som negativa och uppmärksammas i regel i form av förlust, skada, nedbrytning, o.s.v. Utövad påverkan eller belastning kan skada ett ekosystem direkt, såsom skörd av någon naturresurs eller muddring av bottenmaterial, eller så kan belastningen transporteras eller transformeras genom naturliga processer och indirekt orsaka förändringar och skador på ekosystemets naturliga förhållanden. Detta kan till exempel ske om föroreningar och näringsämnen som varit bundna i sedimentet på nytt kommer ut i vattenmiljön i samband med muddring eller dumpning av muddringsmassor. Hit kan man även räkna återsedimentering i andra miljöer än där ingreppen ägde rum. Förändringarna i status eller tillstånd gäller både de abiotiska och biotiska komponenterna i ett ekosystem. I denna rapport har vi ändå valt att betrakta de abiotiska variablerna som påverkanstryck. Vad gäller statusförändringar avser vi således framför allt inverkan på biologiska variabler, det vill säga förhållanden på ekosystem-, samhälls-, art- eller genetisk nivå, såsom till exempel fiskbestånd, förekomst av vegetation eller ryggradslösa djur, biodiversitetsnivåer eller mellanartsinteraktioner.

Förändringar i statusen på ekosystemets struktur och funktion har sedan i sin tur en **Inverkan** (I i DPSIR), på välbefinnande och välmående hos människor genom förstörda habitat, minskad biologisk mångfald, samt möjliga förändringar i de tjänster ett fungerande ekosystem förväntas erbjuda. Kort sagt har vi under ”Impact”, för enkelhetens skull, valt att sammanfatta dessa tjänster, egenskaper och värden under begreppet ”inverkan på ekosystemtjänster”. Ekosystemtjänster är nyttor för människor och samhället från ekosystemen. Dessa nyttor är funktioner, processer och andra företeelser som just nu eller i framtiden direkt eller indirekt tjänar eller stöder mänskliga sociala och ekonomiska drivkrafter. Ekosystemtjänsterna indelas vanligtvis i: stödjande, reglerande, tillhandahållande och kulturella tjänster. Ekosystemprocesser gynnar människor genom att (Bryhn m.fl. 2015):

- indirekt stödja processer som upprätthåller ekosystemet
- reglera luftkvalitet, vattenkvalitet, eller sjukdomar
- förse oss med till exempel föda, timmer, bränsle, vatten
- erbjuda kulturella värden inklusive estetiska värden och rekreationsvärden.

Människan fattar sedan beslut i form av en **Respons** (R i DPSIR), till effekter på olika delar av D, P, S eller I, det vill säga drivkrafter, påverkanstryck, statusförändringar och inverkan på människans system, i DPSIR-modellen.

För de flesta mänskliga aktiviteter som utövar ett fysiskt påverkanstryck på miljön kan responser (R) på negativa förändringar sättas in på drivkrafter (D) och direkt på aktiviteterna, till exempel som förvaltning av infrastruktur, livsmedels- och energipolitik och kulturpolitik, på påverkanstryck (P) såsom till exempel användning av land, vatten och resurser, på statusförändringar (S) i form av miljöövervakning och sanering samt biologisk övervakning och restaurering. De allra effektivaste åtgärderna är förstås att försöka minska på aktiviteten och dess skadande effekt till exempel genom att följa skadelindringshierarkin (Naturvårdsverket 2016).

Responser är åtgärder som tas av grupper/individer i samhället eller av myndigheter för att förhindra, kompensera för, förmildra eller anpassa förändringar i miljöns tillstånd genom att sträva efter att:

- kontrollera eller reglera drivkrafter, olika form av infrastruktur och påverkan eller belastning genom förvaltningsåtgärder eller politiska åtgärder eller genom att motverka olika mänskliga aktiviteter (vanligen sätts åtgärder in just här, det vill säga på D, drivkrafterna (framför allt de sekundära drivkrafterna eller aktiviteterna) eller på P, påverkanstrycket),
- direkt upprätthålla, sanera, rehabilitera, restaurera miljön eller ekosystems status eller tillstånd eller utföra ekologisk kompensation på annat håll, det vill säga utföra insatser på S, statusförändringar,
- ibland i praktiken “inte göra någonting alls”.
- Samhällets åtgärder för att förvalta ekosystemen i dessa fall, alltså för att utöva sin respons, omfattar tio grundläggande punkter (Mee m.fl. 2008; Gray & Elliott 2009; Elliott 2010, 2013) som säger att åtgärderna bör vara:
 - miljömässigt eller ekologiskt hållbara,
 - teknologiskt genomförbara,
 - ekonomiskt livskraftiga,
 - socialt önskvärda eller tolerabla,
 - juridiskt tillåtna,
 - administrativt uppnåeliga,
 - politiskt fördelaktiga,
 - etiskt försvarbara,
 - kulturellt inkluderande och
 - effektivt kommunicerbara till den breda allmänheten.

4.2. Fallstudie bryggor och fritidsbåtstrafik i Kosterhavet

Det huvudsakliga syftet med detta arbete är att undersöka hur naturvärden och ekosystemtjänster från grunda botten i Kosterhavet påverkas av förekomsten av bryggor ("bryggeffekt") och småbåtstrafik till och från bryggorna ("angöringseffekt") samt att utvärdera hur påverkan förändras under olika framtida utvecklingsscenarier. För illustration av samband mellan aktiviteter, deras påverkanstryck och ekosystemkomponenter samt ekosystemtjänster används DPSIR-modellen. Bland ekosystemkomponenterna undersöker vi de hotade arterna ålgräs, torsk och ål och bland ekosystemtjänsterna är det framför allt fråga om biologisk reglering, livsmedel och rekreation. För undersökningens syften har vi använt oss av olika typer av miljöövervakningsdata, satellitdata, inventeringsdata och modeller. Datat omfattar bland annat utvecklingen av antalet bryggor i området från 1960 fram till 2015, ålgräsets utbredning modellerad från inventeringsdata insamlade 2006–2015, samt data från provfisken utförda i Kosterhavet 2015 (Kraufvelin m.fl. 2017). Studien omfattar även en analys av rättsliga förutsättningar för att hantera de direkta och indirekta effekterna av anläggandet av bryggor på den gröna infrastrukturen inom ramen för de befintliga strandskyddsbestämmelserna. En kort beskrivning ges också av andra rättsliga instrument som kan tillämpas för att hantera effekterna av anläggandet av bryggor.

4.2.1. Kosterhavet - områdesbeskrivning

Det undersökta området (Figur 4) är ett av Sveriges artrikaste och mest varierande marina områden, både ekologiskt och landskapsmässigt. Området är starkt influerat av den djupa Kosterrännan som hyser för Sverige unika havsmiljöer. Av Sveriges cirka 3400 arter av marina ryggradslösa djur har uppskattningsvis 200 arter Kosterhavet som sin enda förekomstlokal. Av de arter och habitat som nämns i art-och habitatdirektivet förekommer 4 marina habitat och 9 arter är reproducerande i området och ytterligare 35 arter är regelbundet eller tillfälligt förekommande. Tretton av 17 arter på Osparns lista (med totalt 39 arter) som är funna i Sverige finns i nationalparken och 11 av 16 Ospar-habitat finns i området (Naturvårdsverket 2008). Totalt finns ca 85% av alla rödlistade marina arter i nationalparken. Landskapet är präglat av sprickdalar med branta steniga klippor och ett högt antal öar och skär vilka utgör viktiga reproduktionslokaler för knubbsäl och för flera fågelarter. Topologin i vattnet består omväxlande av klippor och sandiga bottenar. Mjuka bottenar grundare än 3 m är vanliga i området och utgör ett värdefullt habitat för många arter såsom ålgräs (*Zostera marina*) och ostron (*Ostrea edulis*). De utgör även viktiga uppväxtmiljöer för många fiskarter, som till exempel torsk (*Gadus morhua*) och ål (*Anguilla anguilla*). Just med tanke på denna mycket speciella och artrika havs- och skärgårdsmiljö har delar skyddats genom upprättandet av Kosterhavets nationalpark som avser bevara området i väsentligt oförändrat skick (Naturvårdsverket 2008). De flesta av områdets

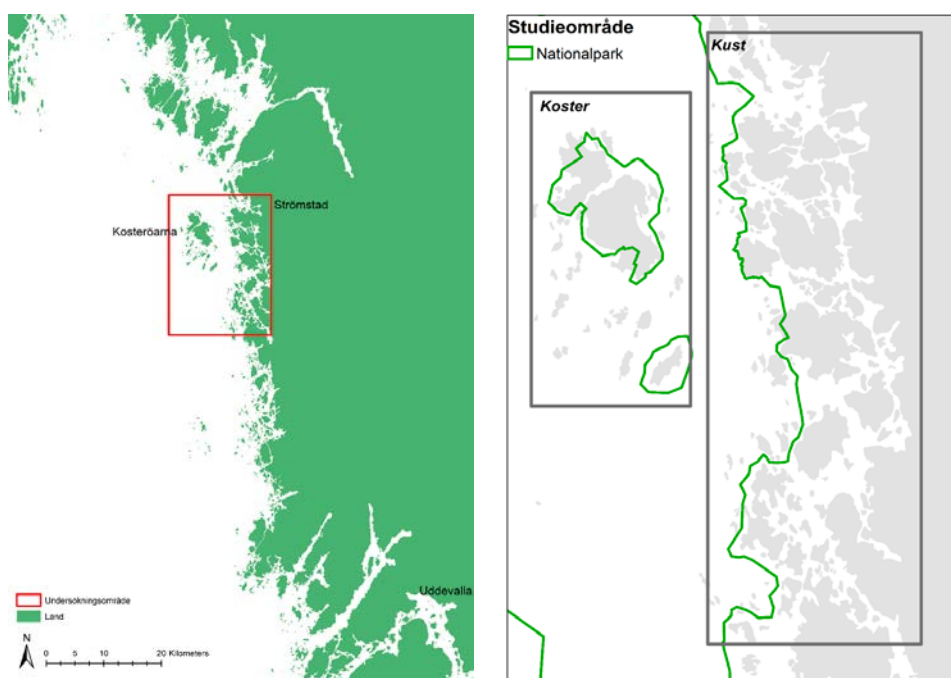
marina miljöer är dock påverkade av människan och många habitat har förändrats beträffande både kvalitet och omfattning jämfört med läget några årtionden tillbaka. Området påverkas av både aktiviteter inom området (till exempel trålning, båtliv för rekreation och fysisk exploatering) och av storskaliga processer som till exempel klimatförändring och marin eutrofiering. Området är mycket populärt för rekreation och båtliv, liksom för fiske. Fisket och det stora antalet båtar, såväl kommersiell sjöfart som fritidsbåtar, utgör några aktiviteter som leder till endogena påverkanstryck på områdets marina miljö, det vill säga påverkan som kan styras/åtgärdas genom förvaltning (Elliott m.fl. 2017).

4.2.2. D – ökad användning av fritidsbåtar

Fritidsbåtar och därtill hörande infrastruktur i form av bryggor, pirar, kajer och marinor är betydande påverkansfaktorer i kustmiljön, framför allt kumulativt och speciellt i grunda kustområden (Dawes m.fl. 1997; Jordan m.fl. 2009; Moksnes m.fl. 2019; Kraufvelin m.fl. 2020a). Enligt uppgifter finns det nästan 900 000 småbåtar i Sverige och mer än 1500 marinor (Laaksonen 2012; Dafforn m.fl. 2015) och utöver detta ett mycket stort antal enskilda bryggor. Utvecklingen i mängden bryggor och småbåtshamnar har ökat kraftigt från 1960-talet fram till slutet av 2010-talet (Moksnes m.fl. 2019). Moksnes m.fl. (2019) drar följande slutsatser som är relevanta för Västra Götalands län (och därmed även för Kosterområdet):

- Antalet bryggor har ökat mellan 1960 och nutid och trenden tycks vara en fortsatt ökning.
- Problematiken med byggnation och småbåtstrafik i grunda skyddade områden är som störst i Sverige i bl.a. Västra Götalands län. Där har stora områden nu så höga tätheter av bryggor, båtplatser och fritidsbåtar att negativa effekter på vegetation och fisk uppstår.
- Det är främst i skärgårdsområden i anslutning till större tätorter som koncentrationerna av bryggor är så stora att skador på vegetation och fiskreproduktion sker. Västra Götalands län har tillsammans med Stockholms län högst andel (20 %) påverkade grunda vågskyddade områden. Här borde man speciellt värna om kvarvarande relativt opåverkade områden.

Viktiga drivkrafter bakom fritidsbåtar och deras infrastruktur utgörs av våra behov av: a) rekreation, b) föda och kultur, där tillgång till föda delvis kan ligga bakom aktiviteter som jakt och fritidsfiske eller så kan verksamheten vara kulturellt betingad, m.m., c) förflyttning av människor och varor, som innebär utbyggd infrastruktur i form av marinor och farleder i skärgårds- och kustmiljön, d) skydd och säkerhet, som till exempel ligger bakom placering och utformning av marinor, bryggor, farleder för fritidsbåtar och badplatser (Kraufvelin m.fl. 2020a).



Figur 4. Avgränsning av undersökningsområdet, på den in-zoomade kartan visas undersökningens uppdelning Koster och i kust.

4.2.3. P – påverkan från bryggor och båttrafik i grunda mjukbottenmiljöer

Fritidsbåtarna och dess infrastruktur påverkar miljön på flera olika sätt. I denna studie undersöker vi (1) direkt fysisk påverkan som sker då bryggor etableras och på olika sätt stör ekologiska värden via fysisk påverkan eller skuggning, samt (2) indirekta effekter som sker i omedelbar närhet till bryggorna i samband med angöring av bryggorna, exempelvis uppgrulande propellar, svallvågor, muddring och fysisk påverkan på vegetation. Typiska exempel på miljöer på västkusten som utsätts för denna påverkan är habitat som förekommer i mer vågskyddade områden som ålgräsängar och andra grunda vegetationsbottnar, samt vegetationsfria bottnar. Sådana miljöer utgör viktiga områden för kustnära fiskarter som är beroende av undervattensvegetation för reproduktion, som uppväxtområden, för gömställen och för födosök (Sandström m.fl. 2005; Seitz m.fl. 2014; Hansen m.fl. 2018; Kraufvelin m.fl. 2018a). Studiens centrala ekosystemkomponenter är därför ålgräshabitat och fisk, med fokus på de hotade arterna ål och torsk. Båtburen rekreation stör i dessa sammanhang framför allt ålgräshabitat och leder till påverkanstryck som substratförlust, substratstörning, förändringar i vattenflöde, i vågexponeringsgrad (både från anläggningar och från trafik), ökad grumlighet, övertäckning, samt ljusförändringar i form av skuggning av bryggor och pontoner (Sundblad & Bergström 2014; Eriander 2016; Hansen m.fl. 2018; Moksnes m.fl. 2019; Kraufvelin m.fl. 2020a; Sagerman m.fl. 2020).

Bryggtätheten är störst i småbåtshamnar, eller marinor, och dessa är ofta belägna nära större befolkningscentra eller områden som är särskilt populära för rekreation och friluftsliv. Utöver detta finns det stora mängder enskilda bryggor, kajer och pirar, som innebär att det kumulativt kan röra sig om

väldigt många strandkonstruktioner med en svåröverskådlig, men möjligen betydande sammanlagd negativ effekt på havsmiljön (Sundblad & Bergström 2014; Moksnes m.fl. 2019; Kraufvelin m.fl. 2020a).

BEDÖMNING AV PÅVERKAN PÅ GRUNDA HABITAT OCH ARTER I KOSTERHAVET

För att undersöka hur utvecklingstakten har förändrats över tid och få en bas som man kan grunda framtida förändringar i påverkanstyck på (under olika utvecklingsscenarioer) beräknades den historiska utvecklingen av antal och längd av bryggor i Kosterhavet. Materialet baserar sig på Havs- och vattenmyndighetens rapport om fysisk störning av grunda havsområden, i vilken det finns en nationell sammanställning över utveckling i antalet bryggor från 1960–2016 (Törnqvist m.fl. 2020).

FYSISK STÖRNING AV GRUNDA BENTISKA MILJÖER I KOSTERHAVET

Eftersom vi hade karteringsdata för ekosystemkomponenter för 2015, valde vi detta år som en utgångspunkt. För år 2015 beräknades antalet bryggor i Kosterhavet ligga strax över 1700 och deras sammanlagda längd överstiga 35 km. Den genomsnittliga årliga ökningstakten av bryggor i Kosterhavet ligger kring 2 % med avseende på både antal och längd (Tabell 2). Den rumsliga utvecklingen av brygglängd per inventerad ruta mellan år 1960 och 2015 kan ses från Figur 5. Ökningen är störst i de norra delarna av undersökningsområdet, framför allt nära Strömstad och i sundet mellan Kosteröarna (orange och röd färg). I de gröna rutorna i figuren har antalet bryggor t.o.m. minskat.

Tabell 2. Genomsnittlig ökning (%) av antal bryggor respektive brygglängd i Kosterhavet under perioden 1960 till 2015.

År	Antal bryggor	Brygglängd (km)	Årlig ökning sedan senaste mätpunkt (%)	
			Antal	Längd
1960	562	9,92		
1994	1238	23,03	2,3	2,5
2008	1496	29,35	1,4	1,7
2015	1703	35,50	1,9	2,8
Genomsnittlig årlig förändring mellan 1960–2015			2,0	2,3

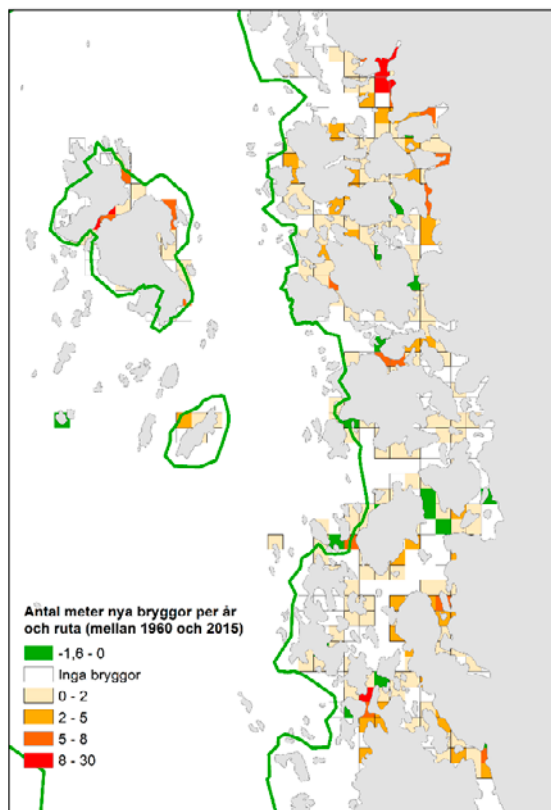
För att beräkna enskilda bryggors påverkan använder vi en standardiserad bryggbredd av 2 m vilket motsvarar medelbredden på bryggor längs Bohuskusten (beräknat från tabell 1 i Eriander m.fl. 2017) samt en buffertzona med påverkan på 5 m på vardera sida av själva bryggan. Detta ger en total påverkad bredd av 12 m (5 + 2 + 5 m) för bryggan. För att enbart ta hänsyn till de bryggor och delar av bryggor som finns inom djupintervallet 0–3 m nyttjade vi sjökortets djupinformation för att ”beskära” bryggorna vid 3 m djup (se röda linjer i Figur 6 för illustration). Bryggornas direkta påverkan

beräknades sedan som den totala ytan av alla bryggor, dividerat med arean av det aktuella habitatet.

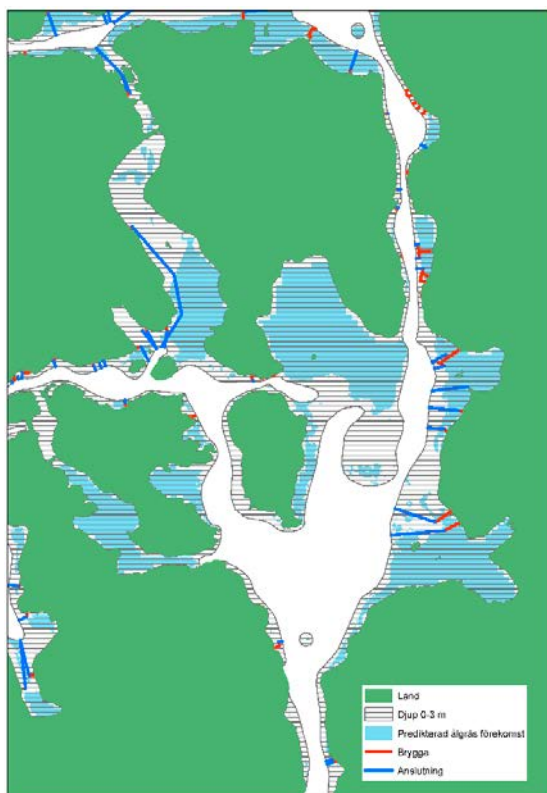
Den direkta påverkan är inte begränsad enbart till själva bryggan utan även till grunda områden (djup < 3 m) i närheten av bryggan som båtarna trafikerar till och från bryggan och där båtarna åstadkommer upprepade störningar på bottenmiljön ("angöringseffekt"). Denna effekt definierades och beräknades som den kortaste sträckan från bryggan till 3 m djupkurvan i sjökortet (se blå linjer i Figur 6 för illustration). För att sedan beräkna bottenytan som påverkas av anslutningseffekten användes en schablon på 10 m, vilket bedömdes vara ett realistiskt antagande. Den totala angöringseffekten beräknades som ytan av alla anslutningssträckor, dividerat med arean av det aktuella habitatet och slutligen beräknades den totala påverkan som summan av "bryggeffekten" och "angöringseffekten".

Ett särproblem vad gäller studier på småbåtstrafikens påverkan på miljön är svårigheterna med att hitta uppgifter om hur stora avstånd eller djup från störningskällan (till exempel båtmotorn eller båtskrovet) som har betydelse för att skador ska uppstå på olika ekosystemkomponenter.

Gucinski (1982) visade via laboratorieexperiment på propellerflöden och båt-inducerad turbiditet att resuspension kan uppstå på djup mindre än 3 m, men att detta troligen har större konsekvenser först när det är grundare än 2,2 m. Små, planande båtar påverkar mindre än större och tyngre båtar (Gucinski 1982). Detta kunde också Beachler & Hill (2003) bekräfta i sin experimentella undersökning på småbåtsmotorers hydrodynamiska påverkan i grunda vattenområden i USA med avseende på resuspension av bottensediment. Beachler & Hill (2003) presenterar modellprediktioner för olika grader av sedimentstörning på basen av vattendjup och båtens hastighet. Resultaten visar att påverkan är starkt beroende av båtens storlek, hastighet och vattendjup. Båtar som kör på tomgång och vid hastigheter under vilka båten inte planar påverkar bottensedimentet mest (Beachler & Hill 2003).



Figur 5. Rumslig utveckling av brygg längd i Kosterhavet per inventerad ruta mellan 1960 och 2015.



Figur 6. Illustration av beräkning av påverkansyta i djupintervallet 0—3 m för bryggor och anslutningseffekter.

Koch (2002) undersökte påverkan av svallvågor på hårnating (*Ruppia maritima*), i Chesapeake Bay i USA vid både hög- och lågvatten och fann mindre effekter än förväntat med avseende på ökad resuspension av sediment, avgivning av näringsämnen från sedimentet och minskade ljusmängder. Effekterna klassas rent av som minimala jämfört med naturliga fluktuationer i området, det vill säga motsvarar förhållanden som växterna är anpassade till (Koch 2002). De största effekterna noteras vid lågvatten då vågorna resuspenderar en liten mängd sediment som återsedimenterar inom några minuter, vilket innebär att grumlingseffekten blir kortvarig. Vågorna förorsakar även frisläppande av ammonium från sedimentet (från porvatten) och detta kan bidra till eutrofiering och ha negativa effekter för sjögräsängar över längre tid. Vid utvärderingen av dessa ”obetydliga” vågeffekter från båttrafik bör man komma ihåg att studien gäller störningar av en båttyp, på en art, på en plats, på en enda dag. Ailstock m.fl. (2002) undersökte tio olika båttyper och sju platser i de mellersta delarna av Chesapeake Bay, men rapporterar också obetydlig påverkan, bortsett från allra närmast botten. Det bör dock även noteras att båda dessa studier utfördes i tidvattensområden och det kan tänkas att sådana områden skiljer sig från icke-tidvattensområden till exempel med avseende på resuspension av små partiklar. I områden med stora tidvattenszoner spolas kanske de minsta partiklarna bort från grunda bottenar, medan de små partiklarna i områden med små tidvattenskillnader kanske blir kvar och förorsakar en tydligare grumling. Tidvatten skulle så att säga kunna ”tvätta” sedimenten och göra att grunda vikar i sådana områden inte blir så känsliga för resuspension. Detta är dock enbart spekulationer och resultaten av Koch (2002) och Ailstock m.fl. (2002) bör hur som helst jämföras med de svenska vegetationsstudier som utförts av Eriksson m.fl. (2004), av Hansen & Snickars (2014), av Hansen m.fl. (2018), av Sagerman m.fl. (2020) samt undersökningarna på fiskhabitat av Sandström m.fl. (2005) innan alltför långtgående slutsatser dras.

I vår undersökning standardiserade vi påverkan från båttrafik till 3 m avstånd från båten/båtmotorn.

SCENARIER FÖR FYSISK PÅVERKAN I GRUNDA HABITAT I KOSTERHAVET
För att utvärdera effekten av olika alternativ för reglering av bryggutveckling under de kommande 30 åren i Kosterhavet, beräknade vi den totala ytan och andelen grundområden som kan förväntas bli påverkade, samt yta och andel av ålgräshabitat, habitat för gulål och habitat för torsk. Med avseende på bryggutveckling utgick vi från ett antal olika utvecklingsmöjligheter där ”business as usual” (BAU) innebär att den nuvarande utvecklingstakten fortgår, medan de övriga alternativa modellerna innefattar varierande grader av förvaltningsinsatser för att reglera ökningen. Följande fyra scenarier testades:

- *Business as usual (BAU)* – Detta scenario baseras på att den framtida byggtutvecklingen sker med samma takt som nuvarande (+ 2,8 % per år, 2008–2015).
- *Halverad tillväxthastighet* (+ 1,4 % per år) – Jämfört med dagens (2008–2015) tillväxttakt.

- *Ingen ytterligare bryggstillväxt* – ingen ytterligare påverkan på ålgräs jämfört med dagens (2015-års) nivåer.
- *Inga nya bryggor i ålgräs* – Bryggor tillåts i en takt enligt BAU, men inga nya bryggor tillåts i ålgräshabitat. Detta utesluter inte att angörings-effekter från nya bryggor ut till 3 m djup förekommer i samma utsträckning som för nuvarande bryggors anslutning.

4.2.4. S – statusförändringar i ekosystemkomponenter p.g.a. fritidsbåtar och deras infrastruktur

Vad gäller småbåtstrafik finns det en rad undersökningar som visar på effekter på både undervattensvegetation och på fisk. Hansen & Snickars (2014) undersökte småbåtstrafiken och framför allt dess svallvågors och propellrars fysiska effekter på undervattensvegetation och makrofyters indirekta effekter på fiskyngel i grunda Östersjövikar och visar bland annat att proportionen av känsliga växtarter minskar med ökad grumlighet och småbåtstrafik. Samtidigt ökar mängden fiskyngel med andelen känsliga makrofyterarter, vilket kan ses som ett tecken på makrofyternas betydelse för ekosystemfunktionen. Eriksson m.fl. (2004) visar i sin tur att småbåtstrafik och medelstora färjor orsakar signifikanta förändringar i florans artsammansättning och har negativa effekter på dess artrikedom och utveckling på större djup. Förändringar i morfologi i inlopp till vikar genom muddring, ökad resuspension och grumlighet av svallvågseffekter samt mekaniska skador från propellrar antas utgöra de huvudsakliga påverkanstrycken. Sandström m.fl. (2005) undersökte effekter av båttrafik på fiskfaunan och visar att fiskarter med hög preferens för vegetation påverkas negativt, medan arter med låg preferens för vegetation påverkas positivt. På samma sätt visar Hansen m.fl. (2018) även på tydliga positiva förhållanden mellan vegetationstäkningsgrad och fiskabundans. Vad gäller specifikt båttrafikens påverkan på fisk, visar en global sammanfattning av Whitfield & Becker (2014) att småbåtstrafiken påverkar både biologin och ekologin hos fiskar, men att effekterna varierar beroende på fiskart och t.o.m. på fiskens storleksklass. Även Whitfield & Becker (2014) drar slutsatserna att det är förändringar i vågklimat och grumlighet som påverkar fisken och dess habitat (speciellt vegetationsbäddar).

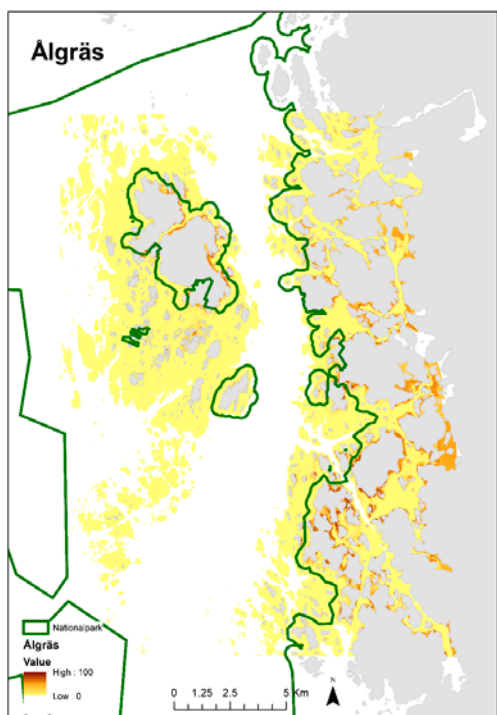
Förtöjningsanläggningar såsom bryggor, pirar och kajer, men även ankringsutrustning, påverkar kustnära habitat. Eriander (2016) undersökte i sin doktorsavhandling de negativa effekterna på ålgräsängar av skuggning från bryggor (enskilda och i marinor) längs den svenska Skagerrakkusten (se även Eriander m.fl. 2017). Dessa undersökningar visar att skuggning från bryggor i medeltal reducerar täckningsgraden för ålgräs, som är känsligt för försämrade ljusförhållanden, med 42–64 % under eller i närheten av bryggorna och att ålgräset, har svårt att växa på ett avstånd av upp till 8 m från bryggan. Undersökningarna visar också att flytbryggor har större negativ påverkan, troligen p.g.a. att de förorsakar mer skuggning. Flytbryggor orsakar ofta ett totalt försvinnande medan pålade bryggor som högst orsakar 70 % reduktion av ålgräsets täckningsgrad (Eriander m.fl. 2017). Täckningen av skott är generellt också lägre kring flytbryggor jämfört med täckningen kring pålade

bryggor. Totalytan ålgräs som påverkades negativt av bryggor och småbåtsmarinor vid den svenska västkusten uppskattades till 480 ha, vilket motsvarar > 7 % av nuvarande ålgrästäckning i området (Eriander m.fl. 2017). Tidigare undersökningar från USA och från Australien visar på liknande negativa effekter från bryggor och speciellt från flytbryggor (Burdick & Short 1999; Fresh m.fl. 2006; Gladstone & Courtenay 2014). Småbåtstrafik och dess infrastruktur har rapporterats ge mindre effekter på sjögräs i jämförelse med många andra påverkanstryck i estuarier, men anges ändå ha en stor kumulativ stressinverkan. Sjögräsbiomassan är signifikant lägre under bryggor – en minskning i biomassa observeras under bryggan redan efter 6 månader, medan reduktionen är minst 90 % efter 26 månader (Gladstone & Courtenay 2014). Vad gäller specifika effekter av ankring från småbåtar visar en färsk studie från naturhamnar i Kosterhavets nationalpark (Egardt 2018) att det finns ett signifikant positivt samband mellan antalet ankranke båtar och antal spår av ankare i undervattensmiljön. Däremot visar inte Egardt (2018) på någon signifikant minskning av ålgrästäckning med ökande mängd båtar i naturhamnarna.

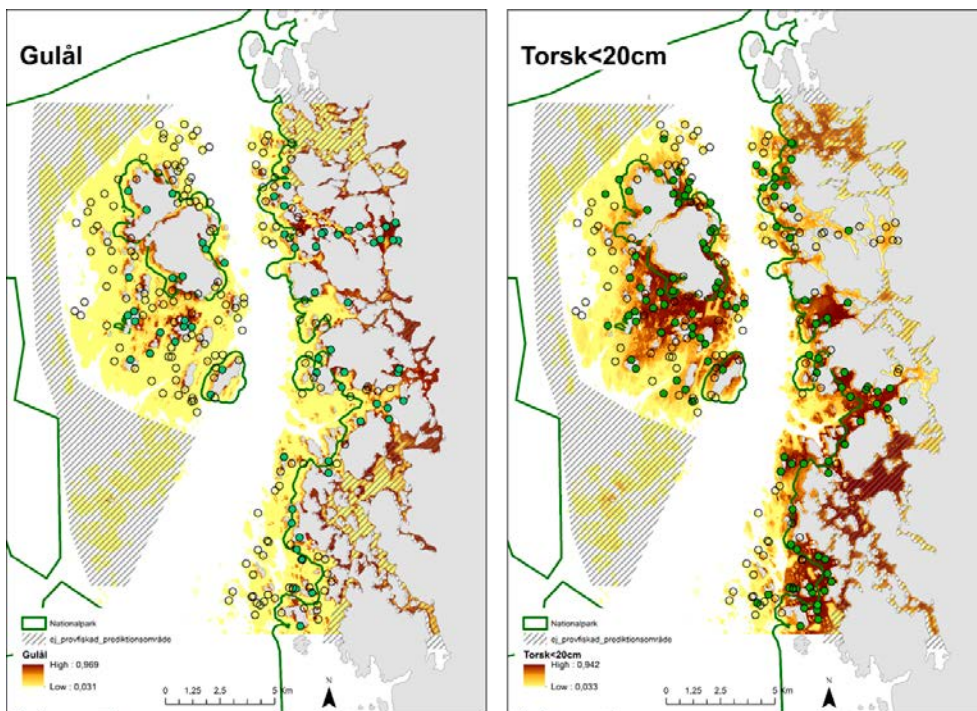
UTBREDNING AV VIKTIGA EKOSYSTEMKOMPONENTER I KOSTERHAVET

De ekosystemkomponenter för vilka vi beräknade utbredningen inom det undersökta området är ålgräs och habitat för torsk (< 20 cm) och gulål. Utbredningen av dessa habitat baseras på empiriska modeller med hjälp av 735 videoobservationer av vegetation och substrat och 240 provfisken med ryssjor (Kraufvelin m.fl. 2017). Samtliga modeller har utförts som ensemblemodellering, det vill säga modeller där flera statistiska metoder kombineras, i R med paketet "BIOMOD2". För att undersöka samband mellan fisk och vegetation användes envariabelmodeller (GAM) där förekomst av gulål respektive torsk testades mot olika prediktorer för ålgräs från modellerad vegetation i 50 m raster.

Totalt ligger 34 km² av bottenarna på 0–3 m djup, vilket är det intervall som antas vara mest utsatt för direkta och indirekta effekter av båtbyggor. Två tredjedelar av ytan återfinns i kustområdet öster om Kosterfjorden (Kust, se Figur 4) och resterande återfinns runt Kosteröarna (Koster, se Figur 4). Data och modeller visar att cirka en tredjedel av grundområdena är lämpliga habitat för ålgräs (12 km²), två tredjedelar för gulål (21 km²) och 20 % habitat för ung torsk (7,5 km², Tabell 3). Såväl ålgräs som gulål finns övervägande i kustområdet (88 respektive 79 %), medan det är en mer jämn fördelning av tillgängligt habitat för torsk med 58 % kustområdet och 42 % i området kring Kosteröarna. Figur 7 visar den modellerade utbredningen av ålgräs i Kosterhavet, medan den modellerade förekomsten av ål och den modellerade förekomsten av ung torsk visas i Figur 8.



Figur 7. Predikterad sannolikhet för förekomst av ålgräs (*Zostera marina*) i Kosterhavet (Bergström opublicerat).



Figur 8. Predikterad sannolikhet för förekomst av gulål (till vänster) och torsk < 20 cm (till höger) i Kosterhavet (Kraufvelin m.fl. 2017). Gröna punkter anger stationer där arten fångats och tomma cirkelar där arten inte fångats. Strekat område anger osäker prediktion.

SAMBAND MELLAN FISK OCH ÅLGRÄSVEGETATION I KOSTERHAVET

I Figur 9 visas resultat från analysen där kopplingen mellan vegetation och fisk testades. För gulål påvisades en tydlig positiv koppling till växtligheten, både i en modell som baserades på vegetationsdata från droppvideo och i en modell där sambandet testades mot modellerad utbredning av ålgräs (Figur 9). Även för torsk kunde en positiv koppling till vegetation påvisas i modellen som baserades på modellerad utbredning av ålgräs (Figur 9). De positiva sambanden mellan förekomst av ålgräs och gulål ($p < 0,001$) samt torsk < 20 cm ($p < 0,001$) indikerar att man kan förvänta sig att hitta bättre habitat för dessa arter där det finns mer ålgräs (Figur 9, Tabell 4). Överlagringsanalys av modellerad utbredning av de två fiskarterna och ålgräsutbredningen visar att 65 % av torskens och 43 % av gulåls habitat utgörs av ålgräs i området.

Tabell 3. Utbredning av 0–3 m habitat i det undersökta området i km². Ytor av ålgräs och habitat för gulål och ung torsk baseras på modellering av dessa habitat i området.

	Total yta 0–3 m	Ålgräs	Gulålshabitat	Torskhabitat
Kust	23,7	10,6	16,3	4,3
Koster	10,6	1,4	4,3	3,2
Totalt	34,4	12,1	20,6	7,5

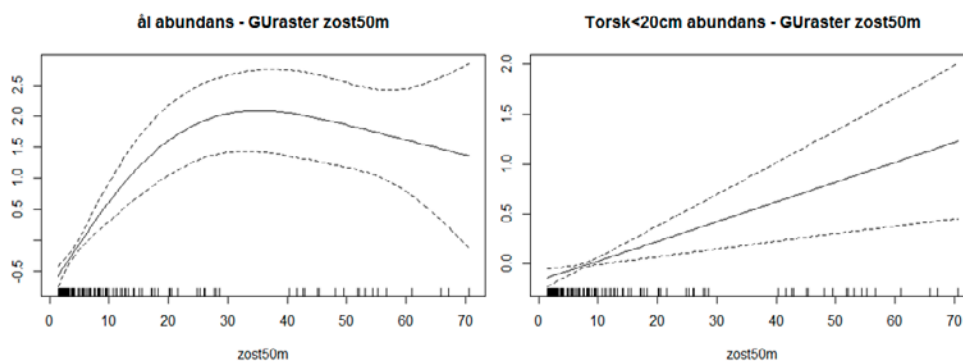
Tabell 4. Modellerade samband mellan ålgräs och fisk.

Art	Modellnamn	Källa	Prediktor	p	D2
Gulål	å15ab	GU-raster	Zost 50 m radie	$4,4e^{-12}$ ***	28,4
Torsk < 20 cm	t5ab	GU-raster	Zost 50 m radie	0,00096 ***	6,2

NUVARANDE PÅVERKAN PÅ MILJÖER OCH EKOSYSTEMKOMPONENTER I KOSTERHAVET

Grunda områden (0–3 m)

Sett till hela det undersökta grundområdet (0–3 m) är ca 0,75 km² av grundområdet påverkat av bryggor och anslutningseffekter varav knappa 90 % av de påverkade ytorna finns i kustområdet och resterande kring Kosteröarna (Figur 10). Detta motsvarar 2,2 % av den totala tillgängliga ytan. I kustområdet är motsvarande siffra 2,8 % och kring Kosteröarna är det knappt 1 % av den tillgängliga ytan som är påverkad (Figur 11). Jämför man hur det ser ut i kustområdet och totalt är skillnaden mellan hur stora delar som påverkas av anslutningseffekter i förhållande till själva bryggan marginell (Figur 11).



Figur 9. Undersökning av samband mellan ålgräsvegetation och gulål (till vänster) respektive ålgräsvegetation och torsk (<20 cm) (till höger).

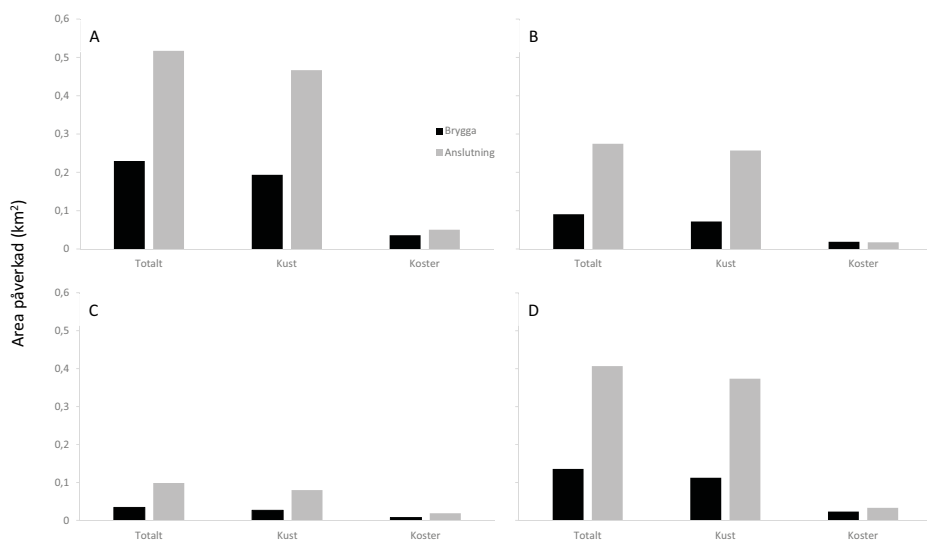
ÅLGRÄS

Totalt är ca 3 %, eller ungefär 37 hektar, av den tillgängliga ytan av ålgräs påverkat av bryggor och dess anslutningseffekter (Figur 11). Av dessa 37 hektar återfinns ungefär 90 % av den påverkade ytan i de kustnära områdena och cirka 10 %, eller 3,6 hektar, kring Kosteröarna. Detta motsvarar 3,1 % av det tillgängliga habitatet i de kustnära områdena respektive 2,5 % i Kosterområdet (Figur 11). Liksom för den totala påverkan på grundområden (0–3 m) är det en jämnare fördelning i Kosterområdet i det avseendet att bryggorna påverkar ungefär lika stora ytor som anslutningseffekterna. Det bör noteras att påverkansvärdena från fritidsbåtstrafiken och dess infrastruktur som vi rapporterar i denna studie är lägre än vad vi förväntat oss, åtminstone i relation till den stora minskning av ålgräs som rapporteras ha skett längs västkusten (Moksnes m.fl. 2016a, 2016b; Eriander m.fl. 2017). Antingen har båttrafiken/bryggorna mindre betydelse för minskningen av ålgräsets utbredning än andra faktorer (se också Gladstone & Courtenay (2014) vad gäller bryggor/förtöjning), eller så är de indirekta effekterna av till exempel resuspension/turbiditet och skuggning mycket större än vad vi kan fånga upp med våra modeller. De indirekta effekterna av båttrafik på turbiditet behöver undersökas närmare, eftersom det finns indikationer på att grumlingseffekterna kan vara omfattande (Moksnes m.fl. 2019). Enligt Moksnes m.fl. (2019) visar studier från Nordamerika att trafik från fritidsbåtar kan grumla upp sediment 10–50 gånger bakgrundskoncentrationen i grunda mjukbottenmiljöer till koncentrationer på över 600 mg/l (Johnson 1994, Klein 2007 och referenser däri).

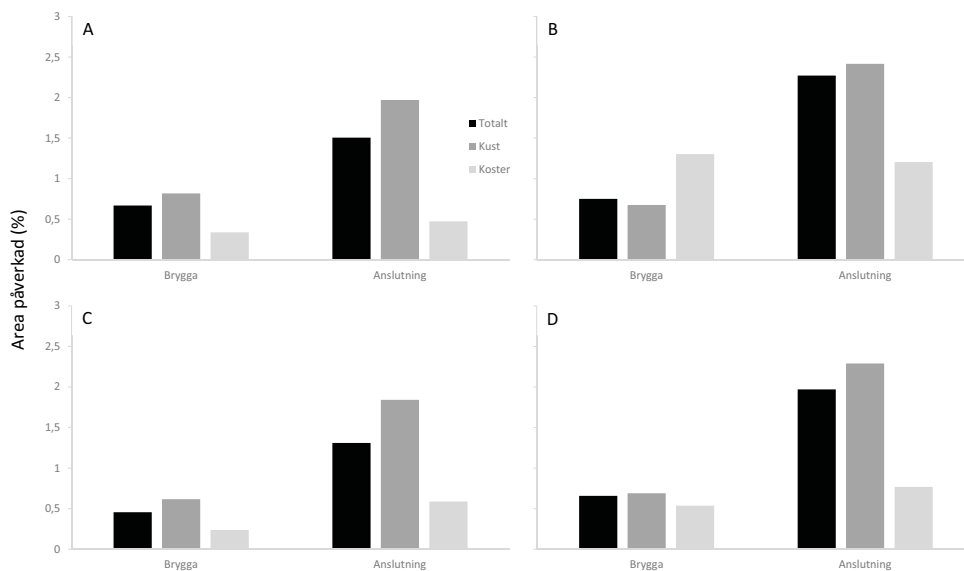
FISK

Påverkanstrycket för habitat för gulål och torsk (< 20 cm) följer samma generella struktur som det totala påverkanstrycket i grundområdena och mönstret för ålgräs med en tydlig övervikt till anslutningseffekter och med 80–90 % av ytan som påverkas lokaliserad till kustområdet (Figur 11). Totalt påverkas över 50 hektar av gulålshabitat av bryggor och anslutningseffekter i djupintervallet 0–3 m i det undersökta området. Av dessa är cirka 10 hektar påverkade av

själva bryggorna och drygt 40 hektar påverkade av anslutningseffekter (Figur 10). Motsvarande ytor för torskhabitat (< 20 cm) är drygt 10 hektar i kustområdet och 2,6 hektar kring Kosteröarna. Detta motsvarar för gulålshabitat en nuvarande totalpåverkan av 2,6 % av habitatets yta, medan cirka 1,8 % av habitatet för torsk påverkas (Figur 11).



Figur 10. Påverkad yta i km² totalt i hela området och fördelat på kustområdet respektive området kring Kosteröarna samt uppdelat på påverkansfaktor (brygga respektive anslutning från brygga till djupare vatten). A) Total yta 0–3 m som är påverkad, B) Yta av ålgräs som är påverkad, C) Yta av habitat för torsk < 20 cm och D) Yta av gulålshabitat som är påverkad.



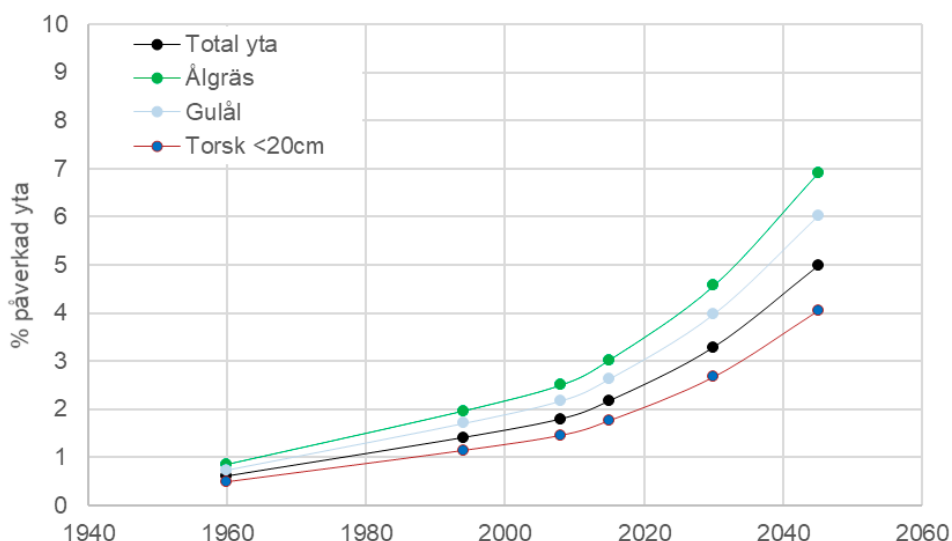
Figur 11. Andel (%) av tillgängligt habitat som är påverkat av bryggor respektive anslutning: A) Totalt, B) Ålgräs, C) Torsk < 20 cm och D) Gulål.

SCENARIER FÖR FYSISK PÅVERKAN I GRUNDA HABITAT I KOSTERHAVET Business as usual (BAU).

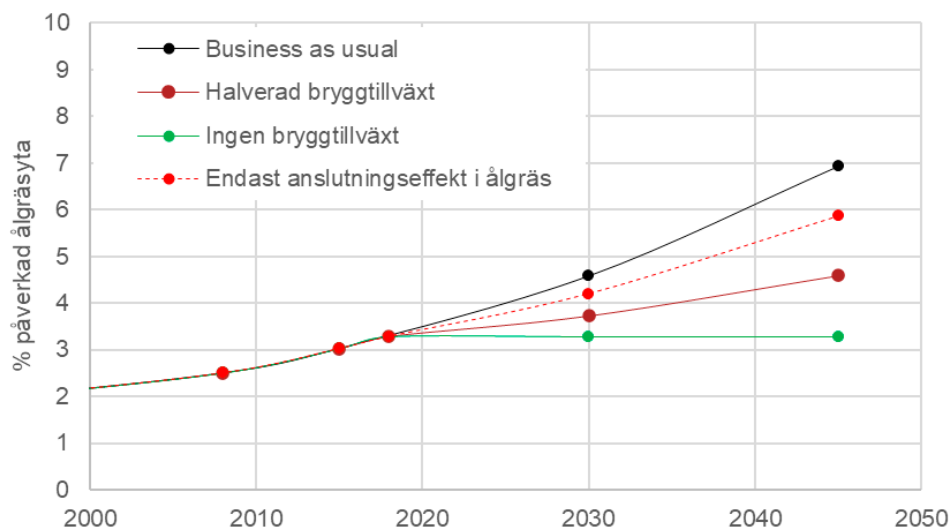
Med nuvarande ökningstakt i antalet bryggor kommer inom en period på 25 år ca 5 % av hela grundområdet (0–3 m) att vara påverkat av bryggor och dess anslutningseffekter (Figur 12). Detta motsvarar mer än en fördubbling fram till år 2045. Med nuvarande ökningstakt i påverkanstryck skulle alltså mer än 1,7 km² av grunda områden vara påverkade av bryggor och anslutningseffekter om 25 år bara i det område som undersökts i denna studie. Därtill kommer naturligtvis alla andra former av mänsklig påverkan, såväl direkta som indirekta effekter, att inverka på dessa grunda områden i varierande grad.

Ålgräshabitaten som i nuläget är påverkade i något större grad än grundområden generellt, ~3 % av ytan för ålgräshabitat jämfört med 2,2 % för grundområden generellt, kommer med nuvarande ökningstakt om 25 år (2045) att vara påverkade i närmare 7 % av arealen det vill säga knappa 85 ha (Figur 12).

Även gulålshabitatet är något mer påverkat än grundområden generellt i nuläget med 2,6 % av gulålshabitat mot 2,2 % för grundområden. Med nuvarande ökningstakt i bryggantal och dess påverkan kommer vi år 2030 att ha en direkt påverkan på 4 % av gulålshabitatet från bryggor och anslutningseffekter och ytterligare 2 %-enheter högre påverkan 2045 (Figur 12). Torskhabitatet, som har en förhållandevis större utbredning ytmässigt i Kosterområdet i förhållande till kustområdet jämfört med såväl ålgräs som gulålshabitat, uppvisar en något lägre total påverkansgrad än dessa bägge arter och för grundområden generellt, men en total påverkan i dagsläget på ~1,8 %. Påverkansutvecklingen är därför med nuvarande utvecklingstakt något svagare med dryga 4 % av ytan påverkad om 25 år vid ”business as usual” (Figur 12).



Figur 12. Utvecklingen av andelen (%) påverkat habitat samt projektion av framtida påverkan i det undersökta området baserat på nuvarande utvecklingstakt (business as usual).



Figur 13. Scenario för utvecklingen av brygg- och anslutningseffekters påverkan av ålgräshabitat. – Business as usual (+ 2,8 % per år), – Halverad tillväxthastighet (+ 1,4 % per år). – Ingen ytterligare bryggstillväxt, – Endast anslutningseffekter med nya bryggor i samma takt som nu, men inga placeras i ålgräs.

HALVERAD TILLVÄXT.

Vid en halverad tillväxt kommer drygt 4,5 % av ålgräshabitatet att vara påverkat av bryggor och tillhörande anslutningseffekter om 25 år till skillnad från om utvecklingen fortsätter som idag, då ca 7 % av ytan med ålgräsförekomst kommer vara påverkad (Figur 13). Om istället utbyggnaden av bryggor helt avstannar, kommer den påverkade ytan att stå kvar strax över 3 %. Om ökningstakten i antalet bryggor är konstant på dagens nivåer (+ 2,8 % per år) och inga bryggor placeras på ålgräs, men anslutningseffekterna fortsätter öka med samma takt som med dagens bryggutveckling, kommer man istället att ha en total påverkan på strax under 6 % år 2045 (Figur 13).

4.2.5. I – Inverkan på ekosystemtjänster

Mänskliga aktiviteter har globalt förändrat många marina ekosystems struktur och funktion (Halpern m.fl. 2008) via sin påverkan på havsmiljön och statusförändringar i marina ekosystemkomponenter och därigenom har de lett till många och vitt spridda effekter på marina ekosystemtjänster, det vill säga de nyttor som människan kan få från fungerande ekosystem (Bryhn m.fl. 2015). Förändringar i ekosystemkomponenternas status har nämligen en inverkan, I, på välbefinnande och välmående hos människor genom förstörda habitat, minskad biologisk mångfald, samt förändringar i de tjänster som ett fungerande ekosystem förväntas erbjuda. För enkelhetens skull kan alla dessa tjänster, egenskaper och värden sammanfattas under begreppet ”inverkan på ekosystemtjänster” (Kraufvelin m.fl. 2020a). Ekosystemtjänsterna indelas vanligtvis i: stödjande, reglerande, tillhandahållande och kulturella tjänster (de tre senare grupperna brukar också sammanfattas till slutliga ekosystemtjänster).

Kvalitativa och kvantitativa uppskattningar av hur olika mänskliga aktiviteter, via sina påverkanstryck och de statusförändringar i ekosystemkomponenter som de ger upphov till, påverkar ekosystemtjänster är svårgenomförbara. Kraufvelin m.fl. (2018b) utvecklade metoder för att analysera förhållanden mellan mänskliga aktiviteter och deras inverkan på marina ekosystemtjänster i Sverige genom användning av DPSIR-modellen. Kopplingar mellan aktiviteter och ekosystemtjänster etablerades via kvantitativa data, när sådana fanns tillgängliga, och genom expertbedömningar, när kvantitativa uppgifter saknades. Utgående från rapporten av Kraufvelin m.fl. (2018b) torde fritidsbåttrafiken och dess infrastruktur främst påverka primärproduktionen, näringsvävar, biologisk mångfald och livsmiljöer av de stödjande ekosystemtjänsterna. Bland de slutliga ekosystemtjänsterna kan fritidsbåttrafiken och dess infrastruktur främst antas påverka den reglerande ekosystemtjänsten reglering av övergödning, den tillhandahållande ekosystemtjänsten livsmedel och den kulturella ekosystemtjänsten rekreation (Kraufvelin m.fl. 2018b).

För beslutsfattare är det ofta användbart att ännu ett steg vidare tas till ekonomisk värdering av ekosystemtjänster (Nyström Sandman m.fl. 2017). Detta är dels viktigt för att öka förståelsen för vad ekosystemen bidrar med och dels för att avvägningar och prioriteringar mellan olika beslutsalternativ kan underlättas för att få en så effektiv förvaltning som möjligt givet tillgängliga resurser (Bateman m.fl. 2014; Malinga m.fl. 2015). Cole & Moksnes (2016) har räknat på vad en förlust av ålgräs kostar årligen i pengar för förlorade ekosystemtjänster, såsom fiskproduktion och upptag av kol och kväve, och anger en siffra på 11 000 kronor/hektar. Om vi i Kosterhavet har 1210 hektar ålgräsängar, motsvarar dessa en årlig produktion av ekosystemtjänster om 13,31 miljoner kronor, vilket om ca 3,3 % påverkas eller förloras motsvarar ca 440 000 kronor. Värdet år 2045 kan då vara uppe i nästan 950 000 kronor per år och fortsätter kanske sedan bara att öka. Notera dock att helt andra siffror, 135 gånger högre värden, ges för förlorad fiskproduktion i sjögräsängar i Australien, eller 1,5 miljoner svenska kronor per hektar (Blandon & zu Ermgassen 2014), varför förlusterna eventuellt kan vara betydligt större än de siffror som anges ovan. Preliminära uppgifter ger också vid handen att siffrorna som angetts av Cole & Moksnes (2016) ska vara betydligt högre och att dessa siffror nu håller på att uppdateras (Moksnes m.fl. under arbete). Blandon & zu Ermgassen (2014) kalkylerar också att restaureringskostnader på 4,15 miljoner svenska kronor per hektar återställd sjögräsäng kan vara berättigade ur det australiensiska perspektivet. För svenska förhållanden räknar Moksnes m.fl. (2016b) med kostnader på ca 1,2–2,5 miljoner kronor per hektar för restaurering av ålgräs, inklusive kostnader för val av lokal och utvärdering. Vi undviker att ta ställning till om dessa kostnader är berättigade i förhållande till det beräknade värdet av en hektar ålgräsäng (Cole & Moksnes 2016), men vi vill lyfta att man bör förhålla sig restriktiv för exploatering av habitat där eventuella restaureringskostnader ligger på en så pass hög nivå.

4.2.6. R – Strandskydd i Sveriges havsområden

Sedan en lång tid tillbaka gäller strandskydd vid Sveriges kuster, men också vid insjöar och vattendrag.¹⁰⁶ Det ursprungliga syftet var som bekant att trygga förutsättningarna för allemansrättslig tillgång till strandmiljöer. Sedan 1994 syftar dock strandskyddet även till att långsiktigt *bevara goda livsvillkor för djur- och växtlivet på land och i vatten*.¹⁰⁷ Målsättningarna är likställda. Ett område som bedöms värdefullt för endast ett av syftena har ett lika starkt skydd som när båda skyddsintressena aktualiseras.¹⁰⁸ Strandskyddet är utformat som en förbudslagstiftning som omfattar vissa åtgärder och verksamheter som också träffar markägare.

VAD ÄR FÖRBJUDET INOM STRANDSKYDDADE OMRÅDEN?

Inom strandskyddade områden gäller ett flertal förbud. Mer precist innebär strandskyddet att det är förbjudet att, inom det strandskyddade området, uppföra nya byggnader, ändra byggnader, utföra anläggningar eller anordningar, till exempel bryggor, *som hindrar eller avhåller allmänheten från att beträda området* men också att utföra grävningsarbeten och andra förberedelsearbeten för sådana byggnader eller anläggningar och anordningar.¹⁰⁹ Därutöver är alla åtgärder *som väsentligen kan förändra livsvillkoren för djur- och växtarter* förbjudna.¹¹⁰ Med *åtgärd* avses även anläggningar och anordningar, såsom bryggor.¹¹¹ Anläggande av bryggor men också grävningsarbeten och andra förberedelsearbeten kan således vara förbjudna av såväl allemansrättsliga skäl som miljöskäl. Även om det inte finns några hinder ur allemansrättslig synpunkt kan åtgärden därmed vara otillåten med hänsyn till miljön.

Av bestämmelsens ordalydelse följer att inte alla förändringar av djur- och växtarters livsvillkor är förbjudna. Endast om de är *väsentliga* inträder förbudet. Det framgår inte av lagtexten vad som är en väsentlig förändring, men i förarbetena anges anläggandet av *båtbryggor* och större *badbryggor*, *muddring av mjukbottnar* och vassområden, utfyllnad av vattenområden, schaktning, anläggandet av konstgjorda stränder, dragning av elledningar, spridning av bekämpningsmedel och gödsling som exempel.¹¹² Vad som utgör en ”väsentlig förändring” av livsvillkoren måste emellertid alltid bedömas i det enskilda fallet, bland annat med hänsyn till livsmiljöernas och arternas förekomst, känslighet och värde. En mindre omfattande muddring som bedöms få

¹⁰⁶ 7 kap. 13 § MB.

¹⁰⁷ Se 7 kap. 13 § 2 st. MB.

¹⁰⁸ Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 32.

¹⁰⁹ 7 kap. 15 § p. 1-3. MB.

¹¹⁰ 7 kap. 15 § p. 4. MB.

¹¹¹ Se prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 41.

¹¹² Vidare framgår av förarbetena att åtgärder som att anlägga en mindre trädgårdsdamm, gräva en grop, röja sly eller andra mindre ingripande åtgärder som vidtas inom tomtmark bör enligt förarbeten normalt inte ses förbjudna eftersom tomtmark ofta saknar sådana värdefulla livsmiljöer som strandskyddet syftar till att bevara. Se prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 41 samt 100-101.

begränsad påverkan på djur- och växtarters livsvillkor har till exempel inte ansetts omfattas av förbudet,¹¹³ medan muddring på ca 150 m² inom en grund havsvik med mjukbotten bestående av lera, bedömdes otillåten utan dispens.¹¹⁴ Domstolen lägger i det senare fallet vikt vid att det handlar om just en mjukbotten som består av lera. I båda fallen bedöms den enskilda muddringens påverkan utan ett explicit beaktande av risken för kumulativa effekter av många småskaliga muddringar över tid. Ett resonemang om kumulativa effekter förs dock av Miljödomstolen (nuvarande Mark- och miljödomstolen) i det första fallet. Länsstyrelsen hade lyft risken för kumulativa effekter bland annat till följd av att upprepade muddringar på den aktuella platsen skulle krävas för att upprätthålla det önskade djupet över tid. Domstolen uttalar dock att det inte finns skäl att vid den aktuella bedömningen ”väga in eventuella framtida muddringar”. Domstolen menar att det i det aktuella fallet saknas anledning att anta att något stort antal muddringar, som sammantaget skulle ge upphov till betydande nackdelar, kommer att komma i fråga.

Av ordalydelsen följer vidare att det inte krävs att förändringen är *negativ* för djur- och växtliv. Även åtgärder med positiv inverkan på miljön (till exempel anläggandet av en våtmark) inom området kan därmed vara förbjuden. Syftet med detta är att säkerställa att åtgärden utformas på ett godtagbart sätt och att eventuella skadeförebyggande åtgärder vidtas.¹¹⁵ Ett annat syfte är att förenkla den enskildes bedömning. Enligt motiven bör det nämligen vara lättare att bedöma om åtgärden har en påverkan på miljön än att bedöma om påverkan är negativ, eftersom en sådan bedömning kräver kännedom om flera förhållanden, däribland livsmiljöernas och arternas förekomst, känslighet och värde.¹¹⁶ Genom ändringen blir det således tydligare att det är prövningsmyndigheten som ska avgöra betydelsen av åtgärden och dess förenlighet med strandskyddets syften (Olsen Lundh 2016).¹¹⁷ En fördel ur miljösynpunkt är att denna ordning bör leda till att fler åtgärder blir prövade och därmed kommer till tillsynsmyndigheternas kännedom. Ur miljösynpunkt är det också viktigt att det räcker med en *risk* för en väsentlig förändring för att åtgärden ska vara förbjuden, eftersom kunskapen om konsekvenserna för miljön av anläggandet och användning av bryggor ofta är långt ifrån fullständig.¹¹⁸

De förbud som strandskyddet ställer upp bör i de flesta fall främja båda skyddsintressena (Bengtsson 2013; Olsen Lundh 2016). I vissa fall finns dock en risk för konflikt eftersom en god tillgång till strandområden kan innebära ett omfattande friluftsliv med störningar och skador på arter och livsmiljöer både på land och under havsytan. En anläggning av en stor badbrygga med avhållande effekt på den allmänhet som färdas med båt inom området kan

¹¹³ MÖD 2003:47.

¹¹⁴ Se Mark- och miljödomstolen mål, nr M6962-13 (2013-).

¹¹⁵ Se prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 41 samt 100-101.

¹¹⁶ Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 41.

¹¹⁷ Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 100-101.

¹¹⁸ Detta följer av ordalydelsen (kan förändra).

till exempel minska negativa effekter av båttrafik. Det är emellertid rimligt att anta att många bryggor också nyttjas för anläggning av båtar även av de som bor eller vistas på fastigheten samt att även detta kan ge upphov till en betydande påverkan på området. Även om sådana effekter kan vägas in vid prövningar enligt strandskyddsbestämmelserna krävs kompletterande instrument, såsom inrättandet av djur- och växtskydds-områden och naturreservat med landstigningsförbud, hastighetsbegränsningar med mera, för att hantera störningar från friluftsliv inom strandskyddade områden.

Förbuden gäller endast *inom* ett geografiskt avgränsat område, nämligen, ett, som huvudregel, land- och vattenområdet intill 100 m från strandlinjen vid normalt medelvattenstånd.¹¹⁹ Åtgärder som vidtas *utanför* det strandskyddade området är inte förbjudna, även om de kan få en negativ påverkan på djur- och växtliv i det strandskyddade området. Viktigt är dock att strandskyddet gäller hela detta område, även vattenområdet.¹²⁰ En annan viktig utgångspunkt är att strandskyddet gäller generellt, det vill säga utan krav på ett särskilt utpekande, i hela landet.¹²¹ Detta innebär att bevisbördan, och därmed kostnaden för att uppfylla kraven, flyttas från det allmänna till den som vill vidta en åtgärd eller bedriva en verksamhet inom strandskyddat område. Utgångspunkten är förenlig med principen om att förorenaren betalar. Strandskyddsområdet kan också i det enskilda fallet utvidgas till högst 300 m från strandlinjen vid normalt medelvattenstånd *om det behövs* för att *säkerställa* något av strandskyddets syften. För detta krävs ett särskilt beslut från länsstyrelsen.¹²² Bevisbördan ligger i detta fall på den beslutsfattande myndigheten. Ett exempel som nämns i förarbetena är grunda havsbottnar som är viktiga för den biologiska mångfalden eller andra områden som är särskilt känsliga och som inte omfattas av annat skydd.¹²³ Vid beslutet ska vidare hänsyn till enskilda intressen tas. En inskränkning i den enskildes rätt att använda mark- och vattenområden får inte gå lägre än vad krävs för att syftet med skyddet ska tillgodoses.¹²⁴ Myndigheten måste således visa att inskränkningen är proportionerlig.

NÄR KAN DISPENS GES?

Utöver de generella undantagen, som till exempel omfattar bryggor som behövs för jordbruket, fisket, skogsbruket eller renskötseln om de för sin funktion måste finnas inom strandskyddsområdet,¹²⁵ finns möjligheter till dispens i det enskilda fallet. För dispens krävs ”särskilda skäl” och vad som

¹¹⁹ 7 kap. 13-14 §§ MB.

¹²⁰ Se till exempel MÖD 2011:42 samt Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 37 och 99.

¹²¹ 7 kap. 13 § 1 st. MB.

¹²² För att det utvidgade strandskyddet ska gälla krävs att detta har beslutats med stöd i den nuvarande bestämmelsen i miljöbalken. Se övergångsbestämmelserna i SFS 2009:532 (p. 3).

¹²³ Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 99.

¹²⁴ 7 kap. 25 § MB. Se även RÅ 1996 ref 44.

¹²⁵ Se 7 kap. 16-17 §§ MB.

utgör ”särskilda skäl” framgår av lagtexten.¹²⁶ Av förarbeten och praxis framgår att uppräkningslistan är uttömmande samt att prövningen ska vara restriktiv.¹²⁷ Omständigheter som att området saknar betydelse för strandskyddets syften, att området som ska tas i anspråk endast utgör en liten del av det strandskyddade området eller att åtgärden sker i anslutning till annan bebyggelse utgör således inte i sig särskilda skäl för dispens.¹²⁸ Sådana omständigheter kan dock vägas in i bedömningen av om dispensen är förenlig med strandskyddets syften. En bedömning av dispensens förenlighet med syftet måste alltid ske eftersom en dispens inte får ges om den kan motverka något av strandskyddets syften.¹²⁹ En dispens kan således inte ges om den kan antas äventyra möjligheterna att långsiktigt bevara goda livsvillkor för djur- och växtlivet i strandområden på land och i havet. Att området saknar värde ur allemansrättslig synpunkt ska inte påverka denna bedömning.

Kravet på en ändamålsprövning innebär vidare att en dispens kan nekas även om det finns särskilda skäl.¹³⁰ Den intresseavvägning mellan det enskilda intresset, av att till exempel anlägga en brygga samt det allmänna intresset, av att till exempel bevarandet av ostörda livsmiljöer för marina arter, får dock som beskrivs ovan aldrig innebära att inskränkningen i den enskilda rätt att använda mark eller vatten går längre än vad som krävs för att syftet med skyddet ska tillgodoses.¹³¹ Enligt tidigare praxis har dispens inte kunnat ges med beaktande av andra omständigheter än de omständigheter (det vill säga de särskilda skälen) som anges i lagtexten,¹³² men enligt en ny dom från Mark- och övermiljöödomstolen måste den utveckling som skett i praxis ifråga om egendomsskyddet även få genomslag vid prövningar av strandskyddsdispenser.¹³³ Av detta följer att det numera är möjligt att också beakta andra omständigheter än de som anges i lagtexten som särskilda skäl vid prövningar av förutsättningarna för dispens från strandskyddet.

Ett särskilt skäl enligt miljöbalken för dispens är att anläggningen *för sin funktion måste ligga vid vattnet*.¹³⁴ Ett sådant exempel är just bryggor. Ett ytterligare kriterium är emellertid att *behovet inte kan tillgodoses utanför området*, vilket avser det område som omfattas av dispensansökan och inte det strandskyddade området. Att hela fastigheten omfattas av strandskydd utgör därför inte en grund för dispens.¹³⁵ Möjligheten att lokalisera bryggan till ett annat område där den kan antas få mindre negativa effekter på miljön, eller friluftslivet, till exempel till områden där bryggor redan finns, samt möjligheten

¹²⁶ Vad som utgör särskilda skäl framgår av 7 kap. 18 c och d §§ MB.

¹²⁷ Se bland annat MÖD 2013:37, prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 53 och 104 och prop. 1997/98:45, Miljöbalk, del 1, s. 317ff.

¹²⁸ Prop. 2008/09:119, Strandskyddet och utvecklingen av landsbygden, s. 104.

¹²⁹ 7 kap. 26 § MB.

¹³⁰ 7 kap. 26 § MB. Se även MÖD M 6995-16, 2016-12-22.

¹³¹ 7 kap. 25 § MB.

¹³² MÖD 2013:37 samt MÖD, mål nr M 7801-16, 2017-02-03.

¹³³ MÖD, mål nr M 4244-19, 2020-03-04.

¹³⁴ 7 kap. 18 c § 1 st. p. 3 MB.

¹³⁵ MÖD mål nr M 10456-15, 2016-04-05

att nyttja befintliga brygganläggningar har ofta bedömts medföra att behovet har ansetts kunna tillgodoses utanför området i praxis.¹³⁶ Eftersom möjligheten att nyttja befintliga bryggor bör vara större i mer tätbebyggda områden, och sådana områden dessutom är högexploaterade, bör möjligheten att få dispens för anläggandet av en ny brygga i dessa områden vara mycket liten. Detta följer också av vikten, av såväl allemansrättsliga skäl som miljöskäl, att bevara de *få ostörda* miljöerna i områden som annars är högexploaterade.¹³⁷

BEAKTANDE AV INDIREKTA OCH KUMULATIVA EFFEKTER SAMT OMRÅDETS LANDSKAPSEKOLOGISKA FUNKTION

MÖD har tillämpat reglerna om dispens med stor restriktivitet, särskilt när det gäller just bryggor, i linje med lagstiftarens intentioner.¹³⁸ Avslag har ofta motiverats med hänsyn till dispensens oförenlighet med allemansrättsliga syften, men i de fall domstolen beaktat bryggornas påverkan på naturvårdsintressena, är det främst de direkta effekterna av bryggorna i sig, särskilt skuggning, som beaktats. Detta beror förmodligen till stor del på bristande kunskap om indirekta effekter av bryggor samt den påverkan den ökade fritidsbåtstrafiken en anläggning kan ge upphov till. I vissa fall har emellertid indirekta effekter på strandskyddets syften beaktats. I ett fall som gällde anläggandet av en större flytbrygga i Stockholms skärgård, nekades ansökan om dispens med hänsyn till bland annat risken för påverkan på djur- och växtarter.¹³⁹ I skälen nämner domstolen inte bara att bryggan, utan även de *båtar* som kan angöra bryggan, på ett väsentligt sätt kan försämra livsmiljön för det befintliga växt- och djurlivet på platsen. De konkreta effekter som nämns är emellertid de direkta effekterna av bryggan i sig, nämligen tillförandet av ett främmande element i miljön samt den skuggning som kan hindra solljuset att nå växtligheten på botten, särskilt blåstången i detta fall.¹⁴⁰ Effekter av båttrafik nämns däremot inte explicit. I länsstyrelsens yrkande nämns vidare endast en konkret effekt av båttrafik, nämligen utsläpp av giftiga ämnen från bottenfärger. Buller, svallvågor, grumling, förtöjningseffekter, skuggning från båtar eller andra effekter av båttrafiken nämns inte.

¹³⁶ Se till exempel NJA 2008 s. 55, MÖD 2011:29 och MÖD mål nr M 6370-12, 2013-01-03. I det senare fallet nekades dispens eftersom behovet av båtplats kunde tillgodoses genom ett servitut som gav den sökande rätt att nyttja en brygga på en annan fastighet. Samma princip har tillämpats för andra typer av anläggningar vid vattnet. Se till exempel MÖD M 6995-16, 2016-12-22 som avsåg en dispensprövning för uppförandet av ett nytt båthus. Dispens nekades då alternativet att förtöja båten vid en befintlig brygga fanns.

¹³⁷ Prop. 1997/98:45, Miljöbalk, del 1, s. 322. Se även NJA 2008 s. 55I samt Mark- och miljödomstolen dom, mål nr M 10456-15, 2016-04-05, dr MÖD uttalar att bevarandet den aktuella platsen obebyggd är en förutsättning för att långsiktigt trygga strandskyddets syften och att detta därför är ett tungt vägande allmänt intresse som den enskildes intresse skulle vägas mot. Det enskilda intresset ansågs inte väga tyngre än det allmänna intresset av att bevara platsen obebyggd. Det ansågs därmed inte föreligga särskilda skäl för dispens.

¹³⁸ Se till exempel MÖD, mål nr M 4246-12, 2012-10-24 (dispens nekades eftersom stranden ansågs allemansrättsligt tillgänglig), MÖD mål nr M 9186-13, 2014-05-09. Se även MÖD 2004:44 och MÖD 2011:34.

¹³⁹ MÖD 2011:29.

¹⁴⁰ Blåstången beskrivs av Fiskeriverket som Östersjöns viktigaste artsamhälle.

I ett annat mål har domstolen istället beaktat bryggans påverkan på det *sjöfarande* friluftslivet och avslagit dispens med hänsyn till den avhållande effekt som bryggdäck, om 100 m², antogs kunna få på den allmänhet som färdas med båt i området.¹⁴¹ Samtidigt som strandskyddet alltså syftar till att tillgodose allmänhetens möjligheter att färdas med båt inom strandskyddat område som också rör fritidsbåtstrafik, framgår tydligt strandskyddets dubbla syften.

Avslag till anläggande av brygga har också motiverats med hänsyn till kumulativa effekter samt miljösituationen i stort i länet. I ett mål som gällde Stockholms län menade domstolen att anläggning av bryggor över tid kan få en betydande ackumulerad effekt på grund av att det höga trycket på stränderna i Stockholms län samt att även en mycket lokal försämring kan få långtgående konsekvenser för miljön inom områden med omfattande fragmentering av ekosystemet.¹⁴² Kumulativa effekter beaktas dock inte alltid. I ett fall som gällde att en utökning av en bryggas storlek, med cirka 15 % (från ca 17 till 20 m²), argumenterade Länsstyrelsen, att hänsyn måste tas till kumulativa effekter, avseende bland annat skuggning och försämrade vatten genomströmning vid prövningen. Domstolen ansåg dock inte att åtgärden omfattades av strandskyddsförbudet eftersom den nya större bryggan inte skulle hindra eller avhålla allmänheten från att beträda området i större utsträckning än den befintliga bryggan. Påverkan på naturvärdena nämns inte och det får antas att domstolen ansåg att det inte förelåg någon risk för en väsentlig förändring av djurs och växters livsvillkor till följd av utökningen. Länsstyrelsen menade dock att även om varje enskild utökning inte orsakar en stor skada i sig, kan den samlade effekten av många små utökningar få betydande effekter enligt länsstyrelsen. Därtill menade länsstyrelsen att en sådan ordning skulle omöjliggöra tillsynsmyndighetens uppgift att säkerställa efterlevnad av strandskyddet.

Att miljösituationen i stort kan beaktas vid prövningar i det enskilda fallet, stöds också av annan praxis. I ett mål som gällde en ansökan om tillstånd till att anlägga ett avlopp i Värmdö kommun konstaterade domstolen att hänsyn även får tas till vilken påverkan på vattenkvaliteten anläggandet av liknande avloppsinstallationer på samtliga fastigheter i området skulle medföra.¹⁴³

Att prövningen av strandskyddsdispenser bör utgå från området landskapsekologiska funktion stöds av förarbeten. Som motiv till införandet av strandskyddets naturvårdssyfte anfördes inte bara strändernas rika biologiska mångfald och dess unika arter utan också deras *funktion som livsmiljöer och*

¹⁴¹ Det var främst bryggans storlek samt antagande om att bryggan i betydande utsträckning främst skulle nyttjas av dem som vistas på fastigheten som bedömdes få den avhållande effekten på det sjöfarande friluftslivet. Se MÖD 2004:44.

¹⁴² Domstolen fann att platsen inte hade tagits i anspråk på ett sådant sätt att den saknade betydelse för strandskyddets syften och bryggans funktion bedömdes vidare kunna tillgodoses på annat sätt, antingen genom Waxholmstrafiken eller genom en mindre brygga. Särskilda skäl för att bevilja dispens ansågs därför inte föreligga.

¹⁴³ MÖD mål nr M 9983-04.

spridnings- och vandringskorridorer, bland annat med hänsyn till att landskapet i övrigt präglas av rationell produktion.¹⁴⁴ I motiven uttalas att särskilt stor restriktivitet ska gälla vid bland annat högexploaterade områden men också områden som utgör viktiga häcknings- och rastplatser samt reproduktionsområden. Exempel som ges är områden med grunda mjukbottnar och strandängar.

Även om MÖD har beaktat områdets funktion som spridningskorridor i bedömningen av om dispens kan beviljas eller inte, hänvisar domstolen sällan till denna funktion i skälen. Detta gäller även i de fall där denna funktion har lyfts fram i yrkandena i målet. Ett mål där MÖD dock explicit har hänvisat till områdets funktion som spridningskorridor gällde en prövning av dispens för uppförandet av bostadshus, det vill säga på ett landområde. Dispens nekades med hänsyn till områdets funktion för arters möjlighet att sprida sig mellan en angränsande nyckelbiotop och en kvarvarande ädellövskog.¹⁴⁵

ÄR RÄTTSTILLÄMPNINGEN VID LÄGRE INSTANSER TILLRÄCKLIGT RESTRIKTIV?

Trots att strandskyddet är en förbudslagstiftning som ska tillämpas restriktivt enligt MÖD, visar statistik att antalet beviljade strandskyddsdispenser på kommunal nivå kontinuerligt har ökat mellan 2011 och 2018.¹⁴⁶ Denna fallstudie har också visat att antalet bryggor i Kosterhavet årligen ökar med cirka 2 %. Statisk visar också att Västra Götaland är ett av de län där flest dispenser för bryggor meddelas.¹⁴⁷ Forskning visar dessutom att det finns en trend med att fler och fler flytbryggor, vilka kan skugga dubbelt så stora områden som pålade bryggor i samma storlek, anläggs utmed kusten

¹⁴⁴ Den unika livsmiljön anses uppstå till följd av den brytning som sker i övergången mellan land och vatten. Prop. 1993/94:229, Strandskydd, s. 9-10.

¹⁴⁵ MÖD, mål nr P 11496-14, 2015-07-20.

¹⁴⁶ Näst Stockholm är Västra Götaland det län i landet där kommunerna beviljar flest dispenser. Under 2018 beviljades 935 åtgärder dispens av kommunerna i länet (685 antal beslut). Endast 48 av dessa beslut har helt eller delvis upphävts av länsstyrelsen. Det största antalet dispenser beviljades av Strömstad kommun (48 beslut, 57 åtgärder). I Borås kommun beviljades dock fler åtgärder dispenser (72), men genom färre dispensbeslut (42). När det gäller beslut av länsstyrelsen som första instans är antalet beviljade dispenser högst i Västra Götaland. Under 2018 beviljades 170 åtgärder dispens (117 beslut), medan 72 åtgärder fick avslag. 7 av de beviljade dispensbesluten på kommunal nivå under 2018 gällde anläggandet av ny brygga (ersättningsbryggor ingår inte i denna statistik). Se vidare Naturvårdsverket (2019). Uppföljning av strandskyddet 2018. Redovisning av uppdrag i regleringsbrev budgetåret 2018 avseende Naturvårdsverket. URL: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhalltet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2019/strandskyddsstatistik-2018.pdf> (2019-06-05).

¹⁴⁷ Näst Stockholm är Västra Götaland det län i landet där kommunerna beviljar flest dispenser. Under 2018 beviljades 935 åtgärder dispens av kommunerna i länet (685 antal beslut). Endast 48 av dessa beslut har helt eller delvis upphävts av länsstyrelsen. Det största antalet dispenser beviljades av Strömstad kommun (48 beslut, 57 åtgärder). I Borås kommun beviljades dock fler åtgärder dispenser (72), men genom färre dispensbeslut (42). När det gäller beslut av länsstyrelsen som första instans är antalet beviljade dispenser högst i Västra Götaland. Under 2018 beviljades 170 åtgärder dispens (117 beslut), medan 72 åtgärder fick avslag. 7 av de beviljade dispensbesluten på kommunal nivå under 2018 gällde anläggandet av ny brygga (ersättningsbryggor ingår inte i denna statistik). Se vidare Naturvårdsverket (2019). Uppföljning av strandskyddet 2018. Redovisning av uppdrag i regleringsbrev budgetåret 2018 avseende Naturvårdsverket. URL: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhalltet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2019/strandskyddsstatistik-2018.pdf> (2019-06-05).

(Eriander m.fl. 2017). Enligt forskarna utgör den fortsatta småskaliga kustbyggnationen längs den svenska västkusten ett betydande hot mot den redan kraftigt decimerade ålgrästäckningen, och artens funktion som livsmiljö för många andra organismer (Eriander m.fl. 2017).¹⁴⁸

Med hänsyn till att beviljandet av dispenser ökar på den kommunala nivån, där det största antalet dispenser prövas, samt att också antalet bryggor ökar i det aktuella området finns anledning att anta att lägre instanser tillämpar reglerna mindre restriktivt, särskilt i vissa delar av landet. Eftersom endast en liten andel beslut överprövas finns därför risk att strandskyddets syften inte kommer att nås. Att så är fallet bekräftas också av det bristande miljömålsuppfyllandet.

HUR KAN SKYDDET AV DEN GRÖNA INFRASTRUKTUREN FÖRSTÄRKAS VID STRANDSKYDDSDISPENSER?

Strandskyddet kan vara ett effektivt instrument för att hantera effekter av anläggandet och användandet av bryggor på bottenmiljöer och de arter som är beroende av dessa. Detta följer inte minst av att strandskyddet utgör en förbudslagstiftning som i de flesta fall omfattar anläggandet av bryggor. Skyddets effektivitet följer också av att strandskyddet som utgångspunkt gäller generellt utan ett särskilt beslut. En omvänd utgångspunkt skulle innebära en försvagning av skyddet och inte vara i linje med den utveckling och modernisering av miljölagstiftningen som skett de senaste decennierna. Detta skulle också stå i strid med principen om att förorenaren ska betala eftersom bevisbördan och därmed kostnaden flyttas över från den som vill vidta en åtgärd till det allmänna. Vid prövningar av dispenser kan vidare hänsyn till områdets funktion som spridningskorridor och naturförhållandena i landskapet i övrigt tas. Det saknas emellertid i dagsläget vägledning, utöver den vaga vägledning som följer av bland annat miljö kvalitetsmålen och förarbeten, om vad som bör beaktas vid prövningar ur ett landskapsperspektiv samt explicita och tydliga rättsliga krav på att ett sådant perspektiv ska anläggas.

En förutsättning för att beslutsfattandet i det enskilda fallet ska främja bevarandet av den marina gröna infrastrukturen är att det finns holistiska och långsiktiga beslutsunderlag. Sådana beslutsunderlag kan åstadkommas genom fysisk planering av mark- och vattenområden. I miljöbalken finns de allmänna och särskilda hushållningsbestämmelserna där särskilt riksintressereglerna kan få betydelse vid strandskyddsprövningar. Riksintressereglerna har emellertid flera brister och kan också kritiseras för att ge lite vägledning för beslut om mark- och vattenanvändningen från ett landskapsperspektiv. Havsplanerna, som skulle kunna fylla en viktig funktion genom att styra användningen av havsområdena så att den gröna infrastrukturen bevaras

¹⁴⁸ Den genomförda granskningen av tillståndsprövningar för vattenverksamhet och dispenser från strandskyddet visar att ålgräs i allmänhet inte beaktas i beslutsprocessen och att 69–88 % av ansökningarna godkänns också i områden där det förekommer ålgräs. Studien visar vidare att förekomsten av marina skyddsområden bara marginellt minskar andelen godkända bryggansökningar i ålgräshabitat.

och återställs gäller inte innanför en nautisk mil, det vill säga det område där många områden viktiga för den marina gröna infrastrukturen förekommer. De kopplingar som idag finns mellan strandskyddsprövningar och den fysiska planeringen avser vidare framför allt lättnader i strandskyddet. Strandskyddet kan upphävas genom detaljplaneläggning, om det finns särskilda skäl och intresset av att ta området i anspråk väger tyngre än strandskyddsintresset. I översiktsplaner kan också områden lämpliga för landskapsutveckling pekas ut.¹⁴⁹ Att behovet av etablering och samordning av båtplatser inom en kommun kan övervägas inom ramen för detaljplaneinstitutet har också betonats av MÖD i samband med en nekad dispens för en gemensam brygganläggning.¹⁵⁰

Det bör emellertid även övervägas om planeringsinstrumentet skulle kunna användas för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen i samband med strandskyddsprövningar. Planering skulle möjliggöra en samordning utifrån en helhetsbedömning av påverkan på den gröna infrastrukturen som är svår att uppnå när beslut tas i det enskilda fallet. Genom planering skulle anläggandet av bryggor kunna styras till mindre känsliga områden, till exempel områden som är mer vågexponerade, eller till områden med befintliga bryggor. Genom planeringen kan också användning av bryggor samordnas och därmed antalet bryggor minskas. Genom att koncentrera bryggor till vissa områden skulle också behovet av muddring och båttrafikens effekter på bottensubstrat och habitat minska. En långsiktig planering som omfattar ett större mark- och vattenområde, till exempel en kommun, ett län eller ett visst havsområde, ökar även möjligheterna att säkerställa att konnektiviteten i landskapet upprätthålls genom att avstånden mellan ostörda livsmiljöer inte blir för stora för att organismer ska kunna sprida sig mellan dem, samt att den totala belastningen inom området hålls inom de nivåer som naturen tål. På motsvarande sätt som det idag är möjligt att upphäva ett strandskyddat område eller att meddela dispens när ett område avses omfattas av en detaljplan eller när ett område är utpekad som viktigt för landskapsutvecklingen bör det därför övervägas om områden där särskilt stor restriktivitet ska råda vid prövning av strandskyddsdispenser kan pekas ut i en översiktsplan. För att ytterligare styra beslutsfattandet så att en marin grön infrastruktur kan bevaras och återställas kan också en bestämmelse införas om att regionala handlingsplaner för grön infrastruktur ska beaktas vid utformningen av översiktsplaner. För att de regionala planerna ska utgöra ett bra beslutsunderlag bör de dock konkretiseras i betydligt större utsträckning. En alternativ eller kompletterande åtgärd är att göra havsplanerna rättsligt bindande samt att göra dem tillämpliga även innanför en nautisk mil.

Avslutningsvis bör det belysas att strandskyddet endast utgör ett av de instrument som kan tillämpas för att skydda den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden. Såväl land- som vattenområden kan skyddas genom

¹⁴⁹ 4 kap. 17 § PBL. Även länsstyrelsen kan upphäva ett område om avses omfattas av en detaljplan, enligt 7 kap. 18 § 1 st. p. 3 MB.

¹⁵⁰ MÖD mål nr M 559-15, 2015-05-20.

andra former av områdesskydd, till exempel som naturreservat, Natura 2000-områden eller djur- och växtskyddsområde och båttrafikens effekter på den gröna infrastrukturen kan regleras genom sjötrafikregler, däribland fartbegränsningar och placering av farleder i det marina landskapet. Genom att skydda ett område som naturreservat kan skyddet utvidgas till att också omfatta sådana verksamheter och åtgärder som inte är förbjudna eller som omfattas av undantagsreglerna. Här finns också möjlighet att utfärda preciserade föreskrifter om vilka verksamheter och åtgärder som får vidtas i området samt att ersätta markägare när inskränkningen innebär ett avsevärt försvårande av den pågående markanvändningen. På så sätt kan skadliga aktiviteter styras bort från särskilt känsliga områden eller särskilt känsliga tidsperioder. Förutom att detta kan utöka såväl det materiella som det geografiska tillämpningsområdet, kan det ge ytterligare tyngd åt naturvärdena i den intresseavvägning som sker vid prövning om särskilda skäl för dispens föreligger. Att de biologiska värdena inom ett strandskyddat område också omfattades av ett Natura 2000-skydd verkar till exempel ha haft betydelse för domstolens slutsats om att en bryggförenings enskilda intresse av att anlägga en brygga, trots att det var en gemensam brygga för området, inte vägde lika tungt som det allmänna intresset av att bevara naturvärdena i området.¹⁵¹ Oavsett vilket instrument som tillämpas kan införandet av tidsbestämda landstigningsförbud på känsliga öar och skär under fåglars häckningstider, begränsning av friluftsliv inklusive båttrafik i känsliga områden och/eller under de tidsperioder då arterna är särskilt känsliga för störningar, samt helt trafikfria områden, till exempel inom grunda skyddade områden under vår och sommar, utgöra lämpliga åtgärder för att minska eller hindra sådana direkta och indirekta effekter av anläggandet av bryggor som påvisas i denna studie.

Ett fortsatt arbete med att utveckla bedömningsfaktorer för hydromorfologisk status samt en tillämpning av miljö kvalitetsnormer vid strandskyddsprövningar skulle också kunna bidra till en förstärkning av skyddet av den marina gröna infrastrukturen utanför skyddade områden. Som tydliggjorts av EU-domstolen genom den så kallade Weserdomen ska normerna tillämpas även i det enskilda fallet, därmed även vid strandskyddsdispensprövningar för anläggandet av bryggor som på flera olika sätt kan påverka bland annat vattnets hydromorfologiska status.

¹⁵¹ MÖD mål nr M 559-15, 2015-05-20. Föreningens behov av båtplatser ansågs kunna tillgodoses utanför området. Domstolen fann därför att det inte fanns särskilda skäl för dispens. Domstolen ansåg inte heller att det fanns särskilda skäl att anlägga bryggan för att utvidga en pågående verksamhet, som inte kan genomföras utanför området enligt 7 kap. 18 c 1 1 st. p. 4 MB. Mark- och miljödomstolens dom upphävdes och länsstyrelsens beslut om beslut att avslå ansökan om strandskyddsdispens fastställdes.

4.2.7. Åtgärder för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen vid anläggandet av bryggor

Oavsett vilket rättsligt instrument som tillämpas kan den negativa miljöpåverkan av bryggor begränsas genom att:

- Undvika eller minska byggandet
- Koncentrera byggandet till vissa områden
- Välja en lämplig lokalisering, till exempel mer vågexponerade områden som är mindre känsliga för negativa effekter av båttrafik
- Välja bästa byggnadsmetoden, anpassa tiden för byggnation och muddring, hantera muddermassor på lämpligt sätt, eftersträva bryggkonstruktioner som minskar permanent påverkan

Vägledning för bedömningen av vad som utgör en lämplig lokalisering för bryggor och småbåtshamnar finns på Marbipps hemsida (<https://www.marbipp.tmbl.gu.se/>). Här anges att:

- Grundområden ska ej exploateras
- Områden som kan behöva muddras upprepade gånger i framtiden bör ej användas för hamnändamål
- Utbyggnad av befintliga anläggningar är i allmänhet att föredra
- ”Värdefulla” kuststräckor som ej är exploaterade ska hållas fria från exploatering
- Om man inom ett område kan plocka bort flera småbryggor (eller pirar) och ersätta dessa med en gemensam anläggning är detta att föredra
- Pålade bryggor som till stor del ligger ovanför vattenytan är ofta bättre från miljösynpunkt än flytbryggor p.g.a. mindre skuggningseffekter, mindre påverkan på ytströmmar, inga ’pumpeffekter’, o.s.v.
- En ny hamnanläggning bör inte strida mot gällande riksintressen och strandskyddsbestämmelser för området
- Inom naturreservat bör ingen exploatering ske
- Planerade/tillänkta småbåtshamnar bör finnas med i kommunens översiktsplan

4.3. Scenarier för påverkan och återhämtning av sjöpennebottnar i Kosterhavets djupområden

Trålning efter fisk och skaldjur förekommer i större eller mindre omfattning på merparten av Skagerraks och Kattegatts mjukbottnar djupare än 60 m. Förutom att påverka bestånden av fiskets målarter, såsom havskräfta, nordhavsräka, torskfiskar och plattfiskar, finns det en risk att trålfisket även påverkar naturvärden i form av bottenlevande djur och i förlängningen ekosystemets funktion (Lundälv & Jonsson 2000, Bergström m.fl. 2016, Sköld m.fl. 2018). För att förvalta fisk- och skaldjursbestånden regleras fisket med fångstkvoter satta på basen av beståndsskattningar, medan skyddet av bottenmiljöernas naturvärden regleras främst genom inrättandet av skyddade områden, speciellt Natura 2000-områden, samt genom förbudsområden mot bottentrålning. På

den svenska västkusten omfattar Natura 2000-områden stora arealer av både hårda och mjuka bottenar, men medan hårbottenarna erhåller speciellt skydd mot påverkan på grund av att de utpekats som speciella Natura 2000-habitat ("Rev"), finns inga motsvarande för mjukbottenarna och det juridiska skyddet är därmed betydligt svagare. I tillägg till de marina skyddade områdena, finns i Sverige ett generellt förbud mot trålning i kustzonen för att skydda uppväxtområden, kustfiskbestånd och känsliga bottenmiljöer. I Skagerrak går trålgränsen fyra nautiska mil ut från den så kallade baslinjen, som sammanbinder de yttersta öarna. Dock tillåts trålning på en del djupare bottenar innanför denna trålgräns. Ett sådant område finns i Kosterhavets Nationalpark, där trålfiske efter räka är tillåtet.

Kosterhavets Nationalpark överlappar fysiskt med Natura 2000-området "Kosterfjorden-Väderöfjorden". I nationalparken bedrivs olika former av fiske där "Yrkesfisket och fritidsfisket bedrivs enligt Fiskerilagstiftningen. Trålning efter räka bedrivs i enlighet med den så kallade Koster/Väderöfjordsmodellen (överenskommelse daterad 2000-10-26), och är förenligt med nationalparkens syfte."¹⁵². Detta innebär bland annat att fiske efter räka kan bedrivas med en speciell trål, framtagen för att minska skador på bottenarna, i områden djupare än 60 m, med undantag av vissa speciella "bottenskyddsområden". Dessa är primärt avsatta för att skydda korallrev och värdefulla hårbottenar med känslig fauna, men i vissa fall omfattas även angränsande områden med mjukbottenar.

Syftet med denna studie är att utvärdera hur trålfisket i Kosterfjordens djupa områden kan påverka förekomsten av sjöpennor och att försöka "rekonstruera" hur förekomsten kunde se ut, om det inte skulle förekomma någon bottentrålning i delar av området. Sjöpennor är en speciellt känslig typ av storvuxna koralldjur, som utgör basen för en speciell livsmiljö på djupa mjukbottenar. Vi gör detta genom att använda data insamlad med video i Kosterhavet och från det närliggande Natura 2000-området Bratten, där delar av området har väsentligt lägre trålningsintensitet¹⁵³. Med hjälp av information om djup, bottenbeskaffenhet och trålningsintensitet konstruerar vi statistiska habitatmodeller som beskriver dagens förekomst av sjöpennesamhällen i Kosterfjorden och hur det skulle kunna se ut i ett långsiktigt scenario där djupa mjukbottensområden skyddas från trålning. Ett annat syfte med studien är att klargöra vilka rättsliga möjligheter Sverige har att skydda mjukbottenar mot trålfiske givet EU:s exklusiva kompetens inom den delen av fiskeripolitiken som gäller bevarandet av havets biologiska resurser samt att analysera om det rättsliga handlingsutrymmet har utnyttjats fullt ut av Sverige. Inledningsvis ges en kort beskrivning av den nu gällande regleringen av trålfiske inom det aktuella området.

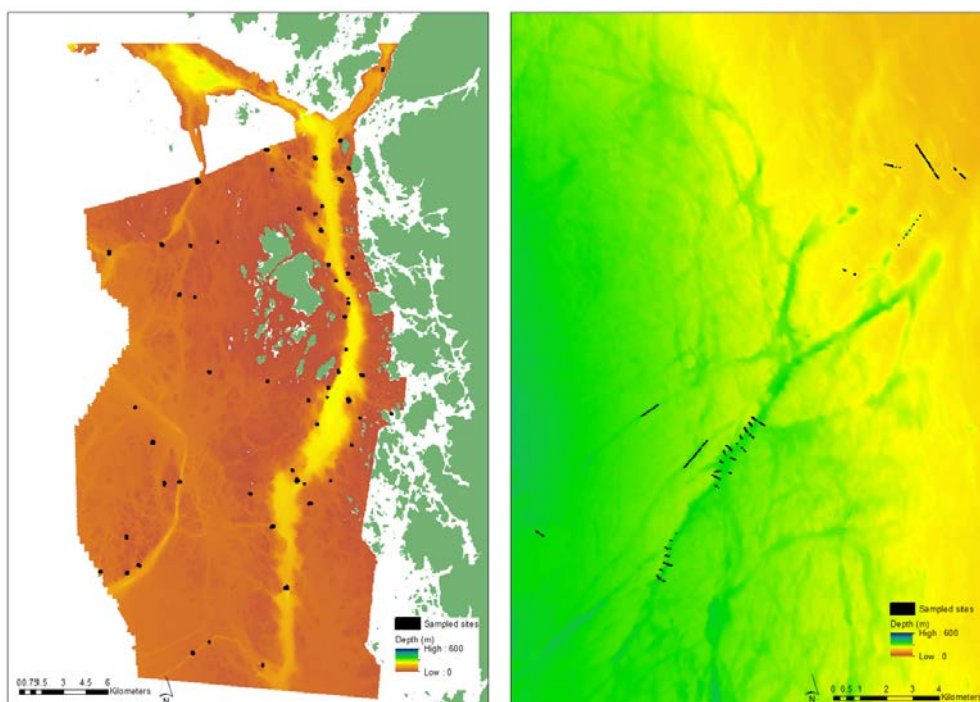
¹⁵² "Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark". <http://extra.lansstyrelsen.se/kosterhavet/SiteCollectionDocuments/sv/regler/skotselplan.pdf>

¹⁵³ Detta kapitel bygger på ett studentarbete som utförts inom ramen för projektet. Jonsson, A-L (2018). Comparing epibenthic fauna in areas exposed to different bottom trawling intensities: inferences about potential habitats using species distribution modelling. Masteruppsats (120 hec). Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet

4.3.1. Områdesbeskrivning

Kosterhavets Nationalpark representerar ett unikt havsområde i Sverige, med mer än 6000 marina arter och närmare 6000 arter på land. Kosterhavet står i direkt förbindelse med Atlantens djupare delar genom en djupränna där oceaniskt vatten transporterar in för Sverige unika arter. Nationalparken omfattar ett område av cirka 400 km² med en särpräglad geologi, geomorfologi och stora biologiska värden och dess övergripande syfte är ”att långsiktigt skydda och bevara områdets naturligt förekommande marina ekosystem, biotoper och arter samtidigt som ett hållbart nyttjande kan ske av områdets biologiska resurser”².

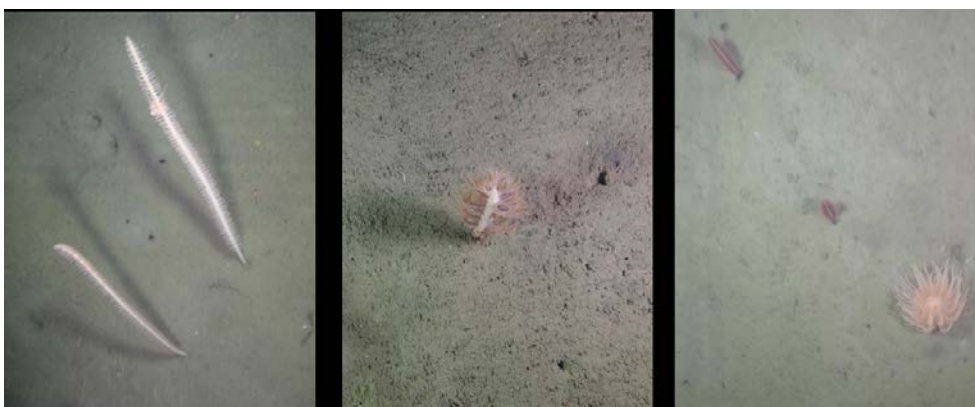
Kosterhavet karakteriseras av den djupa förkastningsspricka ”Kosterrännan” som sträcker sig i nord-sydlig riktning (Figur 14). I området finns betydande värden både på hård- och mjukbottnar. Här finns mycket ovanliga djupa hårdbottnar med många spektakulära arter och områden med revbildande stenoraller som är unika för Sverige. Man har bland annat funnit svampdjurs-samhällen med cirka 60 för Sverige unika arter. En annan unik djurgrupp är armfotingarna, en mycket gammal djurgrupp, så kallade levande fossil, där samtliga Sveriges fem arter är funna på hårbotten i Kosterområdet och de stora limamusslorna som är Sveriges största marina mussla, närmare 20 cm lång. Men här finns också flera arter av mjukbottenlevande koralldjur, sjöpennor som kan bli 75–170 cm höga och som lever på djupa ostörda mjukbottnar. Dessa utgör basen för en typ av artrika mjukbottenmiljöer, sjöpennesamhällen (”Seapen and burrowing megafauna communities”), som är prioriterade och skyddsvärda naturtyper enligt Oskar (Figur 15). Sjöpennorna utgör även viktiga uppväxtområden för fisk (Baillon m.fl. 2012). På grund av sjöpennornas levnadssätt, uppstickande ur sedimentet, är sjöpennor som grupp speciellt utsatta för fysisk störning genom trålning (Lundälv och Jonsson 2000). I sammanhanget är det också viktigt att nämna att Kosterrännan utgör en unik djuphavsmiljö belägen inne i kustzonen, med stor betydelse för att upprätthålla konnektiviteten för organismsamhällen på djupa bottnar (Moksnes m.fl. 2014). Området är därför extra intressant ur ett grön infrastruktur-perspektiv.



Figur 14. Översiktliga kartor över djupförhållanden och provpunkter från de aktuella områdena Kosterhavet (vänster) och Bratten (höger).

Natura 2000-området Bratten är ett utsjöområde med sin huvudsakliga utbredning ute i svensk ekonomisk zon i Skagerrak, på 105–560 m djup (Figur 14). Tvärs igenom området skär raviner genom landskapet, där de branta partierna består av rev som är hemvist för många rödlistade och ovanliga arter, men också mellanliggande mjukbottensmiljöer anses ha stora biologiska värden. I bevarandeplanen slår man fast att ”Områdets säregna botten-topografi, med många geologiska formationer, branta och vidsträckta klippdalar samt ”pockmarks”, erbjuder refuger för framförallt trålkänsliga arter”¹⁵⁴ Både i Kosterhavet och i Bratten har särskilda bevarandemål definierats angående sjöpenornas utbredning och förekomst.

¹⁵⁴ Länsstyrelsen i Västra Götaland 2017. Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0520189 Bratten Marin förvaltningsplan för OSPAR MPA-området Bratten. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.2780e61716999f26bcf68e4/1553677586736/bratten-se0520189.pdf>



Figur 15. Bilder av tre vanliga arter av sjöpennor från videoupptagningar i Brattenområdet

4.3.2. D – Räkfiske: en del av den lokala ekonomin och kulturen

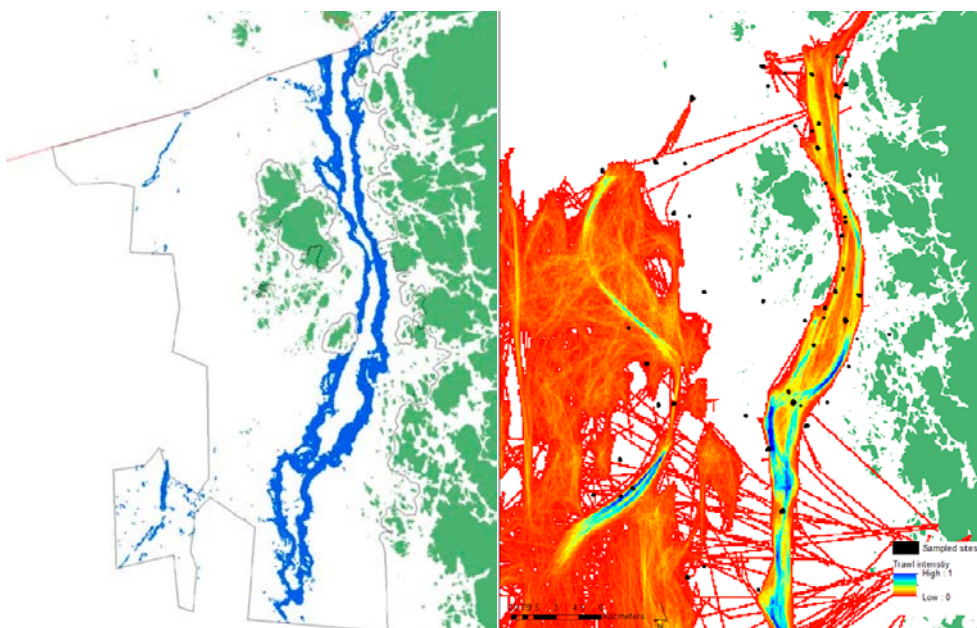
Den geografiska placeringen i utkanten av Nordsjön med tillgång till en artrik och produktiv vattenmiljö, har traditionellt inneburit att havet och fisket varit en viktig källa till mat och inkomster för kustbefolkningen i norra Bohuslän. Trots att antalet människor som livnär sig direkt på fisket numer är relativt blygsamt, bidrar fisket fortfarande i hög grad med värdefulla produkter som tillför stora värden till den allt viktigare besöksnäringen. Detta poängteras på central plats i visioner och mål i regionala utvecklingsdokument¹⁵⁵:

”Ett hållbart fiske med kringnäringar ska finnas och vara grunden för en levande skärgård och kustsamhällets identitet och attraktivitet nu och på sikt”

”God mat är en reseanledning och skaldjuren i Bohuslän är lokalproducerade, högkvalitativa och lättillgängliga. Det småskaliga fisket är av stor betydelse för denna utveckling. Bland de fiskade produkterna är hummer, havskräfta och räkor de mest profilerade och lönsamma produkterna. Men även färsk makrill, sill, musslor och ostron ses som lokala kulturbärande produkter.”

Den överenskommelse som ligger bakom bildandet av Kosterhavets nationalpark och den resulterande skötselplanen pekar ut långsiktigt hållbart yrkesfiske som ett legitimt ”användarmål” för parken. Yrkesfisket i parken sker idag huvudsakligen efter nordhavsräka (*Pandalus borealis*) men även burfiske efter havskräfta (*Nephrops norvegicus*) förekommer. Tillgänglig information visar att räkan förekommer mycket utbrett på stora djup både i Kosterhavet och i Brattenområdet (Figur 16). Båda dessa arter har högt ekonomiskt värde och är starkt förknippade med Bohuskustens ”varumärke”. Således finns det starka ekonomiska och sociala drivkrafter som verkar för ett fortsatt och eventuellt utvecklat hållbart nyttjande av denna resurs i Kosterhavet och i norra Bohuslän generellt.

¹⁵⁵ <https://www.tillvaxtbohuslan.se/bla-op/dokument/>



Figur 16. Förekomst av nordhavsräka i Kosterhavet baserat på insamlade data och modeller (vänster) och relativ trålningsintensitet baserat på AIS-data från åren 2012-2013 (höger).

4.3.3. P – Fysisk störning genom trålning på djupa mjukbottnar i Koster-havet

Trålning efter räka i Kosterhavet bedrivs i enlighet med den så kallade Koster/Väderöfjordsmodellen och är enligt skötselplanen förenligt med nationalparkens syfte¹⁵⁶. Detta innebär bland annat att fiske efter räka kan bedrivas med en liten trål med mindre och lättare trålbord, att trålen måste ha en rist som selekterar bort bifångster av fisk, att man inte trålar grundare än 60 m och att man inte trålar alls i känsliga ”bottenskyddsområden” där det förekommer korallrev och hårbottnar. I överenskommelsen ingår också att man fortsätter att utveckla fiskeredskapen, ökar kunskapen om den värdefulla miljön, och att man vidareutvecklar det lokala samarbetet kring fiskeförvaltningen.

Trålning bedrivs intensivast på mjuka sedimentbottnar i Kosterrännan men även områden djupare än 60 m väster om Koster nyttjas för fiske (Figur 16). De bottenskyddsområden som inrättats i parken är primärt avsatta för att skydda värdekärnor såsom korallrev och värdefulla hårbottnar med känslig fauna. I vissa fall omfattas dock även angränsande områden med mjukbottnar, vilket sannolikt innebär att dessa områden tjänar som refuger även för viktiga värdekärnor av mjukbottentyp. Trålning på djupa mjukbottnar orsakar förändringar i bottensamhällets struktur och artsammansättning. Dels orsakar de direkta effekter genom att nät och trålbord skrapar bort sediment och djur som lever på botten, men det kan även förekomma påverkan på omgivande hård- och mjukbottnar på grund av att partiklar rivs upp, sedimenterar och ”kväver” särskilt känsliga arter i närområdet (Sköld m.fl. 2018).

¹⁵⁶ “Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark”. <http://extra.lansstyrelsen.se/kosterhavet/SiteCollectionDocuments/sv/regler/skotselplan.pdf>

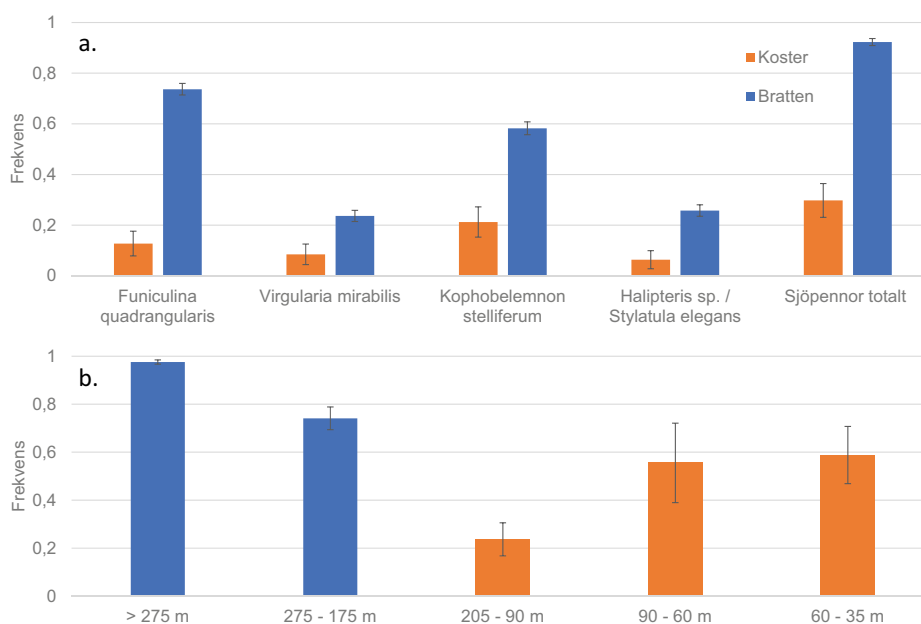
SCENARIER FÖR FYSISK PÅVERKAN PÅ DJUPA MJUKBOTTNAR

Vi använder modeller baserade på observerad förekomst av sjöpennor i Kosterhavet och Brattenområdet och information om bottensubstrat, djup och bottenlutning, för att kartlägga sjöpenornas nuvarande och framtida utbredning under olika skötselscenarier. Förutom att dessa analyser är intressanta ur Kosterhavets perspektiv, illustrerar de också ett generellt problem för modellering av artutbredningar av arter påverkade av bottentrålning, framför allt målarter för fisket och känsliga bottenlevande djur, eftersom så hög andel av bottenmiljöerna är påverkade av trålning. Även i ett internationellt perspektiv är bottentrålningen i Skagerrak mycket intensiv (Eigaard m.fl. 2016). Följande scenarier utvärderades:

1. *Framtida tillstånd med bibehållet påverkanstryck, "Business as usual" (BAU)* – Under dessa förhållanden speglar den observerade förekomsten och den som modelleras med biologiska data insamlade i Kosterhavet, även de som kommer råda i framtiden under BAU. Detta scenario baseras på antagandet att bottensamhällena i de djupa delarna av Kosterfjorden, på grund av långvarig trålningspåverkan uppnått ett jämviktsläge där trålningen inte leder till några ytterligare effekter.
2. *Framtida tillstånd där påverkan eliminerats i området eller delar av området (Återhämtning)* – Genom att tillämpa en modell som tagits fram i ett opåverkat område, kan vi förutsäga hur förekomsten av sjöpennor kunde se ut i ett framtida scenario där hela eller delar av Kosterfjorden undantas från trålning.

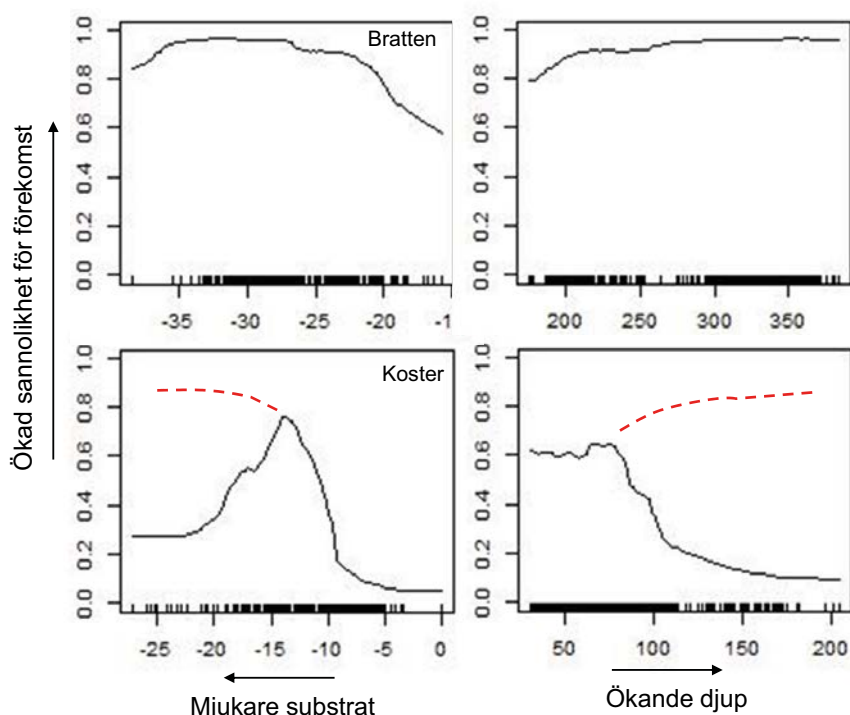
4.3.4. S – Observerad och modellerad förekomst av sjöpennor under olika påverkansscenarier

Analyser av ett omfattande filmmaterial från Kosterrännan och Brattenområdet har visat att förekomsten av sjöpennor skiljer sig markant mellan områdena (Jonsson 2018, Figur 17). I Bratten är sannolikheten över 90 % att det finns någon art av sjöpenna i en provtagningsenhet på 15 x 15 m. På sedimentbottnarna i Koster är motsvarande sannolikhet cirka 30 %. Trenden är densamma för flera olika arter. Delar man upp det på olika djup visar det sig att frekvensen närmar sig 100 % i de djupaste delarna av Bratten, medan förekomsten i Kosterfjordens djupaste delar är 20–25 % och tvärt emot vad som förväntas, lägre än i grundare områden.



Figur 17. Observationer av förekomst (frekvens \pm SE) av sjöpennor på mjukbottnar i Koster- och Brattenområdet uppdelat på arter (a) och djup (b)

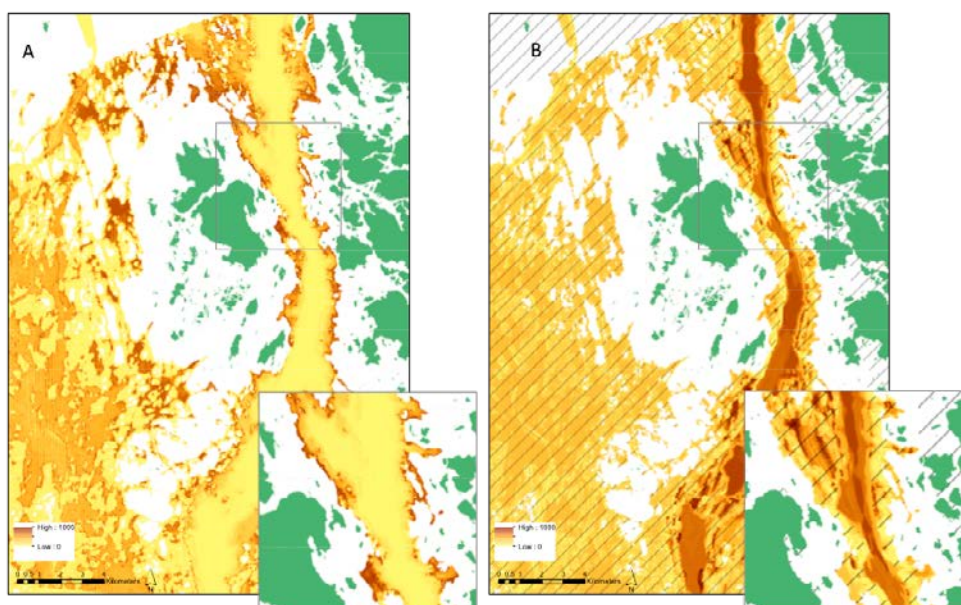
Även om de dominerande miljöförhållandena skiljer sig något mellan de båda områdena, framträder tydliga skillnader mellan områden i hur förekomsten av sjöpennor förhåller sig till djupet och bottenens hårdhet (Figur 18). I Bratten, där trålningen är betydligt mindre intensiv, är förekomsten generellt hög och ökar i miljöer med successivt mjukare substrat och på större djup. I Kosterfjorden är dessa samband helt annorlunda. Förekomsten minskar kraftigt vid djup runt 80–100 m och i mjukare substrat. Utan att beakta skillnader i påverkanstryck är dessa skillnader svåra att förstå utifrån ett ekologiskt perspektiv. En mycket trolig förklaring är dock att trålningen orsakat lägre förekomst på djupa, mjuka botten i Kosterhavet.



Figur 18. Observerade samband mellan miljöfaktorerna djup, bottenens hårdhet och sannolikhet för förekomst av sjöpennor med modell från Bratten respektive Koster. Streckad röd linje indikerar förväntat samband enligt data från Bratten.

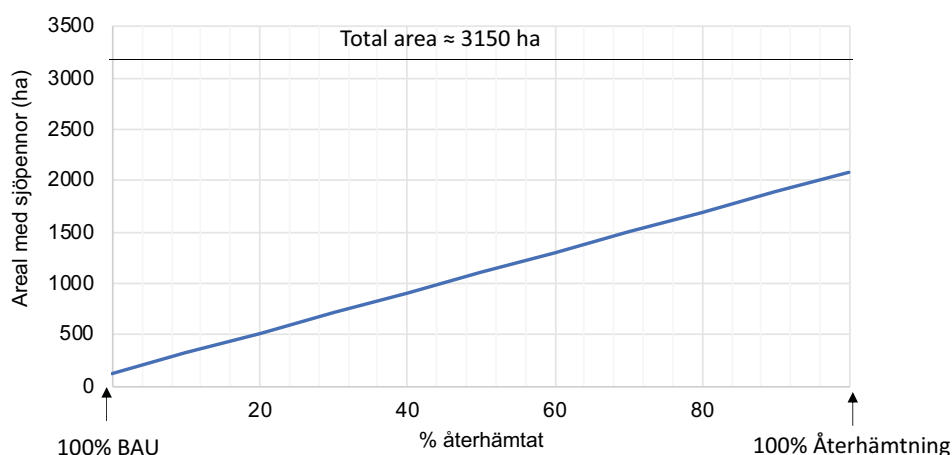
Dessa observerade samband mellan miljövariabler och förekomsten av sjöpennor kan användas i en modell för att utvärdera de två scenarier som beskrivs ovan. Under BAU, kan vi använda sambanden från Koster och i likhet med vad som observeras i dagsläget, förvänta oss områden med högre förekomst av sjöpennor på sluttningarna ned mot Kosterrännan och i vissa områden på intermediära djup norr och väster om Koster än i de djupaste delarna av Kosterfjorden (Figur 19A).

För att utvärdera ett scenario där återhämtning skett användes en modell baserad på förekomst av sjöpennor i det betydligt mindre trålade Brattenområdet. Denna tillämpades i hela området, men eftersom den största delen av Kosterhavet är grundare, fokuserar jämförelsen på de delar som är djupare än 170 m (Figur 19B). Denna modell uppvisar betydligt högre sannolikhet för förekomst i de djupaste områdena än under BAU. Sammanfattningsvis antyder modellerna att nuvarande och framtida värdekärnor under BAU återfinns i refuger grundare än 170 m, medan under ostörda förhållanden hade man förväntat sig att stora arealer med sjöpennor hade funnits i Kosterfjordens djupare områden.



Figur 19. Kartor med modellerad sannolikhet av förekomst av sjöpennor i 15 x 15 m celler baserad på modeller från Kosterhavet (A: BAU) respektive Bratten (B: Återhämtning). På grund av skillnader i djupintervall skall modellen från Bratten tolkas med försiktighet i det streckade området eller i vita områden med djup <35 m där inga prover tagits.

En jämförelse av de två scenarierna/modellerna visar att sannolikheten för förekomst ökar mer än femton gånger under ett återhämtat scenario (medelvärde 0,043 och 0,66 för BAU respektive det återhämtade scenariot) och i det jämförbara djupintervallet är dessutom sannolikheten högre i 99,9 % av de drygt 140 000 cellerna under det återhämtade scenariot jämfört med BAU. Detta innebär att det finns förutsättningar för en mycket större förekomst av sjöpennor i Kosterfjordens djupare områden än i dagsläget, med sjöpennor i cirka 4 % av området (≈ 125 ha). Om man skulle skydda hela området för trålning, kan man förvänta sig att förekomsten skulle närma sig 60–70 %, vilket innebär cirka 2000 ha, men även en mindre andel skyddade områden skulle lokalt kunna innebära att dessa botten samhällen återställs (Figur 20).



Figur 20. Förväntad förändring i förekomst av sjöpennor som funktion av ökad andel av området som skyddas mot trålning,

4.3.5. I – Trålfiskets påverkan på och bidrag till olika ekosystemtjänster

Den mest uppenbara ekosystemtjänsten i djupa mjukbottensmiljöer med sjöpennor är att de tillhandahåller fångster av räkor, kräftor och fisk som säljs för konsumtion. Det direkta försäljnings- och förädlingsvärdet representerar dock endast en del av de nyttor som fisket bidrar med. Som nämnts ovan bidrar detta även med betydande kulturella ekosystemtjänster. Deras värden är svåra att mäta ekonomiskt, men de bidrar definitivt till områdets attraktionskraft och kulturella särart. Dock kan man också notera att ett fiske med starkt negativ påverkan på bottenarnas biodiversitet, inklusive förekomsten av sjöpennor, kan få konsekvenser för andra kulturella ekosystemtjänster i samband med natur- och kunskapsturism i nationalparken.

Som framgår från observationerna och scenarierna ovan, innebär gångna tiders och nuvarande fiskemetoder och regleringar en påverkan på biodiversiteten och således på de stödjande och reglerade ekosystemtjänster som sjöpennorna står för. Sjöpennorna filtrerar exempelvis nedfallande organiskt material på bottenarna och minskar därigenom organisk belastning och syreförbrukning på bottenarna. De fungerar dessutom som föda för bottenlevande djur och erbjuder livs- och uppväxtmiljö för diverse fiskarter (Baillon m.fl. 2012) och bidrar därmed till att upprätthålla näringsvävens funktion och till ekosystemets biologiska mångfald. Det ekonomiska värdet av dessa ekosystemtjänster är svårt att värdera, men det står ändå klart att negativa effekter på förekomsten av sjöpennor förändrar områdenas ekologiska struktur och funktion.

4.3.6. R – Rättsliga möjligheter att reglera fiske av miljöskäl

Den rättsliga regleringen av trålfiske i Kosterhavet

Ett viktigt instrument för att skydda den marina miljön är att inrätta olika typer av skyddade områden (se Kapitel 3). Sverige är dessutom skyldigt att inrätta skyddade områden, bland annat för att skydda de marina arter

och naturtyper som omfattas av art- och habitatdirektivet. I Kosterhavet finns flera skyddade områden. Därutöver gäller ett generellt trålförbud innanför trålgränsen för hela kusten. Syftet med det generella trålförbudet är att skydda uppväxtområden, kustfiskbestånd och känsliga bottenmiljöer. I Skagerrak går trålgränsen fyra nautiska mil utanför baslinjen, som sammanbinder de yttersta öarna längs Sveriges kuster. Trålning är emellertid tillåten på en del djupare bottenar även innanför trålgränsen. Ett sådant område är Kosterhavet, där trålfiske efter räka är tillåtet under vissa förutsättningar reglerade i Koster-Väderöfjordsöverenskommelsen.

Kosterhavets nationalpark bildades 2009 med syfte att ”bevara ett särpräglat och artrikt havs- och skärgårdsområde samt angränsande landområden i väsentligen oförändrat skick”.¹⁵⁷ Enligt skötselplanen finns i området ”en mängd olika Natura 2000-habitat och rödlistade arter”. Fiske, i den mån det inte bedrivs hållbart, pekas ut som en av de verksamheter som kan påverka arternas och habitatens bevarandestatus. Det finns inga föreskrifter för det yrkesmässiga trålfisket inom området antagna med stöd av miljöbalken,¹⁵⁸ däremot finns regler antagna med stöd av fiskelagstiftning. Enligt fiskeregleringen gäller att: för att få fiska yrkesmässigt efter nordhavsräka i **Kosterhavets nationalpark** eller i Väderöarnas naturreservat krävs förutom fiskelicens bland ett ”särskilt tillstånd”, **automatiskt identifieringssystem (AIS) ombord på båten** och utbildning för fiskaren. Dessutom är trålningen efter räka begränsad till en speciell typ av trål, framtagen för att minska skador på bottenarna, i områden djupare än 60 m med undantag av vissa speciella ”bottenskyddsområden”. Dessa är primärt avsatta för att skydda korallrev och värdefulla hårbottenar med känslig fauna, men i vissa fall omfattas även angränsande områden med mjukbottenar. Innanför baslinjen är trålning endast tillåten vissa dagar och under en viss tidsperiod.¹⁵⁹ Enligt skötselplanen anses trålfiske som bedrivs enligt de gällande reglerna, enligt den så kallade Koster/Väderöfjordsmodellen, vara förenlig med nationalparkens syfte¹⁶⁰.

Ett annat av de skyddade områdena i Kosterhavet är Natura 2000-området ”Kosterfjorden-Väderöfjorden”. Syftet med detta Natura 2000-område är enligt bevarandeplanen att bidra till att upprätthålla eller återskapa en gynnsam bevarandestatus för listade arter och naturtyper inom den biogeografiska regionen. De naturtyper och arter som listas är *sublitorala sandbankar* (1110), *ler- och sandbottenar som blottas vid lågvatten* (1140), *rev* 1170, *ånnuell vegetation på driftvallar* (1210), *perenn vegetation på sten och grusvallar* (1220), *vegetationsklädda havsklippor* (1230), *ler- och sandsedimentmed*

¹⁵⁷ Naturvårdsverket (2008). Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark.

¹⁵⁸ Däremot finns föreskrifter gällande andra verksamheter som kan påverka havsmiljön inom området negativt. Det finns till exempel förbud mot att dika, dämna, muddra, schakta, utfylla, tippa, spränga, fylla ut med massor eller på annat sätt skada havsbotten samt att dra fram kablar i bland annat vatten. Se NFS 2009:7, Naturvårdsverkets föreskrifter om Kosterhavets nationalpark.

¹⁵⁹ Trålning är tillåten tre dagar per vecka under veckodagar mellan kl. 05.00-20.00. Se Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön, senast ändrade genom HVMFS 2019:4.

¹⁶⁰ FIFS 2004:36.

glasört och andra annueller (1310), *pionjärvegetation på silikatrika bergytter* (8230), *tumlare* (1351) och *knubbsäl* (1365). Djupa mjukbottnar som utsätts för trålpåverkan listas alltså inte som en av de naturtyper som ska skyddas genom Natura 2000-nätverket. Mjukbottnar kan dock skyddas indirekt av det skydd som följer av Natura 2000-området. Mjukbottnar med stora sjöpenningar har också pekats ut av Oskar som en prioriterad naturtyp. För Natura 2000-områden kan inte preciserade föreskrifter, annat än riktade mot allmänheten med ordningssyfte med stöd av 7 kap. 30 § MB, utfärdas.¹⁶¹ För att preciserade föreskrifter gällande fiske, eller annan mark- och vattenanvändning, ska kunna antas med stöd i miljöbalken måste området också utses till exempel till nationalpark eller naturreservat. Däremot gäller för Natura 2000-områden en långtgående skyldighet att genomföra konsekvensbedömningar och att tillståndspröva planer och projekt, däribland även yrkesmässigt fiske, som riskerar att påverka ett område på ett betydande sätt. Utöver direkta effekter av verksamheter ska såväl indirekta som kumulativa effekter som befintliga och planerade effekter bedömas.

DEN GEMENSAMMA FISKERIPOLITIKENS UTGÅNGSPUNKTER GÄLLANDE SKYDD AV MARINA MILJÖER

Sverige är skyldigt att genomföra de åtaganden att skydda den marina miljön som följer av såväl internationell rätt som EU-rätt. Skyldigheterna omfattar även fiske som bedrivs på svenska vatten och kan ha negativ påverkan på den marina miljön som ska skyddas (Christiernsson m. fl. 2015). Samtidigt ger EU-rätten ett visst handlingsutrymme för medlemsstater att själva vidta åtgärder mot fiskefartyg på dess vatten. Detta följer av att EU har så kallad ”exklusiv kompetens” inom den del av den gemensamma fiskeripolitiken som gäller ”bevarandet av havets biologiska resurser” (Churchill & Owen 2010).¹⁶² Medlemsstaterna har genom fördragen överfört rätten att fatta beslut inom detta område till EU¹⁶³ och därför är EU skyldigt att fastställa och genomföra en gemensam fiskepolitik. I detta syfte har också EU antagit en grundförordning för fiske¹⁶⁴ med syfte att *bevara marina biologiska resurser* samt att förvalta fiskeri och flottor som nyttjar sådana resurser samt ett antal andra förordningar som reglerar fiske på olika sätt i medlemsstaternas och

¹⁶¹ Enligt bestämmelsen får föreskrifter om rätten att färdas och vistas inom ett område som skyddas enligt detta kapitel och om ordningen i övrigt inom området meddelas av regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer, om det behövs för att tillgodose syftet med skyddet. I de fall kommunen beslutar om skydd av ett område får den meddela sådana föreskrifter.

¹⁶² Artikel 3(1)(d) FEUF. Att EU har exklusiv kompetens när det gäller bevarandet av fiskeresurser uttrycktes också tidigt av EU-domstolen i mål 804/79, kommissionen mot Storbritannien, p. 17-18, det vill säga långt före detta uttrycktes i fördraget. Se (Churchill & Owen 2010) Churchill & Owen (2010), för en genomgång av fiskeripolitikens utveckling över tiden, se s. 4-23.

¹⁶³ Såsom beskrevs i kapitel 3, gäller inom miljöpolitiken ”delad kompetens”.

¹⁶⁴ Artikel 1(1)(a), Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013 av den 11 december 2013 om den gemensamma fiskeripolitiken (nedan grundförordningen för fiske eller grundförordningen). Den rättsliga grunden för förordningen finns i artiklarna 38-47, FEUF.

unionens vatten.¹⁶⁵ För att medlemsstater ska kunna vidta åtgärder mot fiske krävs därför ett bemyndigande från EU att vidta åtgärder. Detta gäller dock endast så länge åtgärderna gäller bevarandet av marina biologiska resurser, eller fiskeriförvaltning samt att åtgärderna vidtas inom förordningens geografiska tillämpningsområde. Eftersom marina biologiska resurser omfattar ”tillgängliga och åtkomliga levande marina akvatiska resurser”,¹⁶⁶ kan alltså åtgärder för att skydda andra arter än fiskbestånd omfattas av EU:s exklusiva kompetens. Av grundförordningen följer också att alla unionens fiskefartyg ska ha lika tillträde till unionens vatten och de resurser som finns där.¹⁶⁷ Detta innebär att också utländska fiskefartyg kan fiska på svenska vatten (och tvärtom). En medlemsstat har dock rätt att begränsa tillträdet för andra medlemsstaters fartyg inom 12 nautiska mil, i syfte att gynna det kustnära fisket.¹⁶⁸ Stater kan dock inte begränsa det fiske som sker enligt avtal mellan grannländer.¹⁶⁹ Därtill följer vissa möjligheter att inskränka fisket av miljöskäl.

4.3.7. Resultat sammanfattat

De data som ligger till grund för denna studie visar att förekomsten av olika arter av sjöpennor på de djupa trålade mjukbottenarna i Kosterhavet är lägre än i mindre trålade områden i Bratten. Genom att använda modeller som tar hänsyn till miljöförhållandena i Kosterhavet kan vi visa att de värdekärnor som finns bevarade är koncentrerade till grundare områden i anslutning till slutningarna ner i Kosterrännan. Vi kan också konstatera att miljön där sjöpennor återfinns skiljer sig markant mellan Koster och Bratten och dessa skillnader kan svårligen förklaras på annat sätt än genom trålningen i Kosterfjordens djupa områden.

Sammanfattningsvis bedömer vi det som högst sannolikt att trålfisket i Kosterrännan har inneburit betydande förändringar i utbredningen av denna livsmiljö och antagligen har dessa förändringar till stor del skett redan innan 2009 då Kosterhavets nationalpark med tillhörande fiskeregleringar infördes. Denna studie kan vara ett viktigt redskap för att säkerställa att skötselplanens bevarandemål att: ”Omfattningen av djupa mjukbottenar med Gynnsam bevarandestatus ska inte minska” kan nås. Detta innebär att god ekologisk funktion och hög biologisk mångfald med avseende på sjöpennessamhällen ska upprätthållas. Genomgången av de juridiska förutsättningarna visar att

¹⁶⁵ Till skillnad från direktiv, som måste implementeras, har förordningar allmän giltighet och är till alla delar bindande och direkt tillämplig i varje medlemsland. En förordning blir därför direkt en del av medlemsstaternas lagstiftning och inga särskilda implementeringsåtgärder krävs. Se artikel 288 FEUF. Eller hänvisa till kapitel 3 om detta beskrivs där.

¹⁶⁶ Artikel 4(2). Den geografiska tillämpligheten framgår av artikel 1(2) som anger att förordningen bland annat är tillämplig inom medlemsstaters territorium där fördraget gäller.

¹⁶⁷ Artikel 5(1).

¹⁶⁸ Artikel 5(2).

¹⁶⁹ I en bilaga till grundförordningen anges vilka stater som enligt avtal har rätt att fiska i Sveriges kustvatten. Enligt bilagan har danska fiskefartyg tillträde i Skagerack inom 4-12 nautiska mil och i Kattegatt inom 3-12 nautiska mil och i Östersjön har danska och finska fiskefartyg tillträde inom 4-12 nautiska mil. Därutöver gäller avtalet mellan Sverige och Danmark från 1932 som ger Danmark rätt att i vissa fall fiska även innanför dessa gränser.

det inom ramarna för den gemensamma fiskeripolitiken, liksom den nationella fiskförvaltningen, finns verktyg för att hantera avvägningen mellan nyttjande i form av fiske och bevarande av känsliga arter på djupa mjukbottnar.

Resultaten från studien kan bland annat användas för att (1) identifiera områden som är speciellt skyddsvärda i dagsläget, (2) områden som är speciellt intressanta för möjliga restaureringsexperiment eller återhämtningsstudier, (3) specificering av kvantitativa bevarandemål så att förekomst och utbredning kan följas upp. Genom att resultat och modeller är geografiskt explicita och överförda till kartor är det vår förhoppning att de skall kunna bilda en god grund för en fortsatt dialog mellan brukar- och bevarandebidragarna så att speciellt viktiga värdekärnor kan skyddas och att dessa ekosystem kan förvaltas mer kunskapsbaserat och adaptivt.

4.4. Potentiell effekt av klimatförändringar på blåmusslor och blåstång i Stockholms län

Klimatförändringar är en av de mest avgörande faktorerna för hur de marina ekosystemen kommer att utvecklas framöver. Förändring av temperatur- och nederbördsregimer påverkar havsmiljön på flera sätt. Minskad salthalt och ökade vattentemperaturer i havet påverkar den rumsliga utbredningen av arter och habitat, vilket i sin tur påverkar den gröna infrastrukturen och kan leda till förlust av biologisk mångfald. En del i arbetet med grön infrastruktur är dock att öka förståelsen för hur olika miljöer påverkas av klimatförändringar. De regionala handlingsplanerna ska ligga till grund för anpassningar till ett förändrat klimat och vara ett stöd vid planering av åtgärder för klimatanpassning. För att klara de utmaningar som ett förändrat klimat innebär behöver vi lära oss mer om de framtida förutsättningarna för olika organismer.

Havsnivån beräknas stiga vilket påverkar biologiskt rika miljöer som strandnära grundområden och havsstrandängar längs kusterna. Ökad mängd koldioxid i haven sänker vattnets pH-värde vilket påverkar de organismer som är beroende av att lagra in kalk, till exempel musslor, skaldjur och många växtplanktonarter. En minskning av salthalten påverkar framförallt organismer med marint ursprung. Till exempel blåmusslor klarar att överleva i salthalter ner till ca 4,5 psu, men även mindre sänkningar av salthalten påverkar deras tillväxt och kondition. Blåstång har sin utbredningsgräns vid ca 4 psu. Inom Imagine har vi undersökt hur utbredningen av blåmusslor och blåstång påverkas under olika klimatscenarier, och vilken effekt det får på den gröna infrastrukturen.

4.4.1. D – Orsaker till klimatförändring

Den snabba ökningen i global temperatur vi ser idag härrör från mänskliga aktiviteter, både nutida och historiska. Även om kunskapen om klimatsystemet inte är fullständig så råder det i stort sett konsensus inom vetenskapssamhället om accelererande växthuseffekt och global uppvärmning. Det är framförallt

våra konsumtionsmönster och vårt energibehov som driver utvecklingen. Prylar, transporter, livsmedelsproduktion och boende orsakar en stor del av utsläppen och därmed vår klimatpåverkan¹⁷⁰. Utsläpp av stora mängder växthusgaser, framförallt koldioxid, leder till klimatförändringar vilka också påverkar havsmiljön. Temperaturen i haven stiger, och salthalten ändras till följd av ökad avsmältning och ökad avrinning från land. Haven försuras också av koldioxiden. Klimatet varierar också naturligt, och perioder med varmare klimat har avlösts av kallare perioder. Dock har mänsklig påverkan gjort att förändringstakten ökat så snabbt att växter och djur inte hinner anpassa sig. Detta gör att utbredningen av olika arter och organismgrupper i våra havsområden kommer att se annorlunda ut i framtiden, vilket i sin tur påverkar den gröna infrastrukturen.

4.4.2. P – Effekter av klimatförändring på havsmiljön

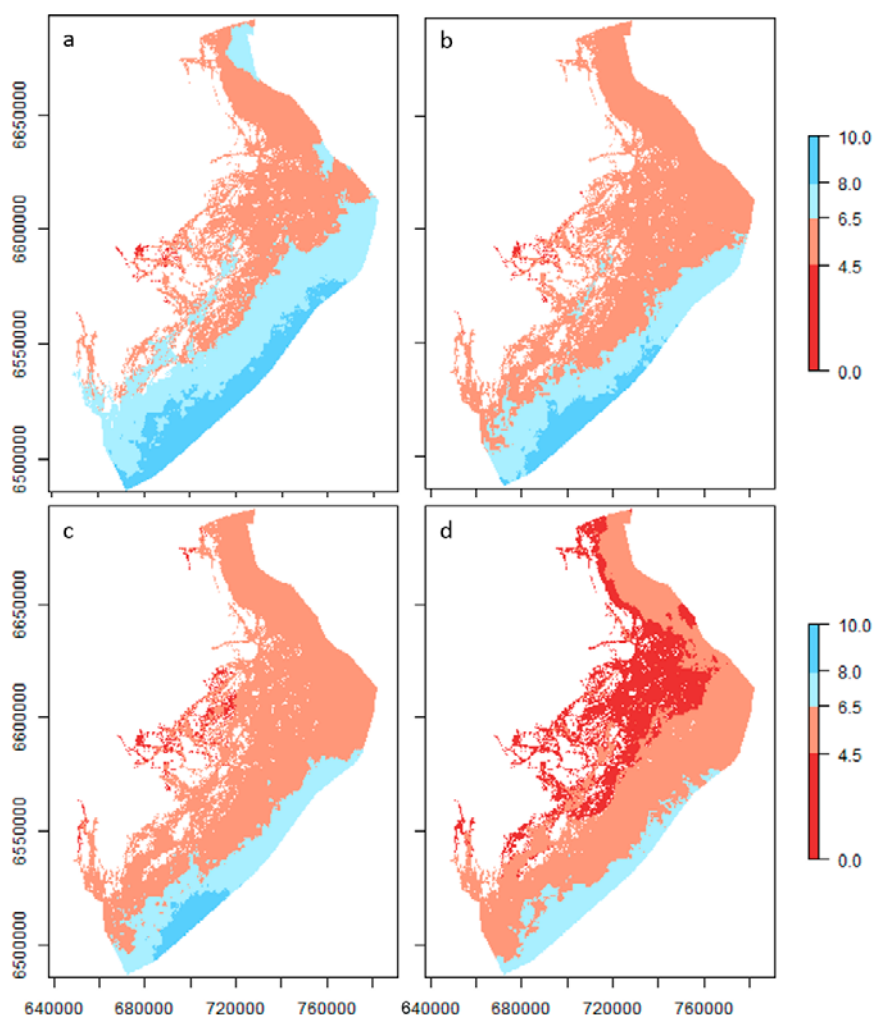
Temperaturökningen leder bland annat till förändrad nederbördsregim och ökad avrinning¹⁷¹, vilket i sin tur leder till utsötning av Östersjöns vatten. Eftersom salthalten utgör en begränsning för marina organismer i Östersjön, så kommer även förekomsten av arter och biotoper att ändras till följd av klimatförändringarna. Enligt SMHI:s klimatscenarier¹⁷² kommer salthalten till år 2100 att minska med mellan 0,7 och 1,75 ‰ (medianvärden) i Egentliga Östersjön, vilket påverkar utbredningen av funktionellt viktiga arter.

Utifrån olika scenarier över klimatets utveckling har SMHI beräknat hur olika havsparametrar kan förändras beroende på vilket klimatscenario som följs. Modellberäkningarna av klimatet baseras på antaganden om hur atmosfärens tillstånd förändras framåt i tiden. Idag används så kallade strålnings-drivningsscenarier, Representative Concentration Pathways (RCP), vilka är scenarier över hur växthuseffekten kommer att förstärkas i framtiden och uttrycks som watt per kvadratmeter (W/m^2) (Persson m.fl. 2015). Ju mer utsläpp av växthusgaser desto mer strålningsdrivning. RCP-scenarierna benämns med den nivå av strålningsdrivning som uppnås år 2100: 2,6, 4,5, 6,0 eller 8,5 W/m^2 . Scenarierna används i globala klimatmodeller för beräkningar av framtida klimat. Resultaten från dessa har sedan använts som randvillkor för modellkörningar med en högupplöst regionalt kopplad atmosfär-hav-is-modell för Nordsjö- och Östersjöområdet (RCA4-NEMO), för att visa hur tillståndet i Östersjön kan komma att förändras fram till 2100 utifrån olika RCP:er. Vi har här använt beräkningarna av förändring i salthalt enligt RCP 2,6, 4,5 och 8,5 för att räkna om en befintlig högupplöst salthaltskarta, (Nyström Sandman m.fl. 2013a) till år 2100 (Figur 21).

¹⁷⁰ <https://www.wwf.se/wwfs-arbete/klimat/mansklig-paverkan/1124268-mansklig-paverkan-klimat>

¹⁷¹ <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Klimat/Klimatet-forandras/>

¹⁷² <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/klimatscenarier-for-hav>

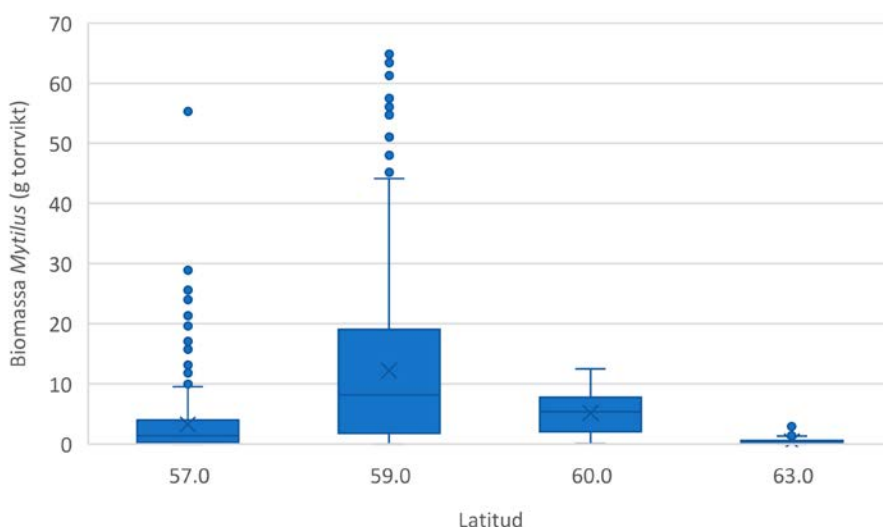


Figur 21. a) Salthalt i nuläget (Nyström Sandman m.fl. 2013a), b) salthalt 2099 enligt RCP2,6, c) salthalt 2099 enligt RCP4,5, d) salthalt 2099 enligt RCP8,5

4.4.3. S – Statusförändringar i ekosystemkomponenter

BLÅMUSSLOR

Klimatförändringar påverkar blåmusslans utbredning och biomassa, både via temperatur och salthalt. Blåmusslor förekommer i Östersjön där salthalten är högre än ca 4,5 ‰ (Westerbom m.fl. 2002; Riisgård m.fl. 2014). Dock minskar musslornas storlek med minskande salthalt (Kautsky 1982; Westerbom m.fl. 2002). En förändring av salthalten kommer därför att påverka både utbredningen av blåmusslor och deras sammanlagda biomassa i Östersjön. Baserat på data från en salthaltsgradient i Finska viken (Westerbom m.fl. 2002) har vi antagit att biomassan vid hög täckningsgrad av blåmusslor är ca 10 g/m² i salthaltsintervallet 4,5-6,5‰ och 60 g/m² när salthalten är högre än 6,5‰ (baserat på Figur 4 i Westerbom m.fl. (2002)). Detta stämmer överens med det biomassadata för blåmusslor som finns i SHARK (Figur 22). I nationella data saknas dock kvantitativa prover mellan ca 58°48' och 60°12', så det går inte att utläsa hur minskningen faktiskt ser ut i förhållande till salthalt.



Figur 22. Biomassa av blåmusslor, data från SHARK (2018-11-21)¹⁷³.

Scenarierna bygger på prediktion av sannolikhet för förekomst av minst 50 % täckningsgrad av blåmusslor (MMSS, (Nyström Sandman m.fl. 2013a)) i kombination med SMHI:s klimatscenarier för hav, säsong år och parameter salthalt vid ytan (median) 2099. Scenarierna har använts för att räkna om den förfinade karta för Stockholm över medelsalthalt vid botten, vilken också togs fram inom MMSS. De omräknade salthaltskartorna har sedan använts för att beräkna hur mycket av områdena med hög täthet av blåmusslor som hamnar i respektive salthaltsintervall givet ett visst scenario. Eftersom blåmusslor är vanliga valde vi att använda minst 50 % täckningsgrad istället för bara förekomst, då det bättre återspeglar kärnområden för blåmussla med höga biomassor, vilket är viktigare ur naturvärdes- och födosökssynpunkt.

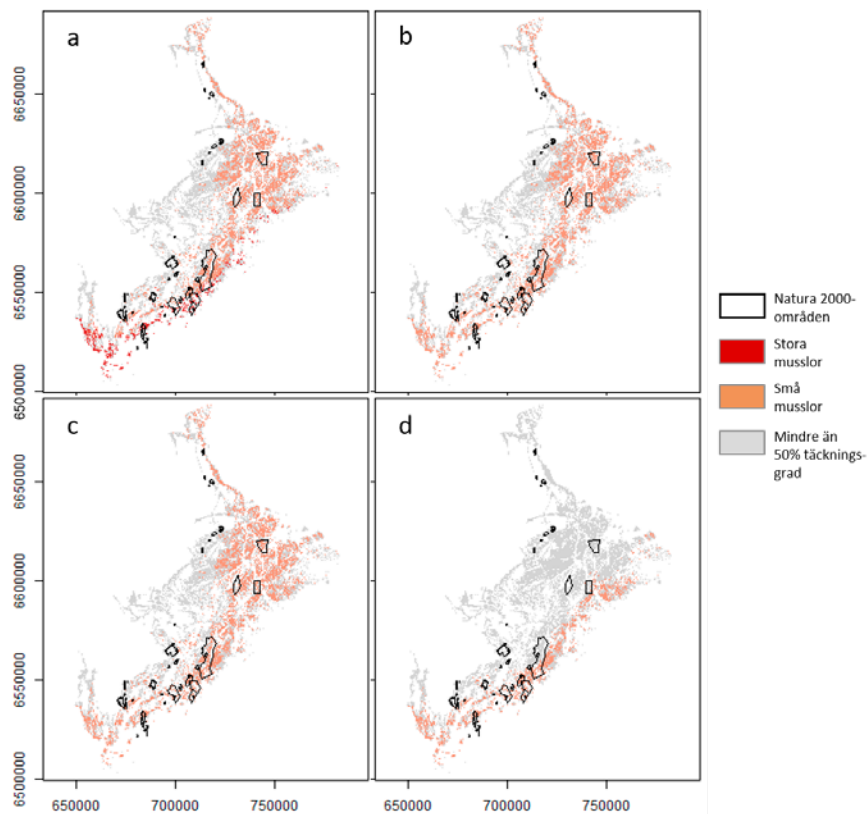
Tabell 5. Yta med minst 50 % täckningsgrad av blåmusslor under olika scenarier, samt omräknat till total biomassa

Scenario	Salthalt	km ²	total bm (ton)
Nuvarande förhållanden	<4,5 ‰	2023	
	4,5-6,5 ‰	958	9583
	>=6,5 ‰	172	10318
RCP2,6 (-0,7 ‰)	<4,5 ‰	2023	
	4,5-6,5 ‰	1130	11302
	>=6,5 ‰	0.004	0.24
RCP4,5 (-1,1 ‰)	<4,5 ‰	2027	
	4,5-6,5 ‰	1126	11258
	>=6,5 ‰	-	-
RCP8,5 (-1,75 ‰)	<4,5 ‰	2715	
	4,5-6,5 ‰	438	4384
	>=6,5 ‰	-	-

¹⁷³ <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>

Figur 23 visar sannolikhet för minst 50 % täckningsgrad av musslor i Stockholms län, där de orange områdena är sådana där salthalten är 4,5-6,5 ‰, och de röda har $\geq 6,5$ ‰ salthalt. Nuvarande salthalt (och därmed nuvarande predikterade utbredning) i a) och förväntad utbredning under SMHI:s scenarier i b)-d). Under nuvarande förhållanden (a) är den totala ytan med täta bestånd av blåmusslor 1130 km², varav 172 km² har förutsättningar för biomassa >60 g/m². Givet scenario RCP8,5 (d) blir den totala ytan 438 km² år 2099, där förutsättningen för biomassa >60 g/m² helt saknas. Endast vid det mildaste scenariot (RCP2,6) blir det kvar små områden där stora musslor förekommer. Givet antagandet att biomassa är 10 g/m² i intervallet 4,5-6,5 ‰ och 60 g/m² när salthalten är högre än 6,5 ‰, så ger det en totalbiomassa av blåmusslor i området på ca 20 000 ton under nuvarande förhållanden, men bara dryga 4 000 ton (4384) vid RCP8,5. Alla ytor med högre biomassa per m² försvinner (Tabell 5).

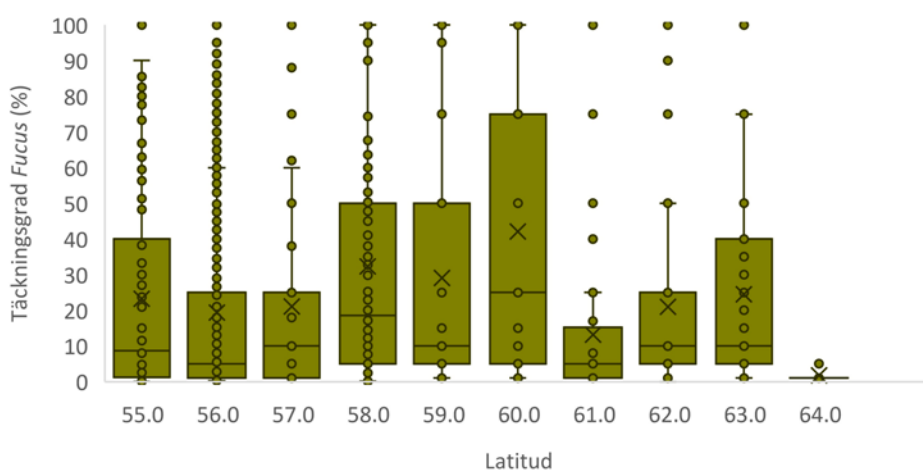
Filtreringskapaciteten kan beskrivas som en funktion av skalfri torrsvikt (Winter 1973; Riisgård & Møhlenberg 1979), och vid de biomassa som redovisas i Tabell 5 sjunker filtreringskapaciteten till ca en tredjedel vid RCP 8,5.



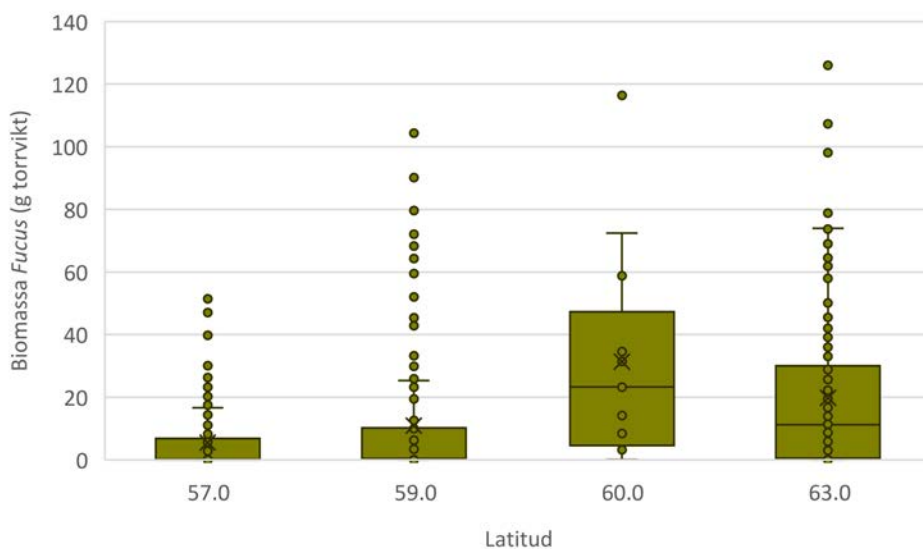
Figur 23. Sannolikhet för minst 50 % täckningsgrad av blåmusslor givet olika scenarier uppdelat på förutsättningen för små musslor (orange) och stora musslor (röd). a) nuvarande utbredning, b) utbredning 2099 enligt RCP2,6, c) utbredning 2099 enligt RCP4,5, d) utbredning 2099 enligt RCP8,5. Svarta polygoner visar Natura 2000-områden i länet.

BLÅSTÅNG

Även blåstångens utbredning är begränsad av salthalt. Även om den kan överleva vid låga salthalter (till exempel (Bäck m.fl. 1992)) så är reproduktionen begränsad till salthalter över ca 4 ‰, och det är också där gränsen för kontinuerliga bestånd går (Kautsky 1992; Serrão m.fl. 1996, 1999). Eftersom det i första hand är reproduktionen som är salthaltsbegränsad finns inte samma tydliga samband mellan biomassa och salthalt som för blåmusslor (Figur 24 och Figur 25).



Figur 24. Alla data på täckningsgrad av *Fucus* spp 2010-2019 i SHARK (2019-01-31) ¹⁷⁴.



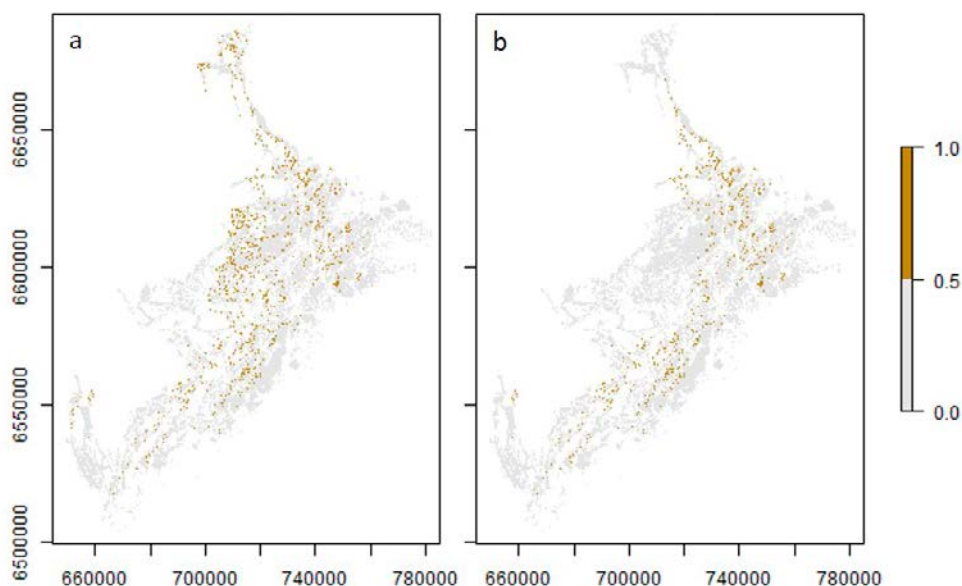
Figur 25. Alla data på biomassa av *Fucus* spp 2010-2019 i SHARK (2019-01-31).

¹⁷⁴ <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>

Tabell 6. Yta med minst 50 % täckningsgrad av blåstång under olika scenarier.

Scenario	Salthalt	km ²
Nuvarande förhållanden	<4 ‰	2906
	>=4 ‰	247
RCP2,6 (-0,7 ‰)	<4 ‰	2906
	>=4 ‰	247
RCP4,5 (-1,1 ‰)	<4 ‰	2907
	>=4 ‰	246
RCP8,5 (-1,75 ‰)	<4 ‰	3001
	>=4 ‰	153

Utbredningen av bältesbildande blåstång påverkas nästan inte alls vid RCP 2,6 och RCP 4,5, och effekten av salthaltsförändring är över lag mindre än för blåmusslorna (Tabell 6 och Figur 26).



Figur 26. a) 50 % täckningsgrad av blåstång, nuläge b) 50 % täckningsgrad av blåstång 2099, RCP8,5

4.4.1. I – Inverkan på ekosystemtjänster

Blåmusslan är en funktionellt viktig art i Östersjön, dels utgör den föda åt fåglar som ejder och alfågel, dels filtrerar blåmusslorna ganska stora mängder vatten och bidrar på så sätt till omsättningen av näringsämnen och bättre vattenkvalitet. Dessa funktioner är dock storleksberoende; stora musslor filtrerar större mängder vatten än små musslor och är bättre mat för sjöfågel. Blåmusslorna har också en viktig habitatbildande funktion, vilken med storlek och täthet hos musslorna. Små musslor med mer fläckvis utbredning har färre associerade arter (Díaz m.fl. 2015) och totalantal associerade djurindivider

(Westerbom m.fl. 2019). En minskning av blåmusslorna, både med avseende på total biomassa och storlek per mussla kan därför påverka Östersjöns födoväv och få stora konsekvenser för näringsämnesomsättningen. Blåstången är den dominerande makroalgen i Östersjön och en funktionellt viktig organism med sin tredimensionella struktur. Den utgör föda och habitat åt växtätande smådjur, och fungerar som lek- och uppväxtmiljö för många fiskarter. I norra Egentliga Östersjön utgör den en tredjedel av den sammanlagda växtbiomassan (Kautsky m.fl. 1992). Det finns ingen annan hårdbottenart som till fullo kan ersätta blåstången om den försvinner från de områden där den nu har hög täckningsgrad. På blandade bottenar med lägre täckningsgrader av blåstång kan den struktur tången bidrar med till viss del ersättas av större fanerogamer.

4.4.5. R – Respons

För att säkerställa att de funktioner som blåmusslor och blåstång bidrar med ska bibehållas under ett föränderligt klimat behöver havsplanering och områdeskydd beakta framtida utbredning av dessa arter. Till exempel är inrättandet av klimatrefuger ett av flera lämpliga sätt att ta höjd för klimatförändringarna i havsplaneringen (Havenhand & Dahlgren 2017).

Enligt art- och habitatdirektivet skall EU-kommissionen med jämna mellanrum se över hur Natura 2000-nätverket bidrar till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos arter och livsmiljöer av gemenskapsintresse. Medlemsländerna skall också sträva efter att göra Natura 2000-nätverket ekologiskt sammanhängande och proportionerligt givet omfattningen av olika livsmiljötyper. Rev är en av de livsmiljötyper av gemenskapsintresse som är listade i direktivets bilaga 1, och för vilken blåmusslor och blåstång utgör några av de typiska arter vars funktion och överlevnad är ett mått på livsmiljötypens bevarandestatus. I Figur 23 visas befintliga Natura 2000-områden i Stockholms län. I framtiden är det sannolikt att utbredningen av typiska och/eller karaktäristiska arter inte längre stämmer överens med de områden som är avsatta att skydda dem. Om klimatförändringarna är huvudskälet till att arternas utbredning minskar bör bevarandemålen på sikt anpassas.

Naturskyddslagstiftningen har dock traditionellt varit inriktad på enskilda, gärna hotade eller sällsynta, arter och naturtyper snarare än på ekosystemens funktion och sammanhangen i landskapet. Klimatanpassning anges inte heller som en grund för inrättandet av olika typer av skyddsområden. När det gäller områdesskydd fungerar instrumenten därtill ofta statiskt, där syftet med skyddet är att ge ett permanent skydd av de naturvärden som finns i området just då, utan systematisk uppföljning och anpassning av skyddet efter förändringar i tid och rum. En mer kontinuerlig uppföljning och utvärdering av Natura 2000-nätverket skulle kunna ge det en starkare roll i att bibehålla arter och livsmiljöers struktur och funktion under ett föränderligt klimat. Därtill bör tydliggöras i lagstiftningen att även klimat och klimatanpassning kan utgöra ett av områdesskyddens syfte. Detta bör särskilt övervägas när det gäller strandskyddsområden.

4.4.6. Resultat sammanfattat

Klimatförändringarna väntas leda till minskad salthalt i Östersjön, vilket påverkar utbredningsgränserna för flera organismgrupper. I denna fallstudie har vi studerat effekten av olika klimatscenarier på blåmusslor och blåstång i Stockholms län.

Blåmusslor är vanligt förekommande vid salthalter över 4,5 ‰. Dock är deras storlek salthaltsberoende, vilket gör att den totala biomassan påverkas även vid salthalter över utbredningsgränsen. Under nuvarande förhållanden uppskattas totalbiomassan av blåmusslor (i områden med höga täckningsgrader) i Stockholms län till ca 20 000 ton. Vid sämsta tänkbara scenario (RCP8,5) minskar denna till dryga 4 000 ton år 2099. Alla ytor med större musslor försvinner.

Blåstången är också salthaltsbegränsad, då reproduktionen är begränsad till salthalter över ca 4 ‰. Det är också där gränsen för kontinuerliga bestånd går, så den kan förväntas finnas i höga täckningsgrader även om salthalten sjunker. Områdena med bältesbildande blåstång förväntas minska från 247 km² i dagsläget, till 153 km² år 2099 vid RCP8,5.

5. Syntes och slutsatser

5.1. Syntes och diskussion av resultaten

Att framgångsrikt förvalta multifunktionella havslandskap är förknippat med både möjligheter och utmaningar. Dessa innefattar dels tillgången på god kunskap och anpassade underlag samt juridiska möjligheter att införliva den gröna infrastrukturen i förvaltning och beslutsfattande. Inom Imagine har vi arbetat med marin grön infrastruktur i ljuset av olika metoder och modeller som DPSIR och Mosaic samt granskat den rättsliga styrningen av grön infrastruktur, både generellt och kopplat till våra fallstudier.

UNDERLAG OCH KUNSKAPSLÄGE

För att möjliggöra ekosystembaserad förvaltning i ett landskapsperspektiv behöver vi veta var olika ekosystemkomponenter, naturliga skeenden och av människan förorsakade företeelser förekommer, och vi behöver definierade metoder för att ta fram dessa underlag. Eftersom grön infrastruktur ska bidra till bevarandet av biologisk mångfald och upprätthållandet av ekosystemens status, samt stärka kapaciteten för återhämtning, behöver vi kunskap både om nuläget och om möjliga förändringar över tid. Tillgången på underlag, både beträffande ekosystem-komponenter och påverkansfaktorer, ökar hela tiden, men kunskapsläget när det gäller den marina miljön ligger ändå långt efter den terrestra. I den marina miljön finns oftast inte motsvarande underlag som kan användas på land, till exempel marktäckedata eller ortofoton. Djupdata och information om bottenotyp är bitvis bristfälligt och oftast svårt att få tillgång till i en upplösning som motsvarar behoven, och vi har otillräcklig kunskap om utbredningen av marina arter och biotoper. Inom Imagine har vi valt att arbeta med fallstudier på sådana ekosystemkomponenter där underlagen kan anses tillräckligt bra för att inte alltför mycket påverka slutsatserna. Med befintliga underlag har det inte varit möjligt att göra analyser som gör anspråk på att täcka alla aspekter av den marina gröna infrastrukturen. Osäkerheten i de underlag som används adderas i analyser som tar hänsyn till många ingående faktorer, och viktiga ekosystemkomponenter där underlag saknas eller är alltför osäkra kan därför inte tas med i analys och bedömning.

Havets naturliga förutsättningar kan i sig vara försvårande vid ett kunskapsuppbyggande. Eftersom havet saknar tydliga barriärer (jämför till exempel med vandringshinder i rinnande vatten) så vet vi inte hur en eventuell habitatförlust påverkar konnektivitet och representativitet. Att förstörelse av habitat utgör ett spridningshinder för många arter är känt, men vi saknar kunskap om hur stor andel som kan exploateras innan avstånden blir för långa. Havsmiljön är också utsatt för stor diffus påverkan, vilket komplicerar bedömningen. En annan utmaning är hantering av underlag och bedömningar på olika skalor, där riktlinjer för bedömningsskala och sammanvägning av olika typer av underlag saknas.

Otillräckliga underlag är ett generellt problem för arbetet med grön infrastruktur och de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur lyfter kunskapsbrist som det största hotet. Bristen på data och kartunderlag gällande både fysiska variabler och ekosystemkomponenter samt avsaknaden av landskapsperspektiv gör det svårt att identifiera värdekärnor och värdestråk och sätta in rätt åtgärder på rätt plats, men i arbetet med grön infrastruktur har en process för att kartlägga havets naturkvaliteter påbörjats. Mycket av planeringen sker på kommunal nivå, och många kommuner försöker arbeta ekosystembaserat (Schreiber & Florén 2015a; b; Enhus m.fl. 2017; Fyhr 2017; Trigal m.fl. 2017). Utan goda underlagsdata är det dock svårt att uppnå ett landskapsperspektiv även om ambitionerna är goda (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2018; Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2018; Länsstyrelsen Stockholm 2018). Risk finns att beslut tas som istället skadar den gröna infrastrukturen.

STRATEGIER, MÅL OCH RÄTTSLIG TILLÄMPNING

Utöver tillräcklig kunskap och adekvata underlag är strategier för förvaltning av den marina gröna infrastrukturen viktigt för ett hållbart nyttjande av den. För tillfället saknas nationell styrning av kustzonen (som omfattar alla kustvattenområden ut till en nautisk mil utanför baslinjen). Här finns många livsmiljöer av avgörande betydelse för det marina landskapets ekologiska funktion, då de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur ännu är ganska ospecifika och havsplaneringen inte gäller i kustområdet.

I nuläget fokuserar mycket av förvaltning av grön infrastruktur, i bemärkelsen ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer, på skydd av områden. Syftet med områdesskyddet har sällan varit att skydda habitatbyggande eller funktionsbärande arter eftersom dessa oftast också är vanliga. Istället är områdesskyddet ofta statiskt och fokuserat på hotade eller ovanliga arter utan att i någon större utsträckning ta hänsyn till ett landskapsperspektiv även om detta skulle vara fullt tänkbart. Ett möjligt sätt att förstärka bevarandet av grön infrastruktur kan vara att utöka etappmålet om skydd av landområden, sötvattensområden och marina områden med tydligare krav på utformning av skyddet, inklusive utvärdering av representativitet och det aktuella områdets roll i konnektivitetssammanhang. Områdesskyddet borde också följas upp i ett nationellt eller internationellt perspektiv, för att säkerställa att den gröna infrastrukturen skyddas även i framtiden.

På en lokal skala är strandskyddet ett möjligt verktyg för skydd av den gröna infrastrukturen. Strandskyddsärenden kan direkt påverkas genom tillståndsprövningar. Tolkningen av skyddet är oftast snävt; vid strandskyddsdispenser tas sällan hänsyn till indirekta eller kumulativa effekter, men möjligheten finns. Den rumsliga styrningen i strandskyddet är också bristfällig i nuläget, men genom en starkare koppling till översiktsplanerna och de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur skulle strandskyddet kunna tillämpas så att bättre hänsyn kan tas till landskapsperspektiv och kumulativa effekter.

Grön infrastruktur är heller inte självklart förenligt med målen i de direktiv som rör havsmiljön. Även om både art- och habitatdirektivet och

havsmiljödirektivet är rumsliga ger de dålig vägledning om hur landskapsperspektivet ska beaktas i praktiken. I båda fallen är det ytor som ska bedömas, men kopplingen till rumslig fördelning och konnektivitet är svag. Art- och habitatdirektivets naturtyper är i huvudsak geologiska, och fångar inte nödvändigtvis upp habitatbildande arter och deras livsmiljöer i tillräcklig utsträckning. Det saknas också krav på beaktande av landskapsekologiska samband vid utpekande av områden, utformning av föreskrifter och prövning av tillstånd och dispenser med mera. Dock är det förenligt med gällande regelverk att vidta åtgärder utanför Natura 2000-områden om det är nödvändigt för att bibehålla sammanhang och representativitet. Enligt art- och habitatdirektivet ska kompensationsåtgärder säkerställa att området förblir sammanhängande om man ger tillstånd för verksamhet, men detta har fallit bort i den svenska lagstiftningen. Ett rättsligt krav på att beakta landskapsekologiska samband och grön infrastruktur i beslutsfattande och förvaltning skulle utöka möjligheterna att skydda miljöer från påverkan även om de inte är listade i art- och habitatdirektivet.

Målet med havsmiljödirektivet är att de marina ekosystemens strukturer, funktioner, processer och återhämtningsförmåga ska bevaras och skyddas, bland annat genom att de åtgärdsprogram som inrättas i enlighet direktivet ska omfatta geografiska skyddsåtgärder. Dessa ska bidra till att skapa sammanhängande och representativa nätverk med marina skyddsområden som har tillräcklig mångfald i ekosystemen. Dock definierar inte direktivet vad som avses med ett sammanhängande och representativt nätverk.

Flera av direktivets deskriptorer samt dess mer specifika kriterier är relevanta ur ett landskapsperspektiv. De bedömningar som ska göras enligt direktivet utgör en grund för att ta fram den kunskap som behövs för att på sikt kunna förvalta marina ekosystem från ett landskapsperspektiv. Till exempel berör kriterierna för deskriptor 6 (havsbottens integritet) rumslig omfattning och fördelning av påverkan från fysisk förlust respektive fysisk störning på ekosystemens struktur och funktion. Dock ska bedömningen av bottenmiljöernas status enligt havsmiljödirektivet göras per huvudsaklig livsmiljötyp indelade efter djupstrata och substrat. Med undantag för extraktion av till exempel sand är det sällan substratet i sig som påverkas, utan istället de arter och biotoper som är förknippade med livsmiljötypen. Det är också arter och biotoper som används för att bedöma status. Det behövs därför en tydligare koppling mellan de huvudsakliga livsmiljöerna å ena sidan och ekosystemkomponenter, typiska arter, Helcom Underwater Biotopes (HUB) eller Ospar-habitat å den andra. Det behöver klargöras vilka komponenter som kan (eller måste) ingå i en bedömning av ett visst habitat och hur dessa ska vägas samman till en integrerad bedömning. Geografiska skillnader i förekomst av arter och biotoper bör också hanteras, då samma huvudsakliga livsmiljö bär helt olika ekosystem i olika delar av landet.

Trots bestämmelser om fritt fiske i EU är det enligt EU-rätten möjligt att skydda marina miljöer mot fiske. Medlemsstaterna har ett bemyndigande från EU att vidta åtgärder mot fiske som sker på dess havsområden av egna

eller andra staters fartyg. Ett sådant bemyndigande finns för bevarande- och förvaltningsåtgärder som syftar till att *bibehålla eller förbättra bevarandestatus för de marina ekosystemen* i staternas territorialhav.¹⁷⁵ Bemyndigandet syftar till att möjliggöra för medlemsstater att efterleva skyldigheter att inrätta ett sammanhängande nätverk av skyddade områden enligt art- och habitatdirektivet. Dock finns det, om det finns en påverkan, en skyldighet enligt havsmiljödirektivets artikel 13(4) att skydda även sådana miljöer som inte är listade i art- och habitatdirektivet. Hit hör till exempel djupa mjukbottnar med sjöpennor, vilka inte omfattas av Natura 2000. Artikeln är inte formulerad på ett sätt som ger en långtgående rättslig skyldighet att skydda en viss miljö, men den ger en möjlighet.

Miljömålsberedningen (M 2010:04) håller på att ta fram en ”strategi för förstärkt åtgärdsarbete för bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser”, havsstrategin. I uppdraget ingår bland annat att utreda behovet av åtgärder och styrmedel som bidrar till bevarande och hållbart nyttjande av hav och marina resurser. Tilläggsdirektivet till miljömålsberedningen (Dir 2018:44) poängterar bland annat att kunskapen om hav och klimat behöver stärkas, och hänvisar till Agenda 2030-delegationen, som anger att ett långsiktigt bevarande och nyttjande av haven är en utmaning för Sverige. Agenda 2030-delegationen (2017) lyfter följande utmaningar:

- Exploatering av kustnära grunda vatten.
- Överfiske och destruktiva fiskemetoder
- Klimatförändringar förvärrar många problem i havet då det medför ökad avrinning, havsförsurning och uppvärmning av haven.
- Det är en långsam process att vända skeendet med uppkomst av döda havsbottnar, även om tillförseln av näringsämnen bromsas.
- Stor mängd marint skräp och plaster.

Havsfrågans gränsöverskridande natur förutsätter samarbete på global, nationell och lokal nivå.

¹⁷⁵ Artikel 20(1).

Det behövs många olika metoder för att förvalta multifunktionella havslandskap. Olika delar av processen har behov av olika tillvägagångssätt. Inom Imagine har vi arbetat med modellering för kartläggning av ekosystemkomponenter och konnektivitet, scenariobaserad påverkansanalys, identifikation och prioritering av värdekärnor och värdestrakter genom verktyget Mosaic samt analyser av de regionala handlingsplanerna för grön infrastruktur och den kommunala planeringen.

METODER FÖR KARTLÄGGNING AV EKOSYSTEMKOMPONENTER OCH KONNEKTIVITET

För att kunna bedöma vad som krävs för en fungerande grön infrastruktur, ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer, behöver utbredningen av ekosystemkomponenter karteras. Vi behöver information om vilka områden som är viktiga för olika arter eller livsstadier. Om denna kartering är bristfällig finns risk att områden med stora okända naturvärden förbises samt att vikten av de områden där information finns överskattas (Hogfors m.fl. 2020). Information om förekomst och utbredning av olika biotoper, habitat och ett urval av arter utgör därför basen för identifikation av värdekärnor i marin miljö (Enhus & Hogfors 2015). Olika metoder kan användas för att ta fram yttäckande kartor över ekosystemkomponenters förekomst. Till exempel kan punktdata användas för att modellera fram förekomst eller abundans av ekosystemkomponenter tillsammans med miljövariabler, exempelvis djup, exponeringsgrad, salthalt och bottensubstrat (se till exempel Nyström Sandman m.fl. (2013a; b) eller Wijkmark m.fl. (2015)). I korthet innebär denna typ av rumslig modellering att variationen i förekomst eller abundans hos en ekosystemkomponent beskrivs som en funktion av olika miljövariabler som påverkar dess utbredning. Med hjälp av yttäckande kartlager över de ingående miljövariablerna används funktionen sedan för att beräkna abundans eller sannolikhet för förekomst av ekosystemkomponenten i varje punkt i kartan (Hogfors m.fl. 2020).

Kunskapen om konnektivitet och representativitet kopplat till tillgängliga habitat i marin miljö är delvis bristfällig. Att habitatförstörelse kan utgöra spridningshinder för många arter är känt, men eftersom havet oftast saknar tydliga barriärer så vet vi inte vilken påverkan förlusten av ett habitat faktiskt får på olika organismers möjlighet att spridas. Biofysiska modeller kan användas för att beskriva spridning av organismer i det marina landskapet, men vi behöver ökad kunskap om hur stor andel som kan gå förlorad eller hur långa avstånden mellan tillgängliga habitat kan vara innan spridning och populationsstorlek påverkas negativt.

För att identifiera spridningsvägar skulle möjliga tillvägagångssätt kunna vara biofysisk modellering för att kartlägga passiv spridning (se till exempel Moksnes (2002); Jahnke m.fl. (2018), rumslig analys av aktiv spridning hos organismer (Sundblad m.fl. 2011) eller modellering av spridningshinder (Virtanen m.fl. 2019). Konnektivitetsanalyser är generellt ett område där det fortsatt behövs utvecklingsarbete.

I en färsk rapport från SLU sammanfattar Berkström m.fl. (2019) kunskapsläget gällande ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden. Miljövariabler som salthalt, syrehalt och temperatur påverkar spridningen av

organismer, och geografiska skillnader i dessa kan fungera som barriärer för spridning och migration. Syrefria bottenar kan utgöra en barriär för bottenlevande fisk och sträckor med djupt vatten kan försvåra spridningen av arter som vanligtvis förekommer grunt. Därför är det viktigt att kunna ta hänsyn till olika livsstadier och spridningsmönster vid planering och bedömning av grön infrastruktur. Skyddade områden måste vara tillräckligt stora eller ligga tillräckligt nära varandra (eller både och) och det är viktigt att alla de habitattyper som en art behöver under sin livscykel ingår för att säkerställa att ett funktionellt och koherent nätverk av livsmiljöer bibehålls. Det finns ett behov av studier som tar fram spridningsmått för olika arter, för att få bättre kunskap om vilka avstånd som påverkar populationer. Även heltäckande artutbredningskartor behövs för att göra rumsliga analyser av konnektivitet. MOSAIC

Imagine tog avstamp i Mosaic, som är ett nationellt verktyg för att identifiera marina naturvärden samt livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk (Hogfors m.fl. 2020). Mosaic har tagits fram av AquaBiota i samverkan med Havs- och vattenmyndigheten, med stöd av ArtDatabanken och länsstyrelserna i Västerbotten och Västra Götalands län. Grunden för Mosaic utgörs av listor över nationellt förankrade och bedömda ekosystemkomponenter, vilka ett femtiotal vetenskapliga och regionala experter på organismerna och ekosystemet tagit fram.

Ett tidigt steg inom projektets arbete med Mosaic var att besluta vilka ekosystemkomponenter som skulle inkluderas i analyserna. Vid Imagines uppstart fanns dock bara preliminära listor som ännu inte förankrats i en sådan expertgrupp.

Då arbetet med Mosaic drog ut på tiden frångick Imagine den ursprungliga idén om att använda verktyget genomgående i projektet. Det faktum att Imagine pågick parallellt med utvecklingen av Mosaic möjliggjorde dock att resultat från Imagines analyser kunde få en direkt inverkan på utvecklingen av Mosaic. Till exempel bidrog pilotsstudier inom Imagine till arbetet med att utforma ekosystemkomponenter, särskilt i Västerhavet.

Tanken inom Mosaic är att listorna över ekosystemkomponenter ska vara en form av bruttolistor för de komponenter¹⁷⁶ som finns i det marina ekosystemet. Strategin inom Mosaic var till en början att följa samma tillvägagångssätt för urval av ekosystemkomponenter för Västerhavet som för Östersjön. De preliminära listor som tagits fram innehöll majoriteten av de arter som förekommer samt olika biotoper som dessa är knutna till. För Västerhavet innebar detta att listan blev väldigt lång, vilket skulle medföra ett omfattande arbete vid bedömning av naturvärden och granskning av dessa. Arbetet inom Imagine, i samarbete med Mosaic och länsstyrelsen i Västra Götalands län, resulterade i ett förslag på en alternativ lista över ekosystemkomponenter. Denna lista bestod i första hand av biotoper snarare än arter och var ett mellanling mellan de ekosystemkomponenter som identifierats i länsstyrelsernas arbete med en marin strategi, vilken hade en stark inriktning på ovanliga

¹⁷⁶ Inkluderar makrosamhället, dvs. inte bakterier och plankton.

arter och Ospar-habitat, och den detaljerade lista som tagits fram inom Mosaic. Vid analyser i Östersjön fungerade den lista som föreslagits inom Mosaic däremot bra som utgångspunkt. Dels förekommer naturligt färre arter i Östersjön vilket gör mängden mer hanterbar, och dels är vanliga arter i stor grad naturvärdesbärande där. Dessa skillnader belyser ett behov av regionala anpassningar av ekosystemkomponentlistorna.

Urvalet och definitionen av ekosystemkomponenterna är av betydande vikt för utfallet av naturvärdesbedömningen. Det är de ekosystemkomponenter som finns med i listan som till stor del ligger till grund för vilka områden som väljs ut som värdekärnor och värdestrakter. Det finns vissa möjligheter för den som använder sig av Mosaic att lägga till egna ekosystemkomponenter, men riktlinjer för det är ej utvecklade. Det innebär att det är en stor risk att de ekosystemkomponenter som inte finns med på listan inte heller värderas eller inkluderas i efterföljande rumsliga analyser, vilket understryker vikten av ett genomtänkt urval. Möjligheten att utveckla mer strikta riktlinjer om minimikrav för vilka ekosystemkomponenter som skall vara med för att peka ut värdekärnor och värdestrakter kompliceras dock av att ekosystemkomponenter kan hanteras på olika nivåer av gruppering (jämför arter med biotoper). Minimikraven kan således inte formuleras som antal ekosystem-komponenter utan behöver konkretiseras mer än så.

Vid den förberedande naturvärdesbedömningen som gjordes av ekosystemkomponenterna i Västerhavet utvärderades metoden för detta. Som ett resultat av det förslog Imagine en förändring av poängskalan som nu är implementerad i Mosaic.

Imagines tester av hur värdestrakter kan pekas ut innefattade analyser av hur olika skalor kan användas och kombineras. Vi undersökte olika GIS-metoder¹⁷⁷ för att slå samman värdekärnor för att identifiera kluster av värdekärnor och därigenom peka ut preliminära värdestrakter. Motivet var att identifiera en metod som minskade behovet av manuell hantering och subjektiva bedömningar. Att behålla värdekärnorna så högupplösta som möjligt vid identifikation av värdestrakter visade sig dock vara att föredra. Även om en viss subjektivitet då möjliggörs eftersom värdestrakter pekas ut genom en visuell bedömning, vägdes detta upp av den ökade transparensen.

Att koppla ihop olika typer av data på olika skalor och av olika kvalitet följs av en hel del utmaningar. Våra erfarenheter visade att dessa skillnader ofta var större inom Mosaics kategorier¹⁷⁸ än mellan dem. På grund av detta såg vi ett behov av att möjligheterna och vikten av att kunna granska de olika kategorierna både enskilt och tillsammans med den översiktliga naturvärdeskartan vid utpekande av värdekärnor och värdestrakter förtydligades inom Mosaic.

Generellt visade sig Mosaic tillhandahålla metoder för att väga samman komplexa underlag på naturvärden och ekosystemtjänster för att identifiera värdekärnor och värdestrakter, vilket utgör grunden för att arbeta med grön

¹⁷⁷ Till exempel Focal statistics.

¹⁷⁸ Fågel och däggdjur, Fisk och skaldjur samt Bentos.

infrastruktur. Men vidare konkreta test av verktyget uppmuntras då det fortfarande är en relativt ny metod.

Mosaics styrka ligger i att bistå med konkreta metoder för att använda vedertagna kriterier¹⁷⁹ i rumslig förvaltning och att binda samman många olika typer av underlag och bedömningar i ett analysflöde. Vad Mosaic inte bistår med är metoder för att ta fram alla de underlag som behövs för sådana analyser. För att identifiera utbredningsområden av ekosystemkomponenter eller spridningsvägar, det vill säga kartlägga konnektivitet, behövs till exempel andra verktyg än de Mosaic erbjuder.

Ett ytterligare utvecklingsområde är att förutsäga förändringar i den gröna infrastrukturen till följd av både direkt mänsklig påverkan, och indirekt till exempel till följd av klimatförändringar eller förändrad näringsstatus. Här visar våra fallstudier på exempel hur man kan arbeta med scenarier relaterade till bottentrålning, båttrafik, bryggor, muddringar samt klimateffekter.

En möjlig synergi mellan olika verktyg kan vara mellan havsplaneringsverktyget Symphony och Mosaic. Symphony är utvecklat för att bedöma kumulativ påverkan, men har i nuläget för låg rumslig och tematisk upplösning i kustzonen för att vara ett fullgott alternativ. Mosaic skulle kunna bidra till förbättring av Symphony för möjlig användning vid fysisk planering i kustnära områden, men saknar dock i nuläget den känslighetsmatris som skulle behövas för en integrering av de båda verktygen.

Vi ser även att Mosaic potentiellt kan vara ett verktyg för att vidareutveckla nätverket av skyddade marina områden för att uppnå de mål för skydd man ställer upp på havsområdesnivå. Det kan dock finnas svårigheter och risker för otydlighet när två metoder har liknande målsättningar men olika syften. Både Mosaic och områdesskyddsarbetet fokuserar på ekologiskt representativa nätverk och analyser av ekologisk koherens. Mosaic syftar till att identifiera den gröna infrastrukturen, utan att styra hur den sedan bevaras och förvaltas, till skillnad från områdesskydd vars hela form handlar om förvaltning. Likheterna i kriterier och målsättningar dessa processer emellan lyfter vikten av att Mosaic samordnas med arbetet gällande marint områdesskydd samt att relationerna mellan dem tydliggörs.

ANALYSER AV DE REGIONALA HANDLINGSPLANERNA FÖR GRÖN INFRASTRUKTUR OCH KOMMUNAL PLANERING

Länens regionala handlingsplaner för grön infrastruktur syftar till att ge grundläggande fakta om länens naturförutsättningar, värden för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Handlingsplanerna måste bland annat innehålla beskrivning och kartor över områden som är särskilt betydelsefulla för biologisk mångfald i ett landskapsperspektiv och viktiga områden för fisk- och skaldjursarter, men även områden med högt påverkanstryck. Områden med olika former av skydd skall också karteras och länen måste göra en översiktlig geografisk beskrivning av viktiga ekosystemtjänster med fokus på rumslig utbredning.

¹⁷⁹ Till exempel från FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD 2008).

Havs- och vattenmyndigheten har identifierat åtgärder som ger värdefulla havsområden ett förstärkt skydd (Havs- och vattenmyndigheten 2016b). Här ingår att förstärka skyddet av så kallade fiskefria områden med hjälp av områdesskydd enligt miljöbalken. Fysisk störning i form av exploatering, fiske och rekreation kan begränsas med hjälp av föreskrifter och ändamålsenlig förvaltning. Skyddade områden kan på så sätt bidra till att nå god miljöstatus genom att fungera som en bas för arter och habitat. För att stärka skyddets funktion har Länsstyrelserna i uppdrag att införa förvaltningsåtgärder i befintliga och nya marina skyddade områden där sådana saknas (Havs- och vattenmyndigheten 2016a).

Många av de konkreta insatser som kan göras för ekosystemtjänster och grön infrastruktur behöver göras lokalt. Fartbegränsningar kan vara ett bra sätt att begränsa både buller och störningar från till exempel båttrafik och vattenskotrar. Förvaltningen av skyddade marina områden behöver bli bättre, både när det gäller tillsyn och uppföljning av de skyddade miljöerna. Här skulle de regionala handlingsplanerna kunna utgöra ett verktyg för att bättre ta hänsyn till landskapsperspektivet och den sammanlagda effekten av olika åtgärder.

I Stockholm är arbetet med att aktivt återskapa och nyskapa gynnsamma lekmiljöer för fisk en viktig del i att återställa bestånden i skärgården. Identifikation, beskrivning och skydd av fungerande lek- och uppväxtområden för fisk behövs för detta ändamål. Den kanske viktigaste miljön i det sammanhanget är de grunda skyddade vikarna. Oexploaterade och opåverkade grunda vikar behöver skyddas från verksamheter såsom muddring och byggnationer. Undervattensvegetationen behöver inventeras för att kunna tas hänsyn till den i fysisk planering, till exempel så att bryggor, båttrafik och ankring inte påverkar miljöerna negativt. Grunda havsvikar utgör en liten del av den marina miljön, men är också betydelsefull för en del av fisket längre ut till havs (Kraufvelin m.fl. 2018b). För att öka skyddet under lek och lekvandring kan så kallade lekfredningsområden inrättas.

Om de regionala handlingsplanerna fastställer mål och strategier för marin grön infrastruktur och bevarandet av denna skulle de även kunna utgöra ett viktigt verktyg för den kommunala planeringen. Befintliga verktyg för bedömning av naturvärden, rumslig representativitet och kumulativa effekter skulle kunna användas för att utvärdera de mål som fastställs i handlingsplanerna. För att bli ett viktigt instrument för vägledning vid olika typer av prövningar skulle handlingsplanerna också behöva bli mer konkreta beträffande landskapsperspektivet, genom att till exempel sätta gränser för hur stor andel av regionens stränder som får vara bebyggda och identifiera vilka områden som är extra känsliga och bör undantas från byggnation. Dock skulle handlingsplanerna i större utsträckning behöva vara juridiskt bindande för att de komponenter som listas i dem ska ha bäring på besluten. Det finns idag inget rättsligt krav på att de värdetrakter eller värdekärnor som pekats ut i handlingsplanerna ska beaktas vid tillståndsprövningar. Möjligheten att lyfta handlingsplanen som underlag vid prövningar finns, men är beroende av att enskilda handläggare väljer att göra detta.

Scenariobaserad påverkansanalys kan vara ett användbart verktyg för att belysa vilken inverkan olika förvaltningsstrategier förväntas ha på marin grön infrastruktur. Scenarierna kan visa på vilken effekt olika beslut och åtgärder kan få på naturskydds- och miljömål, samt användas för att ge rekommendationer om hur åtgärder ska prioriteras i ett rumsligt perspektiv. Inom Imagine har vi arbetat med scenariobaserad analys i olika fallstudier, med fokus på strandexploatering, trålfiske och klimatförändring.

SCENARIOANALYSER

De olika fallstudierna visar på hur scenarier för olika typer av påverkanstryck kan användas samt hur de juridiska verktyg som finns används idag. De metoder vi har testat kan användas för att öka möjligheten att förvalta ekosystemen för resiliens genom att identifiera förebyggande åtgärder i större utsträckning i stället för att hantera effekterna av påverkan. Fallstudien som rör bryggutveckling visar på just sådana möjligheter. Även om de direkta effekterna är ganska små är det en typ av påverkan som går att förebygga, vilket är viktigt i ett kumulativt perspektiv. Exogena påverkanstryck som klimatförändringar är svårare att förebygga i enskilda beslut, utan istället behöver beslutsfattare och förvaltning hantera effekterna av dessa påverkansfaktorer. Klimatanpassning och skydd av viktiga miljöer med speciell hänsyn till framtida utbredningar av organismer är möjliga åtgärder för att hantera sådana effekter. Fallstudier av den här typen kan också användas i kommunikation med olika intressenter, för att visa på möjliga effekter av olika åtgärder i förhållande till business as usual. Valet av påverkanstryck i fallstudierna har utgått från det som pekats ut som viktigt i länsstyrelsernas handlingsplaner för grön infrastruktur.

STRANDEXPLOATERING

De olika scenarierna för exploateringstakt och placering av bryggor visar att bryggorna i sig och båttrafiken till och från dem har ganska liten direkt påverkan på habitatet, men att den indirekta påverkan kan vara betydligt större. För att säkerställa att habitatförlusten inte påverkar konnektivitet och landskapssamband behöver även användningen av bryggor vägas in i beslut om strandskydds-dispenser, och man måste i bedömningen även ta hänsyn till den kumulativa effekten av alla bryggor inom ett kustavsnitt.

TRÅLFISKE

I områden som trålats länge saknas ofta kunskap om vad ett naturligt tillstånd innebär. Ett sätt att förutsäga hur ett naturligt ekosystem kunde se ut är att modellera potentiell förekomst av arter baserat på data från liknande, men opåverkade, områden (se Gundersen m.fl. (2012) för liknande exempel). Om trålningen upphör finns det chans att ekosystemet på sikt återställs till ett naturligt tillstånd, även om det är oklart hur lång tid en återhämtning skulle ta. I våra analyser har vi visat på den potentiella förekomsten av sjöpennor, som utgör basen för ett diversitetsorganismssamhälle på mjuka bottenar, i ett fall där trålningen upphört. Sjöpennor nämns även i skötselplanen för nationalparken, där ett bevarandemål för djupa mjukbottenar är att biologisk mångfald i form

av antalet arter på bottenarna inte ska minska. En av de parametrar som skall följas upp för att övervaka detta är antal sjöpenor/ytenhet.

KLIMATFÖRÄNDRING

Klimatförändringar påverkar havsmiljön bland annat genom stigande temperaturer och ökad avrinning vilket leder till utsötning. Det är också risk att effekten av befintliga miljöproblem som till exempel övergödning och syrefria bottenar förstärks, vilket kan ha stora konsekvenser för den biologiska mångfalden (Dir 2018:44) och påverka habitat- och funktionsbärande arter negativt. Vi har här använt oss av SMHI:s scenarier för salthalt, för att visa hur man kan klimatanpassa havsförvaltningen och säkerställa att nätverket av skyddade områden är sammanhängande och representativt även i framtiden.

5.2. Sammanfattade slutsatser

Kustzonen är bärare av många naturvärden, samtidigt som en mängd aktiviteter samsas om det begränsade utrymmet. Vi saknar idag en övergripande ansats för att integrera ett landskapsperspektiv i beslutsfattande och förvaltning, för att på så sätt kunna ta hänsyn till marin grön infrastruktur i kustmiljön.

Den nationella havsplaneringen skall fungera som vägledande för kommunal planering av havet, men den geografiska överlappningen är begränsad till den del av kommunernas ansvarsområde som ligger utanför baslinjen. Till skillnad från havsplaneringen utgår den kommunala planeringen inte från en ekosystemansats, och god havsmiljö utgör bara ett av flera övergripande mål i den nationella planeringen. Tydlig styrning mot bevarande eller återställande av en grön infrastruktur i Sveriges havsområden saknas därför. Länens regionala handlingsplaner för grön infrastruktur skulle kunna vara ett verktyg för att överbrygga gapet mellan nationell och kommunal planering, men planerna är i nuläget inte rättsligt bindande och det saknas därför rättsliga krav på att den gröna infrastrukturen ska beaktas vid tillståndsprövningar.

Habitatdirektivet och havsmiljödirektivet är båda rumsliga till sin natur, men ger mycket svag vägledning om hur landskapsperspektivet i praktiken skall beaktas. Av habitatdirektivet följer ett starkt skydd inom områden, men ett i stort sett obefintligt skydd utanför. I havsmiljödirektivet är målet att genom ett sammanhängande och representativt nätverk av marina skyddsområden som har tillräcklig mångfald i ekosystemen skydda och bevara de marina ekosystemens strukturer, funktioner, processer och återhämtningsförmåga. Dock definieras inte vad som avses med ett sammanhängande och representativt nätverk.

Användningen av våra havsområden ökar, och olika aktiviteter och påverkansfaktorer samverkar med varandra i ett rumsligt sammanhang. I projektet har tre fallstudier undersökts, gällande bryggor och båttrafik i grunda kustområden, trålfiske och påverkan på djupa bottenar samt effekter av klimatförändringar på habitatbärande hårbottenarter. Fallstudierna har utvärderats med hjälp av DPSIR-modellen (Drivers-Pressures-State-Impact-Response) för att bedöma påverkan på naturvärden och möjligheter

att hantera denna genom planering och förvaltning. Fallstudierna omfattar kvantitativa, rumsligt explicita analyser av påverkan på habitat i grunda och djupa områden från strandbyggnation, båttrafik, fiske och klimatförändringar, vilka ligger till grund för bedömning av kumulativa effekter.

Resultaten från fallstudierna visar att för att bedöma och ta hänsyn till kumulativa effekter av vitt skilda påverkanstryck behövs geografiskt definierad information om både aktiviteter och naturvärden, samt juridiska möjligheter att väga in ett större perspektiv i planering, beslutsfattande och förvaltning.

6. Tack

Vi vill rikta ett varmt tack till projektets referensgrupp, vilken består av representanter från både myndigheter och akademien. Följande personer har ingått i referensgruppen: Annita Tullrot, Maria Kilnäs och Ingela Isaksson från Länsstyrelsen Västra Götalands län, Ingrid Nordemar från Länsstyrelsen i Stockholms län, Ingemar Andersson och Jan Schmidtbauer Crona från Havs- och vattenmyndigheten, Bengt Larsen från Boverket, Cecilia Lindblad från Naturvårdsverket, Jessica Hjerpe-Olausson från Västra Götalandsregionen, Ann Hagström från Värmdö kommun, Anna Wallblom från Strömstads kommun, Annica Sandström från Luleå tekniska universitet, Brita Bohman från Stockholms universitet samt David Langlet från Göteborgs universitet.

Jorid Hammersland och Marcus Larsson från miljömålsberedningen samt Christina Olsen Lundh, docent i miljö rätt och rådman vid Mark- och miljödomstolen i Vänersborg, har också lämnat värdefulla synpunkter på projektets resultat och rapporten.

Vi vill också tacka Anna-Li Jonsson, Elina Virtanen samt Märten Erlandsson för värdefullt samarbete kring fallstudierna.

Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten har också bistått projektet genom god dialog och återkommande gemensamma möten för forskningsinsatsningen Förvaltning av landskap.

7. Källförteckning

- Agenda 2030 (2017). I riktning mot en hållbar välfärd – Agenda 2030-delegationens nulägesbeskrivning och förslag till handlingsplan för genomförande av Agenda 2030 för hållbar utveckling, Rapport.
- Ahlin, P. (1993). Folkrätten i svensk säkerhetspolitik. (Akademisk doktorsavhandling). Stockholms Universitet.
- Ailstock, M.S., Hornor, S.G., Norman, C.M., Davids, E.M. (2002). Resuspension of sediments by watercraft operated in shallow water habitats of Anne Arundel County, Maryland. *Journal of Coastal Research*, vol. 37, ss. 18–32.
- Atkins, J.P., Gregory, A.J., Burdon, D., Elliott, M. (2011). Managing the Marine Environment: Is the DPSIR Framework Holistic Enough? *Systems Research and Behavioral Science*, vol. 28 (5), ss. 497–508
- Bäck, S., Collins, J.C., Russell, G. (1992). Effects of salinity on growth of Baltic and Atlantic *Fucus vesiculosus*. *European Journal of Phycology*, vol. 27 (1), ss. 39–47
- Baillon, S., Hamel, J. E., Wareham, V. E., & Mercier, A. (2012). Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10(7), ss. 351-356.
- <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/120022>
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Abson, D.J., Andrews, B., Crowe, A., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., Termansen, M. (2014). Economic analysis for the UK national ecosystem assessment: synthesis and scenario valuation of changes in ecosystem services. *Environmental Resource Economics*, vol. 57, ss. 273-297.
- Beachler, M.M., Hill, D.F. (2003). Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake Reservoir Management*, vol. 19, ss. 15-25.
- Bengtsson, B. (2013). Friluftsliv, naturskydd, markägarintresse och grannhän-syn enligt miljöbalken. Miljörättsliga perspektiv och tankeväндor. Vänbok till Jan Darpö och Gabriel Michanek.
- Berg, T., Fürhaupter, K., Teixeira, H., Uusitalo, L., Zampoukas, N. (2015). The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 96 (1–2), ss. 18–28
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H., Wikström, A. (2016). Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports*,

vol 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 207 s.

Berkström, C., Wennerström, L., Bergström, U. (2019). Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden - en kunskapssammanställning. Aqua reports 2019:15. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 65.

Blandon, A., zu Ermgassen, P.S. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 141, ss. 1-8.

Bryhn, A., Lindegarth, M., Bergström, L., Bergström, U. (2015). Ekosystemtjänster från svenska hav: status och påverkansfaktorer. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015, vol. 12.

https://www.researchgate.net/publication/282859887_Ekosystemtjanster_fran_svenska_hav_status_och_paverkansfaktorer [2016-11-07]

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* vol 65, ss. 575-586.

Burdick, D.M., Short, F.T. (1999). The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environmental Management*, vol 23, ss. 231-240.

Christiernsson, A. (2011). Rättens förhållande till komplexa och dynamiska ekosystem - En studie om rättsliga förutsättningar för adaptiv och ekosystembaserad reglering och planering för bevarandet av biologisk mångfald vid jakt. (Akademisk doktorsavhandling). LTU.

Christiernsson, A. (2020). Gröna hav - Rättslig styrning mot ett ekologiskt funktionellt nätverk av marina livsmiljöer. Stiftelsen Skrifter utgivna av Juridiska fakulteten vid Stockholms universitet, Stockholm. *Under utgivning*.

Christiernsson, A., Michanek, G., Nilsson, P. (2014). Fiske och Natura 2000: 7 kap. 28 a § i EU-rättslig belysning. Vol. 2014:7.

Christiernsson, A., Michanek, G., Nilsson, P. (2015). Marine Natura 2000 and Fishery—The Case of Sweden. *Journal for European Environmental & Planning Law*, vol. 12 (1), ss. 22–49

Christiernsson, A., Michanek, G. (2016). Miljöbalken och fisket. *Nordisk miljörettslig tidskrift*, (1), ss. 11–28

Churchill, R., Owen, D. (2010). *The EC common fisheries policy*. Oxford University Press.

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*, vol. 2, ss. 121.

- Dafforn, K.A., Mayer-Pinto, M., Morris, R.L., Waltham, N.J. (2015). Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management*, vol. 158, ss. 61-73-
- Dawes, C.J., Andorfer, J., Rose, C., Uranowski, C., Ehringer, N. (1997). Regrowth of the seagrass *Thalassia testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany*, vol. 59, ss. 139-155.
- Díaz, E.R., Erlandsson, J., Westerbom, M., Kraufvelin, P. (2015). Depth-related spatial patterns of sublittoral blue mussel beds and their associated macrofaunal diversity revealed by geostatistical analyses. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 540, ss. 121–134
- Ebbesson, J. (2000). *Internationell miljö rätt*. Iustus förlag.
- EEA (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. (25). Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA (2003). *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting*
- Egardt, J. (2018). *Impacts of Recreational Boating in Coastal Seascapes and Implications for Management*. PhD-thesis, Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg.
- Ehler, C., Douvère, F. (2009). *Marine spatial planning, a step-by-step approach towards ecosystem-based management*. UNESCO.
- <http://www.oceandocs.org/handle/1834/4475> [2014-09-26]
- Eide, W. (red.) (2014). *Arter & naturtyper i habitatdirektivet– bevarandestatus i Sverige 2013*. Uppsala: ArtDatabanken, SLU.
- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Hintzen, N. T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Fock, H. O., Geitner, K., Gerritsen, H. D., González, M. M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J. R., Papadopoulou, N., Posen, P. E., Pulcinella, J., Russo, T., Sala, A., Silva, C., Smith, C. J., Vanelsländer, B & Rijnsdorp, A. D. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74(3), ss. 847-865.
- Elliott, M. (2002). The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine pollution bulletin*, vol. 6 (44), ss. iii–vii
- Elliott, M. (2010). *Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures-a numbered guide*.
- Elliott, M. (2013). The 10-tenets for integrated, successful and sustainable marine management. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 1 (74), ss. 1–5

- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J.P., Borja, A., Cormier, R., De Jonge, V.N., Turner, R.K. (2017). “And DPSIR begat DAPSI (W) R (M)!”-a unifying framework for marine environmental management. *Marine pollution bulletin*, vol. 118 (1–2), ss. 27–40
- Enhus, C., Hogfors, H. (2015). Kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys. *AquaBiota Report* 2015:05. 62 pp.
https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/ABWR_Report2015-05_GI_1B.pdf
- Enhus, C., Tano, S., Fyhr, F. (2017). Underlag för kommunal havsplanering i Varbergs kommun. *AquaBiota Report* 2017:04.
https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/enhus-mfl_2017_underlag-havsplanering-varbergs-kommun_2017-04.pdf
- Eriander, L. (2016). Restoration and management of eelgrass (*Zostera marina*) on the west coast of Sweden. PhD-thesis, University of Gothenburg.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., Moksnes, P.-O. (2017). The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast–Ecological impact and legal challenges. *Ocean & coastal management*, vol. 148, ss. 182–194
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H., Karås, P. (2004). Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 61, ss. 339-349.
- Foster, N.L., Rees, S., Langmead, O., Griffiths, C., Oates, J., Attrill, M.J. (2017). Assessing the ecological coherence of a marine protected area network in the Celtic Seas. *Ecosphere*, vol. 8 (2)
- Fresh, K.L., Wyllie-Echeverria, T., Wyllie-Echeverria, S., Williams, B.W. (2006). Using light-permeable grating to mitigate impacts of residential floats on eelgrass *Zostera marina* L. in Puget Sound, Washington. *Ecological Engineering*, vol. 28, ss. 354-362.
- Fyhr, F. (2017). Naturvärdesbedömning för interkommunal översiktsplanering och grön infrastruktur för havet i Blekinge. Vol. 2016:05. Länsstyrelsen Blekinge Län.
https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/fyhr_2017_naturvardesbedomning_oversiktsplanering_blekinge_aqbreport-2016-05.pdf
- 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 & Coastal Management*, vol. 103, ss. 63–77

- Gladstone, W., Courtenay, G. (2014). Impacts of docks on seagrass and effects of management practices to ameliorate these impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 138, ss. 53-60.
- Gray, J.S., Elliott, M. (2009). *Ecology of marine sediments: from science to management*. Oxford University Press.
- Gucinski, H. (1982). Sediment suspension and resuspension from small-craft induced turbulence. U.S. EPA Chesapeake Bay Program, EPA 600, 13-82-084.
- Gundersen, H., Bekkby, T., Moy, F.E., Tveiten, L.A. (2012). Videreutvikling av indikator forsukertare i Norsk naturindeks– modellering av referansetilstand for arealutbredelse. (6438–2012)
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, vol. 319, ss. 948-952.
- Hammar, L., Schmidtbauer Crona, J., Kågesten, G., Hume, D., Pålsson, J., Aarsrud, M., Mattson, D., Åberg, F., Hallberg, M., Johansson, T. (2018). *Symphony – Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1.
- Hansen, J.P., Snickars, M. (2014). Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia*, vol. 738(1), ss. 171-189.
- Hansen, J.P., Sundblad, G., Bergström, U., Austin, Å.N., Donadi, S., Eriksson B.K., Eklöf, J.S. (2018). Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio*. vol. 48(6), ss. 539-551. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1088-x>
- Havenhand, J., Dahlgren, T. (2017). An Assessment of the Theoretical Basis, and Practical Options, for Incorporating the Effects of Projected Climate Change in Marine Spatial Planning of Swedish Waters. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:26.
- Havs- och vattenmyndigheten (2016a). Fördjupad analys av befintligt nätverk av marina skyddade områden. Delredovisning av regeringsuppdrag M2015/771/Nm
<https://www.havochvatten.se/download/18.1a63820415542ed7991f24d8/1466512669303/fordjupad-analys-av-befintligt-natverk-av-marina-skyddade-omraden.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (2016b). Handlingsplan för marint områdeskydd. Myllrande mångfald och unika naturvärden i ett ekologiskt nätverk under ytan. Slutredovisning av regeringsuppdrag M2015/771/

Nm <https://www.havochvatten.se/download/18.1a63820415542ed7991d1b9f/1466404502044/handlingsplan-marint-omradesskydd.pdf>

Havs- och vattenmyndigheten (2018). Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023. Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27.

Hogfors, H., Fyhr, F., Nyström Sandman, A. (2020). Mosaic – verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden, version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:13.

Jahnke, M., Jonsson, P.R., Moksnes, P.-O., Loo, L.-O., Nilsson Jacobi, M., Olsen, J.L. (2018). Seascape genetics and biophysical connectivity modelling support conservation of the seagrass *Zostera marina* in the Skagerrak–Kattegat region of the eastern North Sea. *Evolutionary applications*, vol. 11 (5), ss. 645–661

Johnson, S. (1994) Recreational Boating Impact Investigations: Upper Mississippi River System, Pool 4 Red Wing, Minnesota. Page 8 pp. + appendixes (2 pp.) in L. C. Minnesota Department of Natural Resources, Minnesota, for the National Biological Survey, Environmental Management Technical Center, Onalaska, Wisconsin

Jonsson, A-L (2018). Comparing epibenthic fauna in areas exposed to different bottom trawling intensities: inferences about potential habitats using species distribution modelling. Masteruppsats (120 hec). Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet

Jordan, S.J., Smith, L.M., Nestlerode, J.A. (2009). Cumulative effects of coastal habitat alterations on fishery resources: Toward prediction at regional scales. *Ecology and Society*, vol. 14, ss.16.

Kautsky, H. (1992). The impact of pulp-mill effluents on phytobenthic communities in the Baltic Sea. *Ambio*, ss. 308–313

Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U., Lindblad, C. (1992). Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica*, vol. 78, ss. 33–48

Kautsky, N. (1982). Quantitative studies on gonad cycle, fecundity, reproductive output and recruitment in a baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology*, vol. 68 (2), ss. 143–160

Klein, R. (2007) The effects of marinas och boating activity upon tidal waterways. Page 23 in C. E. D. Services, editor, Maryland

Koch, E.W. (2002). Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. *Journal of Coastal Research*, vol 37, ss. 66-74.

Kraufvelin, P., Svensson, F., Fredriksson, R., Bergström, L., Karlsson, M., Wennhage, H., Wikström, A., Bergström, U. (2017). Inventering

och modellering av fisk- och kräftdjurssamhällen i Kosterhavets nationalpark. Länsstyrelsen Västra Götaland, Naturavdelningen, Rapportnr: 2017:22. ISSN: 1403-169X.

Kraufvelin, P., Pekcan-Hekim, Z., Bergström, U., Florin, A.-B., Lehtikoinen, 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. (2018a). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 204, ss. 14-30.

Kraufvelin, P., Bergström, L., Bergström, U., Bryhn, A. (2018b). Relationships between human activities and marine ecosystem services. Report SLU.aqua.2017.4.2-207, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund, 33 s. DOI 10.13140/RG.2.2.16180.35200.

Kraufvelin, P., Bryhn, A., Olsson, J. (2020a). Fysisk påverkan och biologiska effekter i kustvattenmiljön. Havs- och vattenmyndighetens Rapport (Under utgivning).

Kraufvelin, P., Bryhn, A., Olsson, J. (2020b). Erfarenheter av ekologisk restaurering i kust och hav. Havs- och Vattenmyndighetens Rapport (Under utgivning).

Laaksonen, T. (2012). A Market Analysis on the Global Boating Industry. Tampere University of Applied Sciences, Tammerfors.

Länsstyrelsen i Södermanlands län (2018). Regional handlingsplan för grön infrastruktur i Södermanlands län

Länsstyrelsen i Västra Götalands län (2018). Grön infrastruktur – regional handlingsplan för Västra Götalands län

Länsstyrelsen Stockholm (2018). Förslag till Grön infrastruktur. Regional handlingsplan för Stockholms län. (2018:1)

Lundälv T., Jonsson L.G. 2000. Inventering av Koster-Väderöområdet med ROV-teknik, en pilotstudie. Rapport 5079, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm

Malinga, R., Gordon, L.J., Jewitt, G., Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, vol. 13, ss. 57-63.

MARBIPP. (2018). <https://www.marbipp.tmbi.gu.se/> [2019-02-07]

Mee, L.D., Jefferson, R.L., Laffoley, D. d'A, Elliott, M. (2008). How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. *Marine pollution bulletin*, vol. 56 (2), ss. 187-204

Michanek, G., Christiernsson, A. (2014). Adaptive management of EU marine ecosystems: about time to include fishery. *Scandinavian studies in law*, (59), ss. 201–242

Moksnes, P.-O. (2002). The relative importance of habitat-specific settlement, predation and juvenile dispersal for distribution and abundance of young juvenile shore crabs *Carcinus maenas* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 271 (1), ss. 41–73

Moksnes, P. O., Jonsson, P., Nilsson Jacobi, M., Vikström, K. (2014). Larval connectivity and ecological coherence of marine protected areas (MPAs) in the Kattegat-Skagerrak region. Swedish Institute for the Marine Environment Report vol. 2014:2.

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 Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2016:8, 148 s (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-16-0.

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, 146 s. ISBN 978-91-87967-17-7.

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.

Näslund, J., Nyström Sandman, A., Edbom Blomstrand, C., Hernvall, P. (2019). Typiska arter för naturtypen sublitorala sandbankar. *AquaBiota Report* 2019:04. https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/naslund_mfl_typiska_arter_sublitorala_sandbankar.pdf

Naturvårdsverket (2008). Skötselplan för Kosterhavets Nationalpark.

Naturvårdsverket (2016). Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. (2016:1, utgåva 1). Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2020). Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2020 – Med fokus på statliga insatser. Naturvårdsverkets rapport 6919. Stockholm: Naturvårdsverket.

Nyström Sandman, A., Bergström, U., Gren, I.-M., Sundblad, G., Tafesse Tirkaso, W., Wikström, S.A. (2017). VALUES – Värdering av akvatiska livsmiljöers ekosystemtjänster. Naturvårdsverket, Rapport 6753, 61 s.

Nyström Sandman, A., Didrikas, T., Enhus, C., Florén, K., Isaeus, M., Nordemar, I., Nikolopoulos, A., Sundblad, G., Svanberg, K., Wijkmark, N. (2013a). Marin Modellering i Stockholms län. *AquaBiota Report* 2013:10.

- Nyström Sandman, A., Didrikas, T., Enhus, C., Florén, K., Isæus, M., Nordemar, I., Nikolopoulos, A., Sundblad, G., Svanberg, K., Wijkmark, N. (2013b). Marin Modellering i Södermanlands län. AquaBiota Report 2013:09.
- OECD (1994). Environmental Indicators: OECD Core Set. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.
- Olsen Lundh (2016). Panta Rei - om miljökrav och miljökravnormer.
- Patrício, J., Elliott, M., Mazik, K., Papadopoulou, K.-N., Smith, C.J. (2016). DPSIR—two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management? *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, s. 177
- Persson, G., Strandberg, G., Berg, P. (2015). Vägledning för användande av klimatscenarier. (Klimatologi, 11)
- Riisgård, H.U., Møhlenberg, F. (1979). An improved automatic recording apparatus for determining the filtration rate of *Mytilus edulis* as a function of size and algal concentration. *Marine Biology*, vol. 52 (1), ss. 61–67
- Riisgård, H.U., Larsen, P.S., Turja, R., Lundgreen, K. (2014). Dwarfism of blue mussels in the low saline Baltic Sea—growth to the lower salinity limit. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 517, ss. 181–192
- Rogers, S.I., Greenaway, B. (2005). A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Marine pollution bulletin*, vol. 50 (1), ss. 9–19
- Sagerman, J., Hansen, J., Wikström, S.A. (2020). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio*, vol 49, ss. 517-530.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M., Schreiber, H. (2005). Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio*, vol. 34, ss. 125-130.
- Schreiber, H., Florén, K. (2015a). Marin naturvärdesbedömning av Lidingös kustvatten. AquaBiota Report 2015:12. https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/ABWR_Report2015-12_Marin_naturvardesbedomning_Lidingo.pdf
- Schreiber, H., Florén, K. (2015b). Naturvärdesbedömning av Vaxholms kustvatten. AquaBiota Report 2014:05. https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/Marin_naturvardesbedomning_av_Vaxholm_2015_AquaBiotaReport2014_05.pdf
- Seitz, R.D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R.N., Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 71, ss. 648-665.

Serrão, E.A., Brawley, S.H., Hedman, J., Kautsky, L., Samuelsson, G. (1999). Reproductive success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *Journal of Phycology*, vol. 35 (2), ss. 254–269

Serrão, E.A., Kautsky, L., Brawley, S.H. (1996). Distributional success of the marine seaweed *Fucus vesiculosus* L. in the brackish Baltic Sea correlates with osmotic capabilities of Baltic gametes. *Oecologia*, vol. 107 (1), ss. 1–12

Sköld, M., Nilsson, H., Jonsson, P. (2018). Bottentrålning - effekter på marina ekosystem och åtgärder för att minska bottenpåverkan. *Aqua reports* vol. 2018:7. ISBN: 978-91-576-9562-8.

Smith, C.J., Papadopoulou, K.-N., Barnard, S., Mazik, K., Elliott, M., Patrício, J., Solaun, O., Little, S., Bhatia, N., Borja, A. (2016). Managing the marine environment, conceptual models and assessment considerations for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, s. 144

Sundblad, G., Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *AMBIO*, vol. 43 (8), ss. 1020–1028

Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. (2011). Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, vol. 48 (1), ss. 112–120

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

Tillväxt Norra Bohuslän. (2019). Blå översiktsplan. <https://www.tillvaxtbohuslan.se/bla-op/> [2019-02-07]

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

Trigal, C., Fyhr, F., Tano, S. (2017). Underlag till havsplanering som en del av översiktsplanen i Kävlinge. (2017:09) https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/trigal_mfl_2017_underlag-till-havsplanering-kavlinge_2017-09.pdf

Vartia, K., Frödin-Nyman, S. (2013). DPSIR-modellen, Ramdirektivet för vatten och hydromorfologi. (Dnr: 733-2013-1). Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna.

Vattenmyndigheterna (2019). Statusklassning av hydromorfologi i kustvatten. Slutrapport för projektet KustHYMO 2016-2019.

Virtanen, E.A., Norkko, A., Nyström Sandman, A., Viitasalo, M. (2019). Identifying areas prone to coastal hypoxia—the role of topography. *Biogeosciences*, vol. 16 (16), ss. 3183–3195

Westerbom, M., Kilpi, M., Mustonen, O. (2002). Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Marine Biology*, vol. 140 (5), ss. 991–999

Westerbom, M., Kraufvelin, P., Erlandsson, J., Korpinen, S., Mustonen, O., Díaz, E. (2019). Wave stress and biotic facilitation drive community composition in a marginal hard-bottom ecosystem. *Ecosphere*, vol. 10 (10), s. e02883

Westholm, A. (2018). Appropriate scale and level in marine spatial planning–management perspectives in the Baltic Sea. *Marine Policy*, vol. 98, ss. 264–270

Whitfield, A.K., Becker, A. (2014). Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 83, ss.24-31.

Wijkmark, N., Enhus, C., Isaeus, M., Lindahl, U., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Nyström Sandman, A., Näslund, J., Sundblad, G., Didrikas, T. (2015). Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län: Karlskrona, Sweden, s. 168

Winter, J.E. (1973). The filtration rate of *Mytilus edulis* and its dependence on algal concentration, measured by a continuous automatic recording apparatus. *Marine Biology*, vol. 22 (4), ss. 317–328

Grön infrastruktur i havet

RAPPORT 6930

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6930-8
ISSN 0282-7298

- landskapsperspektiv i förvaltningen av Sveriges marina områden

ANTONIA NYSTRÖM SANDMAN, ANNA CHRISTIERNSSON,
FRIDA GIDHAGEN FYHR, MATS LINDEGARTH, PATRIK KRAUFVELIN,
PER BERGSTRÖM, PER NILSSON, RONNY FREDRIKSSON,
ULF BERGSTRÖM & HEDVIG HOGFORS

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

En kartläggning av havets naturkvaliteter har påbörjats genom arbetet med grön infrastruktur. Rapporten undersöker olika scenarier för hur den marina gröna infrastrukturen påverkas av mänskliga aktiviteter i förhållande till olika strategier för förvaltning. Projektet har genomfört tre fallstudier med olika fokus: strand-exploatering, trålfiske och klimatförändring. Genom scenariobaserade analyser visar forskarna vilken effekt olika beslut och åtgärder kan få på naturskydds- och miljömål.

Det tvärvetenskapliga projektet är ett samarbete mellan experter inom ekologi och juridik. Forskarna beskriver hur lagstiftning, planering och förvaltningsstrategier bör utformas och fungera ihop, och presenterar förslag för att stärka skyddet av den gröna infrastrukturen i Sveriges havsområden.

Forskningen har finansierats av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndighetens verksamhet.

Havs
och Vatten
myndigheten

