

Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige

– Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund



Rekommenderat format vid citering:

Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016. Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2016:8, 150 sidor (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-16-0.

Projektledare: Ingemar Andersson, Havs- och vattenmyndigheten och Ingela Isaksson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Nyckelord: *Zostera marina*, ålgräsäng, bandtång, gömfröiga växter, kustekosystem, Bohuslän, Västerhavet, kompensationsrestaurering, ekologisk kompensation, ekosystemtjänster, ekonomisk värdering, miljöövervakning, marina områdesskydd, miljö rätt, rättslig förvaltning, EU-lagstiftning.

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2016-07-14

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund

Omslagsfoto: Ålgräsplantering i Gullmarsfjorden, Lysekils kommun, Västra Götalands län. Fotograf: Eduardo Infantes
ISBN 978-91-87967-16-0

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11930, 404 39 Göteborg

www.havochvatten.se

Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige

– Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund

Per-Olav Moksnes^{1,3}, Lena Gipperth^{2,4}
Louise Eriander¹, Kristjan Laas²,
Scott Cole⁵ och Eduardo Infantes¹

¹Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs universitet

²Juridiska institutionen, Göteborgs universitet

³Havsmiljöinstitutet, Göteborgs universitet

⁴Centrum för hav och samhälle, Göteborgs universitet

⁵EnviroEconomics Sweden Consultancy, Östersund

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8

Förord

Tillståndet i kust- och havsmiljön behöver förbättras. Ett stort antal internationella och nationella åtaganden samt beslut väcker krav på åtgärder för att minska påverkan och belastning, såväl som på restaurering av kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljö-kvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård. En viktig förutsättning för restaureringsarbetet är en väl fungerande verktygslåda, med vetenskapligt grundade metoder.

Denna rapport ger en bakgrund och beskrivning av den ekologiska och rättsliga situationen för förvaltning av ålgräs i Sverige idag. Fokus ligger på beskrivningar av hur ekologisk restaurering och kompensation av ålgräs kan bidra till utvecklingen av en bättre förvaltning av ålgräsekosystem och andra livsmiljöer i grunda kustområden i Sverige. Rapporten utgör ett led i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (åtgärderna 29,30 och 31; Havs- och vattenmyndigheten rapport 2015:30). Rapporten utgör också ett viktigt underlag för handboken restaurering av ålgräs i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten rapport 2016:9).

Kompensationsrestaurering är en komplex verksamhet där många förutsättningar (t.ex. ekologiska, ekonomiska och rättsliga) samspelar. Det finns idag få genomförda restaureringsprojekt i kustmiljöer och rättspraxis är ännu inte särskilt utvecklad. Det är viktigt att poängtera att kompensationsrestaurering inte kan ses som en försiktighetsåtgärd bland andra. Istället ska kompensation användas som ett sätt att minimera skadorna på ekologiska värden då en verksamhet ändå anses tillåten.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten kan utgöra ett stöd för tillsyns- och prövningsmyndigheter i frågor som rör förvaltning och restaurering av grunda kustvattenmiljöer och ålgräs.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av marina kustmiljöer på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner som organiserar och handlägger ärenden som rör ålgräs, men också verksamhetsutövare vilkas aktiviteter kan komma att påverka ålgräs negativt samt konsultföretag som kan komma att utföra det praktiska arbetet med ålgräsrestaurering och övervakning. En annan viktig målgrupp är miljödomstolar och deras tekniska råd, liksom beslutsfattare på kommunal och regional nivå. Rapporten kan också utgöra underlag för kurser vid universitet och högskolor.

Arbetet har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV Dnr 2283-14), forskningsprogrammet FORMAS (Dnr 212-2011-758) samt Göteborgs universitet (två doktorander).

Ett stort tack riktas till alla dem som bidragit med information, underlag och synpunkter under arbetets gång. Rapporten har tagits fram av en forskningsgrupp från Göteborgs universitet. Gruppen består av forskare inom marin ekologi, miljörätt och miljöekonomi. Projektledare har för Havs- och vattenmyndighetens och Länsstyrelsens del varit Ingemar Andersson och Ingela Isaksson. Författarna svarar själva för de bedömningar och slutsatser som framförs i rapporten och dessa kan inte åberopas som Havs- och vattenmyndighetens ställningstagande.

Göteborg maj 2016, Björn Sjöberg

Chef för Avdelningen för Havs- och vattenförvaltning

SAMMANFATTNING.....	11
SUMMARY	13
1. INTRODUKTION	15
1.1. Bakgrund	15
1.1.1. Ålgräs fyller många viktiga funktioner.....	15
1.1.2. Hotade miljöer.....	15
1.1.3. Brister i dagens skydd av ålgräs.....	15
1.1.4. Behov av nya åtgärder	17
1.2. Syfte och avgränsningar	18
1.3. Läsanvisningar	19
2. EKOLOGISK RESTAURERING OCH EKOLOGISK KOMPENSATION.....	20
2.1. Ekologisk restaurering	20
2.1.1. Bakgrund	20
2.1.2. En flervetenskaplig verksamhet	22
2.2. Ekologisk kompensation och kompensationsrestaurering.....	23
2.2.1. Bakgrund.....	23
2.2.2. Skillnad mellan kompensationsrestaurering och ekologisk restaurering.....	24
2.2.3. Möjligheter och risker med ekologisk kompensation.....	24
3. EKOLOGISK BAKGRUND TILL ÅLGRÄSEKOSYSTEM I SVENSKA VATTEN	26
3.1. Ålgräsets ekologi	26
3.1.1. Svenska sjögräsarter och utbredning	26
3.1.2. Tillväxt, fortplantning och spridning	30
3.2. Ålgräsets ekosystemfunktioner.....	33
3.2.1. Habitat för växter och djur.....	33
3.2.2. Dämpning av strömmar och stabilisering av botten.....	34
3.2.3. Ackumulering och långtidsförvaring av organiskt material	34
3.3. Förändringar i utbredning av ålgräs.....	35
3.3.1. Förändringar sedan 1880-talet i Västerhavet	35
3.3.2. Förändringar sedan 1980-talet i Bohuslän.....	35
3.3.3. Nya förändringar sedan 2004.....	36
3.3.4. Skattning av areella förluster och behov av restaurering i Bohuslän ...	38
3.3.5. Förändringar i övriga delar av Sverige.....	39
3.4. Orsaker till förändringar av ålgräsets utbredning	39
3.4.1. Bakgrund.....	39
3.4.2. Naturlig variation	41
3.4.3. Sjukdomar.....	41

3.4.4. Övergödning och överfiske	42
3.4.5. Landavrinning	45
3.4.6. Kustexploatering.....	45
3.4.7. Klimatförändringar.....	46
3.4.8. Ekosystemskiften.....	47
4. EKONOMISK VÄRDERING AV ÅLGRÄSETS EKOSYSTEMTJÄNSTER I SVERIGE	50
4.1. Inledning.....	50
4.2. Bakgrund till värdering av ekosystemtjänster	52
4.2.1. Varför ska man värdera ekosystemtjänster?.....	52
4.2.2. Metoder för att värdera ekosystemtjänster	52
4.2.3. Värdering av effekter som uppstår över tid	56
4.3. Ekonomisk värdering av ålgräsekosystem i Bohuslän.....	57
4.3.1. Metoder	57
Värdering av fiskproduktion.....	58
Upptag och lagring av kol och kväve	59
Värdering av historiska förluster	60
4.3.2. Resultat.....	60
4.3.3. Begränsningar i värderingen	63
4.3.4. Rekommendation: monetär värdering av skada baseras på restaureringskostnaden	65
5. ÖVERVAKNING, KARTERING OCH OMRÅDESSKYDD FÖR ÅLGRÄS I SVERIGE	67
5.1. Inledning.....	67
5.2. Ålgräs som indikator av miljötillstånd och förändringar	67
5.3. Analys av svensk miljöövervakning av ålgräs	68
5.3.1. Brister i dagens miljöövervakning och bedömningsgrunder	68
5.3.2. Revision av bedömningsgrunder och miljöövervakning	70
5.4. Inventering och kartering av ålgräs i Sverige	70
5.5. Marina områdesskydd för ålgräs i Sverige.....	71
6. RÄTTSLIGT SKYDD OCH FÖRVALTNING AV ÅLGRÄS.....	74
6.1. Inledning.....	74
6.2. Internationellt rättsligt skydd för ålgräshabitat	74
6.2.1. Konventionen om biologisk mångfald	74
6.2.2. 1972 års våtmarkskonvention.....	75
6.2.3. Regionala havsmiljökonventioner	75
6.3. EU-lagstiftning	76
6.3.1. Vattendirektivet	77
6.3.2. Havsmiljödirektivet	78
6.3.3. Habitatdirektivet	79

6.3.4. Miljöansvarsdirektivet	79
6.4. Internationell rätt och EU-rätten ställer krav på Sveriges miljöstatus.....	79
6.5. Svensk lagstiftning som skyddar ålgräs	81
6.5.1. Miljöbalkens skydd av ålgräs	81
6.5.2. Miljöbalkens mål och de svenska miljökvalitetsmålen.....	82
6.5.3. Miljökvalitetsnormer	83
6.5.4. Allmänna hänsynsregler (2 kap. MB)	84
6.5.5. Hushållningsbestämmelser	86
6.5.6. Områdesskydd (7 kap. MB).....	87
6.5.7. Tillståndsprövning, dispens och tillsyn	90
Dispensärenden	93
Tillsyn	95
6.6. Bristanalys av dagens rättsliga förvaltning.....	95
Skyddet av ålgräsängar är otillräckligt	95
Kumulativ påverkan på ålgräsängarna måste beaktas	96
Den som påverkar ålgräsängarna betalar inte för skadorna	96
Skydden i 7 kap. utnyttjas inte.....	97
Fokusera på ålgräs vid tillståndsprövning och tillsyn	97
Revidera bedömningsgrunder och kvalitetsfaktorer för gömfröiga växter så att djuputbredning och areell utbredning av ålgräs inkluderas	97
7. RÄTTSLIG GRUND FÖR KRAV PÅ EKOLOGISK RESTAURERING OCH EKOLOGISK KOMPENSATION	98
7.1. Bakgrund	98
7.2. Krav på kompensation för intrång i allmänna intressen (16 kap. 9 § MB) ..	99
7.2.1. Allmänna intressen.....	99
7.2.2. Intrångets omfattning och allvarlighetsgrad	100
7.2.3. Hur direkt måste påverkan vara?	100
7.3. Krav på kompensation vid dispenser och skada som rör områdesskydd enligt 7 kapitlet	101
7.3.1. Dispenser från reservatföreskrifter eller upphävande av reservat (7 kap. 7 § MB).....	101
7.3.2. Vid skada på Natura 2000-områden (7 kap. 29 § MB).....	102
7.3.3. Dispenser från biotopskydd (7 kap. 11 § MB)	103
7.3.4. Dispenser från strandskydd (7 kap. 16 § MB).....	103
7.4. Krav på kompensation med stöd av 2 kapitlet miljöbalken.....	103
7.5. Krav på kompensation vid skada på fisk vid vattenverksamhet (11 kap. 8 §)	104
7.5.1. Ekologisk kompensation	105
7.5.2. Fiskeavgift	105
7.6. Krav på kompensation vid miljöskador	105
7.6.1. Föroreningsskada.....	106

7.6.2. Allvarlig miljöskada	106
7.7. Sammanfattande analys.....	106
8. ANVÄNDNING AV EKOLOGISK KOMPENSATION I MARINA MILJÖER.....	108
8.1. Användning av ekologisk kompensation i Sverige generellt.....	108
8.2. Krav på ekologisk kompensation i marina miljöer	109
8.2.1. Krav på ekologisk kompensation av ålgräs	109
8.2.2. Fiskeavgifter	110
8.3. Diskussion om tillämpningen.....	111
8.4. Erfarenheter av Kompensationsrestaurering av ålgräs USA.....	111
8.5. Habitat banking.....	113
8.6. Rekommendationer för kompensationsrestaurering av ålgräs i sverige..	114
9. BEDÖMNING AV OMFATTNINGEN AV EN KOMPENSATIONSÅTGÄRD	116
9.1. Bakgrund.....	116
9.2. Ekvivalensmetoder	117
9.3. REMEDE-metodens 5 steg	117
9.4. Bedömning vid kompensationsrestaurering av ålgräs	119
9.4.1. Tillfälliga förluster av ekosystemtjänster	119
9.4.2. Diskontering av ekosystemtjänsternas värde	120
9.5. Exempel på beräkning vid kompensationsrestaurering av ålgräs	120
9.6. Andra faktorer som kan påverka kompensationens omfattning	123
Sannolikheten att lyckas.....	124
Sannolikheten för naturlig kolonisering av ålgräs.....	124
OMNÄMNANDEN	126
10. KÄLLFÖRTECKNING	127
10.1. Vetenskapliga publikationer och rapporter.....	127
10.2. Offentliga tryck	136
10.3. EU-direktiv	137
10.4. Rättsfall.....	137
Högsta domstolen.....	137
Mark- och miljööverdomstolen	137
Mark- och miljödomstolar	137
10.5. EU-domstolen	138

BILAGOR (FINNS DIGITALT PÅ [HTTPS://WWW.HAVOCHVATTEN.SE/](https://www.havochvatten.se/))

Bilaga 1.....1-6

Skattning av ålgräsförändringar i Västerhavet

Bilaga 21-4

Rekommendationer för kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige

Sammanfattning

Ålgräsängar utgör viktiga och artrika habitat på grunda mjukbottnar som förser naturen och människan med flera viktiga ekosystemfunktioner och tjänster. Ålgräs är en biotop som identifierats som skyddsvärd i flera EU-direktiv och internationella konventioner. I Bohuslän har den areella utbredningen av ålgräs minskat med över 60 % sedan 1980-talet till följd av bl.a. övergödning och överfiske, vilket motsvarar en förlust på cirka 12 500 ha ålgräs. Även om åtgärder satts in för att minska övergödning och överfiske och vattenkvaliteten har förbättrats, har ingen generell återhämtning av ålgräs kunnat ses. Tvärtom fortsätter de återstående ålgräsängarna att minska, bl.a. till följd av den fortsatta exploateringen av grunda kustområden.

Syftet med denna rapport är att bidra till utvecklingen av en bättre förvaltning av ålgräsekosystem i Sverige, framför allt vad gäller restaurering, men också när det gäller prövning och tillsyn av verksamheter som kan påverka ålgräsekosystem och andra kustnära habitat. Rapporten ger en tvärvetenskaplig bakgrund till förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige där både ekologiska, juridiska och ekonomiska aspekter behandlas. Målet har varit att samla all aktuell information som är relevant vid förvaltning och restaurering av ålgräs, samt analysera dagens förvaltning, identifiera eventuella brister och ge rekommendationer hur den kan förbättras. Här beskrivs bl.a. möjligheter och begränsningar med ekologisk restaurering och ekologisk kompensation av ålgräsekosystem. Rapporten utgör också ett viktigt underlag för handboken om restaurering av ålgräs i Sverige (Moksnes m.fl. 2016).

Även om det idag finns fungerande metoder för ålgräsrestaurering i Sverige är det viktigt att klargöra att restaurering av ålgräs är tidskrävande, dyrt och förenat med stora osäkerheter. När en ålgräsäng försvinner kan miljön försämrats så mycket att ålgräs inte längre kan växa i området. Det är därför av största vikt att i första hand skydda återstående ålgräsängar, att restaurera ängar när så är möjligt och endast som en sista åtgärd tillåta kompensationsrestaurering av ålgräs.

En bioekonomisk analys av tre ekosystemtjänster som ålgräset ger människan visar att ålgräsängar fyller en viktig funktion när det gäller produktion av kommersiella fiskarter samt upptag och långtidsförvaring av kol och kväve. Det ekonomiska värdet av dessa ekosystemtjänster skattas upp till cirka 0,5 miljoner kr per hektar, utan att värdet på många andra viktiga ekosystemfunktioner inkluderats (t.ex. minskad resuspension av sediment och stranderosion, ökad biologisk mångfald, m.m.). Skattade historiska förluster av ålgräs i Bohuslän beräknas bl.a. ha medfört att produktionen av torsk minskat med cirka 8000 ton sedan 1990, vilket motsvarar den totala svenska landningen av torsk 2013. Förlusten av ålgräs beräknas också ha medfört att cirka 6000 ton av lagrat kväve har frisatts i kustekosystemen, vilket motsvarar en belastning som är tre gånger högre än den årliga tillförseln till Skagerrak via vattendrag. En grov skattning av det totala ekonomiska värdet av dessa förlorade ekosystemtjänster sedan 1990, inklusive kolupptag varierar mellan 4 och 21 miljarder kr.

Det finns idag ingen svensk lagstiftning som specifikt skyddar ålgräs. Däremot finns en stor mängd lagar och regler som bl.a. avser att motverka försämring, återställa skadad miljö, och reglera vilken påverkan som är tillåten i olika områden. Det faktum att exploatering och annan skada på ålgräs tillåts att ske också i områden

där stora förluster av livsmiljön har skett, liksom i skyddade områden, visar dock att dagens rättsliga skydd är otillräckligt. Situationen strider mot kraven i vattendirektivet och havsmiljödirektivet om att uppnå och bibehålla god ekologisk status, och medför svårigheter för Sverige att leva upp till internationella åtaganden.

Förvaltningen av ålgräsekosystem försvåras av att Sverige saknar nationell miljöövervakning av ålgräs och att ålgräs mycket sällan inkluderats vid bedömning av ekologisk status enligt vattenförvaltningsförordningen. Detta medför bl.a. att den dokumenterade förlusten av ålgräs i Västerhavet inte påverkat statusklassningen av svenska kustvatten, vilket minskat möjligheterna att stoppa exploatering av kvarvarande ålgräsängar. Det är därför viktigt att revidera svenska bedömningsgrunder och indikatorer för vegetation så att ålgräsets utbredning inkluderas i nationell miljöövervakning och kan bidra till statusklassningen. En sådan förändring kopplat till ett tydligt förbud mot ytterligare försämring av vattenstatusen skulle medföra ett betydligt bättre skydd för hotade livsmiljöer som ålgräsängar. Det skulle också tydliggöra behovet av ekologisk restaurering av ålgräs i påverkade områden.

Ekologisk kompensation har använts mycket lite i den marina miljön i Sverige och ingen kompensationsrestaurering av ålgräs har ännu utförts. Kompensationsrestaurering av ålgräs kan vara ett verktyg för att tillämpa principen att förorenaren betalar och bidra till att motverka en stegvis nettoförlust av habitatet till följd av exploateringar. Till skillnad från en fiskeavgift som i första hand ersätter skador på fisket ersätter en kompensationsrestaurering förluster av samtliga ekosystemtjänster. Kompensation är dock inte oproblematiserad, och det är centralt att den inte påverkar prövningen av tillåtligheten av en verksamhet, utan endast används som en sista åtgärd efter att så långtgående krav som möjligt har ställts på att undvika eller minska skadan. Detta är speciellt viktigt i södra Bohuslän där studier visar att restaurering inte längre är möjlig i alla områden. Dessutom utgörs de flesta områden där restaurering skulle kunna utföras av bottnar där ålgräs växte på 1980-talet varför kompensationen i dessa områden bara skulle leda till en minskad nettoförlust av den historiska utbredningen.

I svensk lagstiftning finns flera alternativa regler att lägga till grund för krav på kompensation i fall då ålgräs kan komma att påverkas negativt. Miljöbalkens 16 kap. 9 § utgör det bästa stödet för att kräva full ekologisk kompensation eftersom alla ekosystemtjänster där kan användas som argument för kompensation. Idag utgör bristen på praxis en utmaning för att ställa långtgående krav på kompensation, men det är på väg att förändras i och med att kompensationskrav nu prövas allt oftare i domstol. Att utpeka ålgräsängar som biotopskyddsområden skulle stärka möjligheten att kräva kompensation, men framförallt ställa större krav på att undvika och minimera förlusterna.

Erfarenheter från USA, där kompensationsrestaurering av ålgräs används som förvaltningsredskap sedan 1970-talet, visar på betydelsen av att utforma standardiserade regler för vilka metoder som ska användas, hur omfattningen på kompensation ska skattas, hur uppföljningen ska ske, hur resultatet ska bedömas samt vad som ska ske om restaureringen inte lyckas. En nationell vägledning för kompensationsrestaurering skulle underlätta användningen and möjligheterna att lyckas med denna typ åtgärd i Sverige. I denna rapport presenteras en detaljerad beskrivning av hur en sådan vägledning skulle kunna utformas.

Summary

Eelgrass beds constitute key habitats in shallow, coastal areas that support high species diversity and provide mankind with several important ecosystem services. Eelgrass habitats have been identified as essential habitats in need of protection by international conventions and EU-directives. Along the Swedish northwest coast, more than 60 %, approximately 12 500 ha, of the eelgrass beds have vanished since the 1980's as a result of coastal eutrophication and overfishing. Although measures have reduced nutrient pollution and overfishing, and the water quality along the Swedish west coast has improved, no general recovery of eelgrass has been observed. Instead, the loss of eelgrass continues, partly due to an increasing exploitation of Swedish coasts.

The aim of this report is to contribute to the development of an improved management of eelgrass ecosystems in Sweden, in particular regarding the use of eelgrass restoration, but also in relation to licencing and supervision of activities that can affect eelgrass and other coastal habitats. The goal has been to assemble all relevant information in one report, and provide a multidisciplinary background that address ecological, legal and economic aspects of management and restoration of eelgrass in Sweden. Another objective has been to analyze the existing management of eelgrass in Sweden, identify possible shortcomings, and provide recommendations on how it could be improved. The report constitutes an important basis for the *handbook for eelgrass restoration in Sweden* (Moksnes et al. 2016).

Although functional methods and guidelines for eelgrass restoration are now available for Swedish waters, it is important to point out that restoration of eelgrass is very labor intensive, expensive and not possible in all areas. When a large eelgrass bed is lost, the physical and biological environment may change so much that eelgrass can no longer grow in the area. It is therefore critical that environmental managers prioritize the protection and conservation of remaining eelgrass habitats, and restore lost meadows when possible, but only as a last resort use compensatory restoration of eelgrass as a measure to mitigate losses caused by coastal exploitation.

Eelgrass meadows create several important ecosystem functions, which in turn provide society with important ecosystem goods and services. A bioeconomic analysis of three of these services (production of commercial fish and uptake and storage of carbon and nitrogen), estimates their economic value up to approximately 0.5 million SEK per hectare of eelgrass along the Swedish northwest coast. It is important to note that this value did not include several other important ecosystem services (e.g. increasing biodiversity, stabilization of sediment and prevention of beach erosion). The historical losses of eelgrass along the Swedish northwest coast were estimated to have caused a total loss of approximately 8000 tons in cod catches, which is equivalent to the total catch of cod in Swedish waters in 2013. The historic loss of eelgrass was also estimated to have caused a release of 6000 tons of sequestered nitrogen to coastal waters, which is three times larger than the annual river supply to the Swedish northwest coast. A rough estimate of the total economic value of the lost ecosystem services since 1990, including carbon sequestration varies between 4 and 21 billion SEK.

There is no Swedish legislation that protects eelgrass meadows specifically, but a large number of laws and regulations that aim to prevent deterioration or restore deteriorated environments, or regulate what type of influence is allowed in

different areas. However, the fact that exploitation of eelgrass is allowed also in areas where large historical losses have occurred, as well as within marine protected areas, demonstrates that the existing legal protection is insufficient. The situation is not in agreement with the EU water framework directive and the marine strategy framework directive to obtain and maintain good ecological and environmental status, and makes it difficult for Sweden to fulfill international commitments.

The present management of eelgrass in Sweden is impeded by a lack of environmental monitoring and use of eelgrass when assessing the environmental status according to the EU directives. It is therefore important to revise the present indicator for coastal vegetation in Sweden, and to include the distribution of eelgrass in the national monitoring program so that the condition of the eelgrass ecosystems contributes to the classification of the environmental status. Together with a no-net-loss policy, such a change would increase the protection of eelgrass substantially and also clarify the need to carry out large-scale restoration of lost eelgrass meadows.

Compensatory mitigation has been used very little in the marine environment in Sweden, and no compensatory restoration of eelgrass has yet been carried out. Compensatory restoration could constitute a tool to implement the "polluter pays principle", and contribute to prevent net-losses of eelgrass habitats caused by coastal exploitation. In contrast to the present use of economic-fees to compensate the fishery when an eelgrass bed is damaged, all ecosystem services would be compensated for after a successful compensatory restoration. However, compensatory mitigation is not unproblematic and it is critical that the compensation does not affect the permission process, but that it is only used as a last resort after all possibilities to avoid and minimize the damage have been exhausted. This is particularly important in the southern part of the Swedish northwest coast where studies have shown that there are areas where restoration is not possible. Moreover, due to the large historic losses of eelgrass in this region, most areas where compensatory restoration could be attempted consist of bottoms where eelgrass was growing in the 1980's. Restoration in those areas would only compensate for the historic losses, but not for the eelgrass harmed by exploitation, resulting in a net loss of habitat.

In Swedish legislation there are several alternative sections of law that could be used to demand compensatory mitigation when eelgrass is affected negatively by an activity. The best support for demanding full compensation is in the Swedish environmental code (miljöbalk) chapter 16, section 9. Until recently, the lack of established practice has constituted a challenge to demand compensatory mitigation in the marine environment. However, this is about to change as land- and environmental courts have started to demand of compensation. It is recommended to increase the use of "biotope-protected areas" for eelgrass habitats as this protection would increase the possibility to demand compensatory mitigation for eelgrass, and more importantly, put higher demand to avoid and minimize damage on eelgrass habitats.

Experience from the USA, where compensatory restoration of eelgrass has been used as a management tool since the 1970's, has shown the value of developing state wide policies regarding what methods that should be used during restoration, how the extent of the restoration should be calculated, and how the success of the restoration should be determined. A national *eelgrass mitigation policy* would facilitate the use and the chances of success for compensatory restoration in Sweden, and this report presents a detailed description of how such a policy could be designed.

1. Introduktion

1.1. Bakgrund

1.1.1. Ålgräs fyller många viktiga funktioner

Sjögräsängar är ett av världens mest värdefulla och produktiva ekosystem som ger människan många viktiga ekosystemfunktioner och tjänster. Deras förmåga att växa på mjukbotten gör att de kan tillföra en fysisk struktur och livsmiljö för många olika organismer, vilket höjer artrikedomen och produktionen i området. Ålgräs är det dominerande sjögräset i Sverige och utgör basen för mycket artrika biotoper med hög primär- och sekundärproduktion, och fungerar som viktiga uppväxtmiljöer för ett stort antal fisk- och kräftdjursarter. Ålgräs tar också upp näringsämnen och koldioxid ur vattnet, vilka till stor del binds i sedimentet, varför ålgräsängar minskar övergödning och växthuseffekten. Ålgräsängars blad dämpar strömmar och vågenergi, och rhizom och rötter stabiliserar botten, vilket minskar resuspension och erosion av sediment och ger klarare vatten lokalt. Sammantaget medför detta att ålgräsängar utgör unika habitat vars ekosystemfunktioner inte kan ersättas av andra habitat, t.ex. en bädd av makroalger eller musslor.

1.1.2. Hotade miljöer

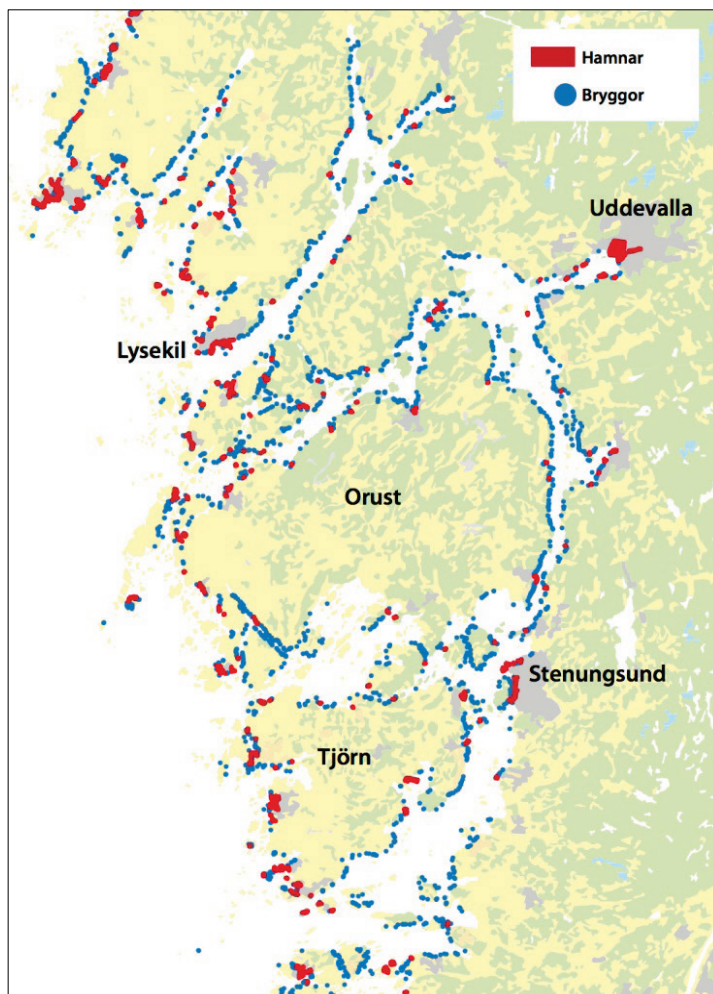
Ålgräsängar är hotade ekosystem vars utbredning har minskat dramatiskt över norra halvklotet de senaste 30 åren. I Bohuslän har mer än 60 % av allt ålgräs försvunnit sedan 1980-talet, vilket motsvarar en förlust på uppskattningsvis runt 12 500 ha. En viktig orsak till förlusterna anses vara övergödning. Ålgräs är anpassade för levnadsbetingelser i klara och näringsfattiga hav och riskerar att konkurreras ut av snabbväxande alger vid höga halter av näringsämnen i vattnet. Även överfiske och förlust av stora rovfiskar i kustekosystemen anses ha bidragit till ökad förekomst av snabbväxande alger. Även om åtgärder satts in för att minska övergödning och vattenkvaliteten har förbättrats i Västerhavet de senaste 10 åren har ingen generell återhämtning av ålgräs kunnat ses. Istället fortsätter en långsam förlust av de återstående ålgräsängarna till följd av ett ökande exploateringsstryck på grunda kustområden.

1.1.3. Brister i dagens skydd av ålgräs

Trots att medvetandet hos både förvaltare och allmänheten har ökat om ålgräsets betydelse och behov av skydd, och en mer restriktiv hållning syns i beslut om verksamheter som kan påverka ålgräs, så tillåts fortfarande många verksamheter som medför att ålgräsängar direkt eller indirekt förstörs eller skadas. Detta gäller framför allt för mindre aktiviteter som anläggande av bryggor, småbåtshamnar och annan konstruktion i grunda kustområden med mjukbotten, d.v.s. i sådana områden där ålgräset har sina viktigaste livsmiljöer.

Idag är en betydande andel av grundområden längst västkusten exploaterade, och andelen fortsätter att öka. År 2008 genomförde Länsstyrelsen en inventering av denna småskaliga exploatering i Västerhavet och fann totalt cirka 7000 bryggor och 600 båthamnar mellan Strömstad och Malmö, där antalet hade ökat med 200 bryggor och 9 hamnar under de sista 5 åren (figur 1.1; Pettersson 2011). Även i

områden där antalet nya marinor och hamnar inte ökar medför den ökande populariteten för större motordrivna båtar att många bryggor och hamnar byggs ut med fler och större bryggor, och att farleder görs djupare. I många områden byts också äldre pålade bryggor ut mot flytbryggor som ger avsevärt sämre ljusgenomsläpp och därmed större negativa effekter på underliggande ålgräs (Eriander m.fl. *i manuskript*). Sammantaget så medför denna småskaliga exploatering att tillgängligt livsutrymme för ålgräs kontinuerligt minskar. Det indikerar också att det rättsliga skyddet för ålgräs inte fungerar på ett tillfredställande sätt och att Sverige därför inte kan leva upp till svenska och internationella miljömål om att inte försämra tillståndet för den marina miljön. Preliminära resultat från en nyligen genomförd studie av runt 150 ärenden avseende ansökningar om dispens från strandskyddet och anmälan om vattenverksamhet för konstruktion av bryggor i Bohuslän mellan 2011 och 2015 visade att endast cirka 25 % av bryggärendena stoppades. Även då ärendena var inom marina områdesskydd stoppades mindre än hälften av bryggorna. Förekomsten av ålgräs beaktades i mycket liten omfattning i de undersökta ärendena. Andelen ärenden som stoppades var till och med lägre i områden med ålgräs (20 %) än i områden utan vegetation (Eriander m.fl. *i manuskript*).



Figur 1.1 Kartan visar ett avsnitt av kusten i Västra Götalands län, där hamnar större än 0.25 ha visas som röda områden och enskilda bryggor som blå punkter. Underlaget är framtaget av Metria på uppdrag av Naturvårdsverket (*Lantmäteriet, dnr 106-2004/188; från Pettersson 2011*).

1.1.4. Behov av nya åtgärder

Sjögräs och ålgräsängar har fram tills nyligen varit relativt okända habitat för allmänheten. Miljöövervakning och förvaltning av biotoperna har varit eftersatt i många länder, bl.a. i Sverige som saknar en fungerande nationell övervakning av ålgräshabitat och andra grunda mjukbottensbiotoper. Under det senaste årtiondet har dock detta börjat förändras i takt med att arbetet med att skydda marina miljöer internationellt och inom EU har intensifierats. Bland annat har ålgräs tagits upp på OSPARs lista över hotade arter och livsmiljöer, vilket medför att medlemsländerna förbinder sig att övervaka utbredning och återhämtning av habitatet. Idag används ålgräs som miljöindikator i många länder för att bedöma ekologisk status enligt EUs ramdirektiv för vatten (hädanefter kallad vattendirektivet), och ålgräs har också föreslagits som indikator för flera av deskriptorerna för havsmiljödirektivet. Dessa EU-direktiv tillsammans med habitatdirektivet ställer bl.a. krav på Sverige att uppnå god miljöstatus/gynnsam bevarande status och att inte tillåta ytterligare försämring av den samma, och utgör en viktig drivkraft för det nationella arbetet.

I Sverige har förvaltningen av ålgräs i första hand handlat om att inkludera ålgräs i olika typer av marina skyddsområden. Däremot har det saknats åtgärder för stärka det rättsliga skyddet utanför skyddade områden. Vidare har det saknats fungerande åtgärder för att vända den negativa trenden av minskande bestånd av ålgräs som fortfarande pågår i delar av Bohuslän. Idag pågår dock flera olika arbeten hos regionala och nationella myndigheter med att försöka förbättra kartläggning, övervakning och skydd av ålgräs, samt att undersöka möjligheter till åtgärder för att förbättra dess miljöstatus. Bland annat ska ett s.k. *åtgärdsprogram för hotade arter* för ålgräsängar tas fram under 2016, vilket är en nationell strategi för att underlätta samordning av olika åtgärder och förvaltning av ålgräs på regional och nationell nivå.

Under de senaste 10 åren har intresset från både förvaltare och verksamhetsutövare ökat för att använda restaurering av ålgräs som en möjlig åtgärd för att minska historiska förluster av habitat eller som en kompensationsåtgärd när ålgräs förstörs vid exploatering (Moksnes 2009). *Ekologisk kompensation* har lyfts som ett viktigt verktyg under senare år för att stoppa förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster både på EU-nivå i arbetet med biologisk mångfald och *No Net Loss*-initiativ (Europeiska kommissionen 2011), och nationellt som ett sätt att nå miljö kvalitetsmålen (Prop. 2013/12:141). I den marina miljön har dock ännu ingen ekologisk kompensation utförts, både för att de rättsliga möjligheterna att kräva kompensation varit oklara (Naturvårdsverket 2016), samt för att utprovade metoder saknats. Under senare år har emellertid fungerande metoder för restaurering av ålgräs i Västerhavet utvecklats (Moksnes m.fl. 2016). Ålgräsrestaurering utgör därför idag ett möjligt redskap för förvaltningen, vilket också avspeglar sig i nya förvaltningsbeslut och domar. Havs- och vattenmyndigheten beslöt 2015 inom sitt *åtgärdsprogram för havsmiljön* enligt havsmiljödirektivet att genomföra storskaliga restaureringsåtgärder för ålgräs i Västerhavet (Havs och vattenmyndigheten 2015). Samma år kom också för första gången i Sverige en dom där restaurering av ålgräs krävdes som kompensation för förluster av ålgräs, orsakade av en utbyggnad av Göteborgs hamn (Mål nr M 4523-13, Vänersborgs tingsrätt). För att framgångsrikt förvalta ålgräsängar och använda restaurering och ekologisk kom-

pensation på rätt sätt krävs dock stor kunskap om både ålgräsets ekologi, lagstifning och regler som rör ålgräsförvaltning, samt ekonomiska aspekter av ekologisk restaurering och kompensation, vilket har saknats.

Denna rapport är resultatet av ett tvärvetenskapligt arbete som utförts av forskare vid Göteborgs universitet inom forskningsprogrammet Zorro (www.gu.se.zorro) i samarbete med länsstyrelsen i Västra Götalands län och Havs- och vattenmyndigheten. Målet med rapporten är att sammanställa aktuell information som är relevant vid förvaltning och restaurering av ålgräs, samt att identifiera brister och ge rekommendationer hur förvaltningen kan förbättras. Förhoppningen är att rapporten ska förbättra kunskapsläget och möjligheterna att använda restaurering av ålgräs som en åtgärd för att minska förlusterna av denna livsmiljö.

1.2. Syfte och avgränsningar

Syftet med rapporten är att ge ett bidrag till utvecklingen av en bättre förvaltning av ålgräsekosystem och andra livsmiljöer i grunda kustområden i Sverige, framför allt vad det gäller att använda restaurering som en åtgärd, men också när det gäller prövning och tillsyn av verksamheter samt andra åtgärder som kan påverka ålgräsekosystem och andra kustnära habitat. I rapporten ges en tvärvetenskaplig bakgrund till förvaltning och restaurering av ålgräsekosystem i Sverige där både ekologiska, juridiska och ekonomiska aspekter behandlas. Målet har varit att samla all aktuell information som är relevant vid förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige på ett ställe, samt att analysera eventuella brister i dagens förvaltning, och försöka ge rekommendationer om hur den kunde förbättras. **Rapporten utgör också ett viktigt underlag för handboken om restaurering av ålgräs i Sverige** (Moksnes m.fl. 2016; Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9) som beskriver alla steg i restaureringsprocessen.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av marina kustmiljöer på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner som organiserar och handlägger ärenden som rör ålgräs, men också verksamhetsutövare som kan komma att påverka ålgräs negativt samt konsultföretag som ska utföra det praktiska arbetet med ålgräsrestaurering och övervakning. En annan viktig målgrupp är miljödomstolar och deras tekniska råd, liksom beslutsfattare på kommunal och regional nivå. Delar av rapporten kan också vara av intresse för allmänheten, och skulle kunna utgöra ett underlag för undervisning i skolor och på universitet.

Rapporten behandlar endast ålgräshabitat och fokuserar framför allt på ekosystem i Bohuslän i Västerhavet, eftersom det är där som stora förluster av ålgräs har skett och åtgärder behöver vidtas, samt för att det vetenskapliga underlaget i första hand är baserat på studier i detta område. Många av de råd och rekommendationer som ges i rapporten är dock generella och kan vara till användning också i andra delar av Sverige samt för andra kusthabitat, framför allt för andra gömfröiga växter, men också för t.ex. fleråriga makroalger, musselbankar och ostronrev.

1.3. Läsanvisningar

Rapporten består av 9 kapitel som ger en beskrivning och analys av den ekologiska och rättsliga situationen för förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige idag. Då ett huvudsyfte med rapporten är att stödja användningen av restaurering som ett förvaltningsredskap, inleds rapporten med en bakgrund och definition av olika typer av restaurering i kapitel 2. Därefter ges i kapitel 3 till 5 en bakgrundsbeskrivning av ålgräsets ekologi, dess ekonomiska värde samt hur ålgräs förvaltas idag. I kapitel 6 och 7 ges sedan en juridisk beskrivning och analys av svensk ålgräsförvaltning och restaurering, varefter rekommendationer och metodbeskrivningar för kompensationsrestaurering av ålgräs ges i kapitel 8 och 9. Nedan ges en beskrivning av varje kapitel i detalj.

I **kapitel 2** ges en bakgrund och förklaring till skillnaden mellan ekologisk restaurering och ekologisk kompensation. Här diskuteras bl.a. möjligheter, begränsningar och risker med kompensationsrestaurering.

I **kapitel 3** ges en bakgrund av ålgräsets ekologi i svenska vatten samt en beskrivning av deras ekosystemfunktioner. Här beskrivs och skattas också historiska förändringar av ålgräsets utbredning i Sverige, där beräkningarna redovisas i **bilaga 1**. Sist diskuteras troliga orsaker till observerade förluster och brist på naturlig återhämtning.

I **kapitel 4** ges en kort bakgrund till värdering av ekosystemtjänster, varefter en kvantitativ skattning av ålgräsets ekosystemfunktioner i Västerhavet samt det ekonomiska värdet av deras ekosystemtjänster redovisas. Där skattas också den totala förlusten av ekosystemfunktioner och tjänster som orsakats av ålgräsets kraftiga tillbakagång i Bohuslän sedan 1980-talet.

I **kapitel 5** ges en kort beskrivning av den övervakning och kartläggning av ålgräs som förekommer i Sverige idag, samt hur ålgräs inkluderas i olika former av områdesskydd. Här görs också en bristanalys av svensk miljöövervakning av ålgräs där förslag ges hur den skulle kunna förbättras.

I **kapitel 6** beskrivs det rättsliga preventiva skyddet av marina habitat och då framförallt ålgräs, genom internationella konventioner, EU-lagstiftning och den svenska miljöbalken. Här görs också en bristanalys av dagens rättsliga förvaltning.

I **kapitel 7** beskrivs den rättsliga grunden för krav på ekologisk restaurering och kompensation på såväl internationell nivå som inom EU och på nationell nivå. Också här görs en sammanfattande analys av förutsättningarna för att ställa krav på kompensation.

I **kapitel 8** ges en beskrivning av hur användningen av ekologisk kompensation i marina miljöer, och speciellt hur användningen av kompensationsrestaurering ser ut i Sverige idag. I kapitlet beskrivs också hur ekologisk kompensation av ålgräs framgångsrikt organiserats i Kalifornien där detaljerade rekommendationer för ålgräsrestaurering används i alla ärenden. I det sista avsnittet diskuteras hur liknande rekommendationer skulle kunna användas för kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige, där ett förslag på vägledning presenteras i **bilaga 2**. Havs- och vattenmyndigheten avser att ge ut bilaga 2 till rapporten som en digital vägledning.

Kapitel 9 innehåller en mer detaljerad beskrivning av metoder för att beräkna omfattningen på en kompensationsrestaurering så att nettoförluster av ekosystemtjänster kan undvikas.

2. Ekologisk restaurering och ekologisk kompensation

2.1. Ekologisk restaurering

2.1.1. Bakgrund

Restaureringsekologi är namnet på det vetenskapliga området som innefattar studier av hur man kan återskapa skadade eller förlorade ekosystem genom mänskligt ingripande. Det är den experimentella vetenskapliga grund som ligger bakom de tekniker och de praktiska delarna av ekologisk restaurering. Det är en relativt ung vetenskaplig disciplin som myntades formellt under slutet av 1980-talet. Restaurering innebär att man försöker återskapa ett ekosystem eller alternativt påskynda eller initiera en återhämtning hos ett ekosystem som skadats genom att det blivit utsatt för en störning. Dessa störningar är oftast en effekt av mänskliga aktiviteter som direkta effekter av utsläpp eller exploatering eller indirekta effekter som klimatförändringar. Restaurering kan se ut på olika sätt, exempelvis kan det syfta till att återskapa ett ekosystem så som det sett ut historiskt eller att skapa ett helt nytt ekosystem på ett område där det tidigare aldrig funnits.

Restaureringsekologin har under de senaste decennierna blivit en robust och oberoende vetenskaplig disciplin där antalet publicerade artiklar med resultat från restaureringsstudier och kommersiella tillämpningar av ekologisk restaurering har ökat exponentiellt under de senaste åren. I dagsläget finns det en stor mängd icke-statliga organisationer som ägnar sig åt naturskydd, bevarandekologi och restaureringsarbete (Choi 2004, Young m.fl. 2005). Det pågår också en diskussion om behovet av att anpassa restaureringsekologin till bl.a. klimatförändringar så att de restaurerade ekosystemen klarar framtida miljöförhållanden (Choi 2007, Choi m.fl. 2008). Den mesta litteraturen och de flesta begrepp inom denna vetenskap kommer från forskning på terrestra miljöer och sötvattenssystem och det är inte förrän på senare år man har börjat få bättre kunskap om restaurering av olika marina miljöer, främst då kustnära system. Kunskapen är dock fortfarande bristfällig när det kommer till restaurering av öppna marina system (Elliott m.fl. 2007).

Att definiera vad som avses med olika typer av restaurering är viktigt från ett naturvetenskapligt såväl som ett rättsligt perspektiv och genom definitionen fastställer man även de mål man avser att uppnå genom en restaurerande åtgärd (se faktaruta 2.1. och figur 2.1. för definition av olika typer av åtgärder som förekommer med avseende att förbättra en degraderad miljö).

Faktaruta 2.1. Termer inom restaureringsekologi och kompensation

Nedan följer en beskrivning och definition av ekologisk restaurering och andra typer av åtgärder som förekommer med avseende att förbättra en skadad miljö eller för att kompensera intrång i en miljö.

Ekologisk restaurering kan sägas vara den "sanna" typen av restaurering där målet är att återupprätta hela ekosystemet och alla dess strukturella och funktionella egenskaper till ett tillstånd liknande det som fanns innan det utsattes för en störning (figur 2.1.). Vid ekologisk restaurering är alltså målet att ett skadat ekosystem ska återgå till ett historiskt tillstånd, vilket tydligt måste definieras innan projektets mål sätts upp.

Rehabilitering har precis som restaurering ett fokus på ett historiskt tillstånd hos ekosystemet, med skillnaden att rehabilitering fokuserar mer på de processer och ekosystemtjänster som ekosystemet tillhandahåller (SER 2004). Förenklat kan man säga att en rehabiliterande åtgärd inte ställer lika höga krav att uppnå ett originaltillstånd som vid ekologisk restaurering (Bradshaw 1995, figur 2.1.).

Ersättning eller nyskapande (på engelska "replacement/reclamation")

Vid denna typ av åtgärd strävar man nödvändigtvis inte efter att få tillbaka originalekosystemet som degraderats eller gått förlorat utan att man strävar snarare efter att uppnå ett mer användbart tillstånd än det som finns i nuläget (Bradshaw 1995). Man fokuserar alltså inte på helhetsbilden utan målet syftar till att förbättra en funktion hos systemet, exempelvis förmåga att uppta koldioxid eller näring (figur 2.1.). Ett exempel på detta skulle kunna vara plantering av sjögräs för att minska erosion, eller anläggning av våtmark för att öka kväveupptaget.

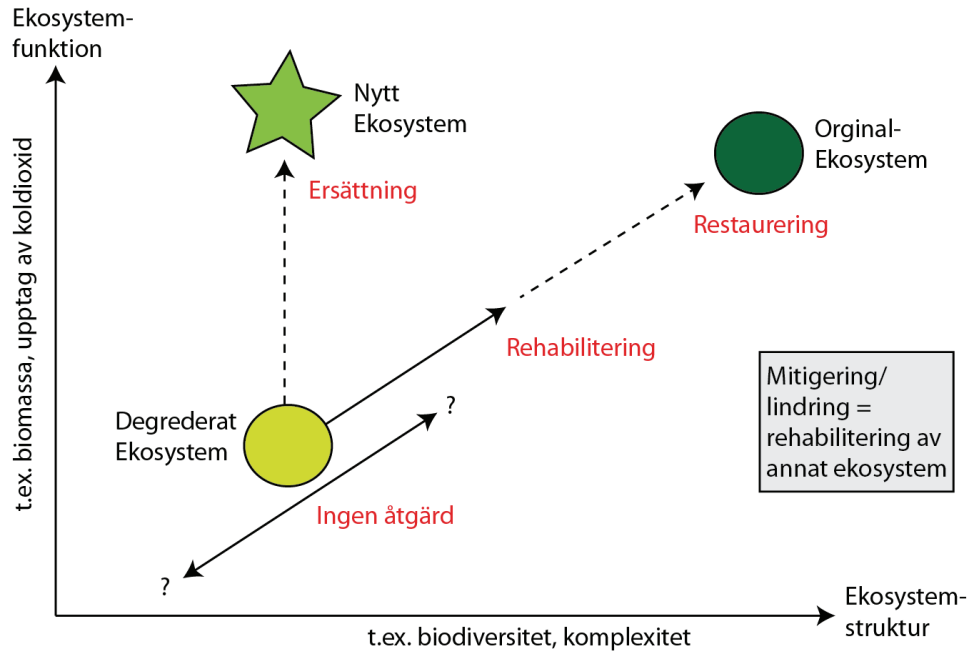
Mitigering/lindring (på engelska "mitigation") är ett ord som ofta används i samband med restaurering. Detta har dock ingen egentlig koppling till restaurering då termen endast betyder att man utför lindrande eller dämpande åtgärder gentemot ett ekosystem som skadats av mänsklig aktivitet (Bradshaw 1995).

Ekologisk kompensation (på engelska "Offsetting" eller "Compensatory mitigation")

är en term som används vid skada eller förlust av naturvärden vid t.ex. exploatering där en känd verksamhetsutövare ansvarar för att återskapa förlorade naturresurser. Ekologisk kompensation kan ställas som krav efter domstolsbeslut eller göras frivilligt och har som mål att kompensera för alla naturresurser och ekosystemtjänster som förlorats så att inga nettoförluster sker. Detta åstadkoms genom att tillföra nya ekologiska värden, exempelvis genom nyskapande (se ovan), skydd och skötsel eller genom restaurering.

Kompensationsrestaurering är en typ av ekologisk kompensation, där kompensationen sker genom restaurering av det skadade eller förlorade habitatet där omfattningen av restaureringen motsvarar de förluster av ekosystemtjänster som skadan orsakat i tid och rum. Kompensationsrestaurering är därför en term som avser en specifik typ av restaurering där målet är att kompensera för en skada som en identifierad verksamhetsutövare är ansvarig för, ofta baserat på ett domstolsbeslut.

Skadelindringshierarkin är en metod som bör användas vid alla ärenden där ekologisk kompensation är aktuellt, vilket innebär att skador i första hand ska undvikas, i andra hand minimeras och avhjälpas och endast i sista hand kompenseras.



Figur 2.1. Grafen illustrerar ekosystemstruktur och funktion hos ett degraderat (skadat) ekosystem och innebörden bakom olika typer av förbättrande åtgärder som kan tillämpas på det skadade ekosystem (bilden bygger på en illustration från Bradshaw (1984).

2.1.2. En flervetenskaplig verksamhet

För att restaurering ska kunna utföras på ett effektivt och framgångsrikt sätt krävs förutom ekologisk kompetens och förståelse för hur olika habitat eller ekosystem fungerar, också att personer med annan kunskap och kompetens involveras i processen, från planering, finansiering och utförande.

Man brukar tala om att det finns behov av att ta hänsyn till fem huvudkomponenter vid utförandet av en restaurering (Jackson m.fl. 1995, Aronson 2010):

- **ekologi** – information om mönster och processer i naturen som samlas in genom historiska, analytiska och experimentella studier
- **samhällets formella och informella normer** – information om politiska mål och krav samt grupperns acceptans av dessa normer
- **kultur** som exempelvis traditionsmässigt användande av ett område eller en resurs
- **ekonomi** – vilken typ av områden anses värda att restaurera. Ofta favoriseras områden som erbjuder ett tydligt värde för människan, men även kostnaden för själva utförandet kan ha betydelse för omfattningen av restaureringsåtgärden
- **politik** – vilka mål, värderingar och krav som det finns politisk vilja att driva respektive motverka

2.2. Ekologisk kompensation och kompensationsrestaurering

2.2.1. Bakgrund

Med **ekologisk kompensation** menas att den som kommer att skada naturmiljöer som utgör allmänna resurser, såsom arter, naturtyper, ekosystemfunktioner och upplevelsevärden, ska gottgöra detta genom att tillföra nya värden med ambitionen att det inte ska kvarstå någon nettoförlust (SOU 2013:68). Terminologin på engelska för olika former av kompensation kan vara lite oklara där termerna ”*environmental mitigation*” eller ”*compensatory mitigation*” används av amerikanska myndigheter för ekologisk kompensation, medan termen ”*offsetting*” används inom EU för att beskriva ekologisk kompensation, där ”*compensation*” har en bredare betydelse som även innefattar kompensation som inte fullt ut uppväger påverkan (se faktaruta 2.1.).

Ekologisk kompensation bygger på den inom miljöpolitiken internationellt vedertagna principen om att förorenaren betalar (på engelska *polluters pay principle*, PPP), vilket också ingår som en viktig princip i den svenska miljölagstiftningen. Ekologisk kompensation kan ses som ett verktyg för att omsätta principen i praktiken. Två viktiga faktorer för att ekologisk kompensation ska uppfylla kraven på att motverka nettoförluster är *additionalitet* och *långsiktighet*, vilket innebär att de åtgärder som avses utföras inom kompensationen inte annars hade utförts, samt att åtagandet om kompensation ställs i relation till hur lång tid en störning beräknas pågå (SOU 2013:68).

Intresset för ekologisk kompensation har ökat under senare år genom bl.a. EUs strategi för biologisk mångfald och målet om att ingen försämring av miljön ska ske (det s.k. *No Net Loss*-initiativet) där ekologisk kompensation lyfts fram som ett av verktygen för att stoppa förluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Europeiska kommissionen 2011). I strategin nämns bl.a. att senast 2020 bevara och förbättra ekosystem och ekosystemtjänster genom att ”grön infrastruktur” införs och minst 15 % av skadade ekosystem återställs. I Sverige diskuteras ekologisk kompensation som ett möjligt verktyg för att nå miljökvalitetsmålen, bl.a. genom att integrera ekosystemtjänsters värde i beslutsprocessen (Prop. 2013/12:141). Även om det finns lagrum att kräva kompensation för negativ påverkan på ekosystemtjänster vid exploatering av mark- och vattenområden enligt miljöbalken (se avsnitt 7), så hämmas idag användningen av juridiska oklarheter (SOU 2013:68). Naturvårdsverket har därför tagit fram en vägledning om miljöbalkens bestämmelser om kompensation som ett stöd för tillsyns- och prövningsmyndigheter (Naturvårdsverket 2016). Ett ökat nyttjande av miljöbalkens kompensationsregler medför också att kunskapen om och erfarenheterna av kompensationsrestaurering ökar.

En ekologisk kompensation kan utformas på flera olika sätt där det är valet av måttenhet för att beskriva konsekvenserna av en skada som avgör utformningen. Det kan handla om åtgärder i form av **naturvårdsskötsel** eller säkerställande av **naturskydd**, eller åtgärder i form av **nyskapande** av natur i ett område som i stort sett saknar naturvärden. Det kan också röra sig om **restaurering** av förlorade naturvärden och ekosystemtjänster i ett område som har små naturvärden (SOU 2013:68; se faktaruta 2.1.). Kompensationen kan också ta sig olika former i fråga om den skadade och den kompenserade miljön utgörs

av samma habitat (s.k. ”in-kind” på engelska), på samma plats (s.k. ”on-site”), eller där en resurs ska ersättas av en annan typ av resurs (s.k. ”out-of-kind”), eller på en annan plats (s.k. ”off-site”).

Kompensationsrestaurering är alltså en speciell form av ekologisk kompensation där en skada på miljön kompenseras genom att restaurera ett habitat (se faktaruta 2.1.). Denna rapport fokuserar på kompensationsrestaurering av ålgräs, dvs. när en skada på ett ålgräshabitat kompenseras genom att restaurera ålgräs på samma plats eller i ett annat område.

2.2.2. Skillnad mellan kompensationsrestaurering och ekologisk restaurering

Även om restaureringsmetoderna vid en kompensationsrestaurering kan vara de samma som vid en ekologisk restaurering finns det viktiga skillnader i fråga om mål, ansvar och rättslig grund för de två typerna av restaurering, varför vi i denna rapport beskriver dem separat. Kompensationsrestaurering är en specifik typ av restaurering som utgör en ekologisk kompensation i ett ärende där en känd verksamhetsutövare orsakat en skada på ett habitat. Restaureringen sker ofta för att krav ställts på kompensation efter att verksamheten har prövats enligt miljöbalken. Målet med restaureringen är att gottgöra skadan genom att återställa en bestämd areal av habitatet som motsvarar de förluster i ekosystemtjänster som skadan orsakat i tid och rum. De flesta restaureringar av denna typ är normalt relativt små i omfattning (0.1 till runt 10 ha).

Vid ekologisk restaurering är syftet att återfå historiska förluster av en viktig livsmiljö där det ofta handlar om att restaurera stora områden (10 till 100-tals ha). Ofta är orsakerna till förlusterna oklara, och en ansvarig verksamhetsutövare saknas. Drivkrafter bakom restaureringen kan istället vara åtaganden mot internationella konventioner, EU-direktiv och svenska miljö kvalitetsmål, och den utförs normalt av myndigheter på nationell eller regional nivå.

2.2.3. Möjligheter och risker med ekologisk kompensation

En fungerande ekologisk kompensation kan vara ett effektivt verktyg för att tillämpa principen om att förorenaren betalar och att nå miljömål kopplade till biologisk mångfald och ekosystemtjänster. I bästa fall kan det bidra till att motverka en stegvis degradering av biologisk mångfald och ekosystemtjänster till följd av exploateringar genom att se till att inga nettoförluster sker av habitat och andra miljöresurser.

En ökad tillämpning av ekologisk kompensation innebär också risker, t.ex. att exploateringar i känsliga områden ökar för att kraven på en verksamhet sänks för att det finns en vilja eller möjlighet att kompensera. Naturvårdsverkets utgångspunkt är därför att **åtaganden om kompensation inte får leda till lägre krav vid en tillåtlighetsprövning** eller få till följd att man accepterar en mer skadlig lokalisering (Naturvårdsverket 2016). Därför är det mycket viktigt att den så kallade *skadelindringshierarkin* används vid alla ärenden där ekologisk kompensation är aktuellt, vilket innebär att **skador i första hand ska undvikas, i andra hand minimeras och avhjälpas och endast i sista hand kompenseras**. Detta betyder att skador vid exploatering i första hand ska undvikas genom god planering, i andra hand ska hänsyn tas vid utformning av verksamheten för att minimera skadan av exploate-

ring samtidigt som efterbehandling och andra avhjälpande åtgärder på plats ska genomföras för att mildra de negativa effekter som uppstår. Det är först om skada kan förväntas återstå trots att samtliga dessa åtgärder vidtagits som kompensation kan vara aktuellt (Naturvårdsverket 2016). I samband med beslut om kompensationsåtgärder behöver man också säkerställa att åtgärderna verkligen gottgör skadan utan nettoförluster samt att de fungerar långsiktigt. Vid **kompensationsrestaurering av sjögräs** finns också ett problem med att många kompensationsprojekt historiskt har misslyckats varför nettoförluster av sjögräshabitat har skett. Eftersom det ofta saknas lämpliga lokaler runt ett exploaterat område som tillåter sjögrästillväxt misslyckas denna typ av restaurering oftare än ekologiska restaureringar. Vidare så har det varit vanligt att endast samma (lika stor) yta av sjögräs planteras som exploateras. Men då överlevnaden ofta är mycket lägre än 100 % medför också "lyckade" projekt av denna typ en nettoförlust av sjögräs (Fonseca m.fl. 1998). Det är därför mycket viktigt att kompensationens omfattning utformas så att förluster i både tid och rum kompenseras, och där sannolikheten för att kompensationen ska lyckas vägs in så att risken för nettoförluster av habitat och ekosystemtjänster minimeras (se avsnitt 9.4).

Slutligen finns också ett allvarligt problem vid kompensationsrestaureringen **om planteringen sker vid en lokal som har förlorat sjögräs på grund av en annan påverkan, eftersom detta leder till en nettoförlust av sjögräshabitat totalt**. Detta problem har ofta inte uppmärksammats eftersom fokus ligger på det enskilda ärendet utan att man beaktat historiska förluster (Fonseca m.fl. 1998). I Bohuslän där övergödning och överfiske anses ha orsakat stora förluster av ålgräs, och där i stort sett samtliga potentiella områden där kompensationsrestaurering skulle kunna utföras utgörs av bottnar där ålgräs växte på 1980-talet (se avsnitt 2.3.2) utgör detta ett reellt problem. Om ett ålgräshabitat förstörs permanent vid t.ex. anläggning av en hamn, och ersätts genom restaurering av ålgräs på en lokal där habitatet förlorats på grund av t.ex. övergödning, har endast en restaurering skett av den historiska ängen, men ingen kompensation har skett för anläggning av hamnen. Det är alltså viktigt att ha ett långsiktigt historiskt perspektiv när förluster och kompensering av habitat analyseras, och inse att **kompensationsrestaurering av ålgräs i svenska vatten i de flesta fall endast skulle utgöra ett sätt att finansiera och påskynda en kompensation av historiska förluster, men leda till en nettoförlust av ålgräshabitat**. Det är därför centralt att i första hand undvika och minimera skador på ålgräs, och endast som sista utväg tillåta exploatering som medför förluster av ålgräsängar, även om en kompensationsrestaurering utförs.

3. Ekologisk bakgrund till ålgräsekosystem i svenska vatten

3.1. Ålgräsets ekologi

Sjögräs är benämningen på fröväxter som har anpassat sig till ett liv under havsytan. Denna ekologiska grupp växter är relativt ung och tros ha utvecklats för runt 100 miljoner år sedan. Även andra grupper av växter har utvecklat en viss salttolerans, så som mangrove och saltängar men sjögräs är den enda gruppen av landväxter som har anpassat sig för att helt leva i en marin miljö. Globalt finns cirka 60 arter av sjögräs som alla har utvecklat speciella egenskaper för att kunna tillväxa och fortplanta sig under vattnet i en marin miljö (Arber 1920). Trots den låga diversiteten av sjögräsarter (0,02 % av jordens fröväxter), har sjögräset haft en stor förmåga att anpassa sig till olika marina miljöer och växer längs alla jordens kontinenter förutom Antarktis. Detta gör sjögräsängar unika bland viktiga marina ekosystem, som ofta är begränsade till vissa breddgrader, så som korallrev kring ekvatorn eller kelpskogar i tempererade områden. Diversiteten av sjögräsarter är som högst i de östra delarna av Indiska oceanen där 12–15 arter återfinns. För ytterligare information om sjögräsarter och dess globala utbredning se Green & Short (2003).

3.1.1. Svenska sjögräsarter och utbredning

I Sverige förekommer fyra sjögräsarter (Green & Short 2003, Borum m.fl. 2004). Ålgräs (*Zostera marina* L.) är den vanligaste och största arten i svenska vatten och dominerar helt på västkusten. Dvärgålgräs (*Z. noltii*) är en mindre art som är vanlig i tidsvattenområden i norra Europa, men som är mycket sällsynt i Sverige och hittas endast på ett 30-tal kända lokaler i Västra Götalands och Hallands län. Arten urskiljs från ålgräset genom mindre storlek, smalare blad (1–2 mm) som har en urgröpfung i toppen, samt frön som är släta till skillnad från ålgräsets räfflade frön (Mossberg & Stenberg 2005). Smalt ålgräs (*Z. angustifolia*) återfinns också längs västkusten, men då det föreligger oklarheter kring dess taxonomiska status (den anses av många vara en mindre och smalbladigare variant av *Z. marina*; World Register of Marine Species 2016) inkluderas den inte här som en egen art. Två sjögräsarter som återfinns i mer utsötade miljöer är hårnating (*Ruppia maritima*) och skruvnating (*R. cirrhosa*), vilka skiljer sig från ålgräsarterna genom att de har en mer busklik struktur med trådformiga spetsiga blad. Dessa är vanliga på västkusten i områden påverkade av sötvattensutflöde och i östersjöns bräckta vatten. Det råder dock en viss oenighet huruvida natingar ska betraktas som sanna sjögräs då de inte växer i miljöer med full salthalt.

I Östersjöns bräckta vatten växer sjögräs ofta i blandade bestånd tillsammans med sötvattenslevande fröväxter som ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), trådnete (*P. filiformis*), borstnete (*Stuckenia pectinatus*; syn. *P. pectinatus*), hårsärvar (*Zannichellia* spp.) havsnajas (*Najas marina*), tre arter av slingor (*Myriophyllum* spp.) samt ett stort antal arter av kransalger.

I denna rapport avser ”ålgrens” *Z. marina* och alla rekommendationer gäller endast denna sjögräsart. Den äldre benämningen ”bandtång” som ofta förekommer i floror, är missvisande då växten inte är en alg och borde därför undvikas. Inte heller namnet ”ålgrens” är helt korrekt då växten inte tillhör familjen gräs (*Poaceae*), utan precis som andra sjögräsarter är en enhjärtbladig fröväxt inom svaltingordningen (*Alismatales*). Namnet ålgrens är dock idag väletablerat och dominerande inom vetenskaplig litteratur och inom förvaltningen både i Sverige och internationellt (t.ex. norska: *ålegras*, danska: *ålegræs*, engelska: *eelgrass*).

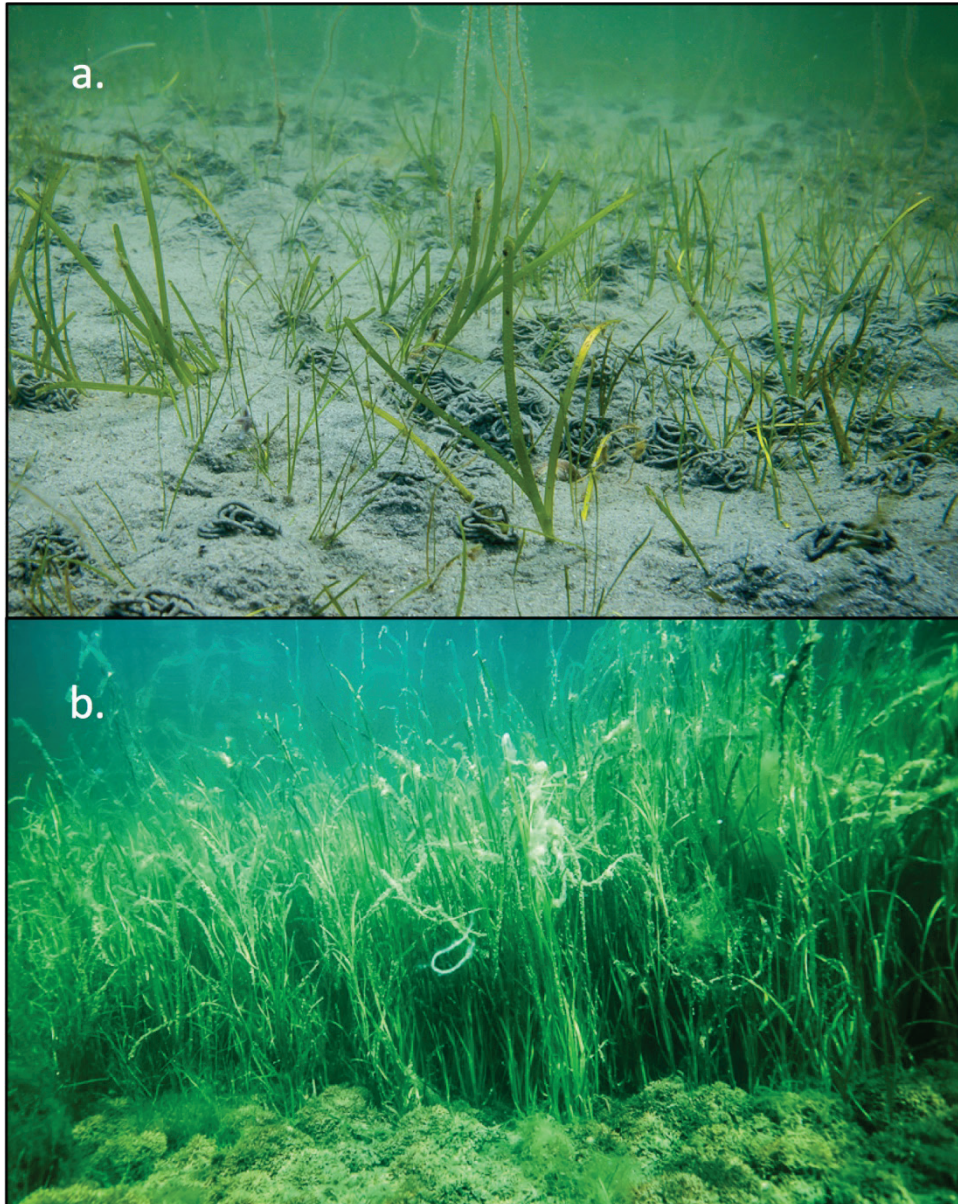
Ålgrens är den dominerande sjögräsarten i tempererade områden på norra halvklotet såväl som i svenska vatten och växer både i Västerhavet och Östersjön. Ålgreaset är den sjögräsart i världen som är bäst studerad både grundvetenskapligt och från ett förvaltningsperspektiv där den används i en mängd restaureringsprojekt i både USA och Europa (Fonseca m.fl.1998, Borum m.fl. 2004). Ålgreaset är den största arten av sjögräs i svenska vatten och återfinns ofta i grunda vikar (0,5–10 m i opåverkade områden) med låg till måttlig vågexponering och leriga till sandiga sediment (figur 3.1). Längs Sveriges kust är ålgreaset flerårigt och växer på djup där det i stort sett aldrig luftexponeras. Ålgreaset form (morfologi) skiljer sig beroende på de fysiska förhållandena där de växer och de har även förmåga att ändra form då skott flyttas från en miljö till en annan. Generellt beror bladlängd, bredd och tätheten av skott på ljusförhållanden och vågexponering vid lokalen där bredden och längden hos bladen ökar och skotttätheten minskar med djupet och vid minskad exponering (Borum m.fl. 2004, Bostrom m.fl. 2014). I djupa (>4 m), skyddade lokaler vid den svenska västkusten kan bladlängden vara över 1 m, medan ålgrens som växer i grunda (1 m) mer exponerade lokaler kan ha en bladlängd på omkring 20 cm (figur 3.2).

Ålgreaset förankrar sig i sedimentet med hjälp av jordstammar (rhizom) och rötter, vilka tillåter dem att växa från relativt exponerade lokaler med sandigt sediment till skyddade lokaler där sedimentet har hög organisk halt och högt vatteninnehåll. Förutom att fungera som förankring, används jordstammarna och rötter för upptag av näring och upplagring av stärkelse som plantan kan använda under perioder med dåliga ljusförhållanden. Ålgreaset tar upp näring både ur sedimentet med hjälp av rötterna och genom bladytan och är anpassade till att leva i miljöer med relativt näringsfattigt vatten. I näringsfattiga miljöer har ålgreaset därför en stark konkurrenskraft i jämförelse med t.ex. växtplankton som kräver 4 gånger så mycket kväve och fosfor (Borum m.fl. 2004). Ålgrens och andra sjögräsarter har dock ett mycket högre ljuskraav än t.ex. alger, vilket bland annat beror på att de har behov av att stödja en stor icke-fotosyntetiserande biomassa (rhizom och rötter), samt för att de kontinuerligt måste syresätta rotzonen för att undvika negativa effekter av syrebrist. Ålgreaset kräver i medeltal 20 % av ljusmängden vid ytan för att överleva och tillväxa medan växtplankton och epifytiska alger endast kräver cirka 1 % (Dennison m.fl. 1993). Detta gör att ålgreaset kan konkurreras ut av alger i övergödda miljöer med höga näringshalter och dåliga ljusförhållanden. Ålgreaset är extra känsligt för dåliga ljusförhållanden i skyddade miljöer där sedimentet har hög organisk halt och ofta är syrefritt med höga halter av giftigt vätesulfid. I dessa miljöer krävs god ljustillgång och syre för att hindra att vätesulfid, tränger in i plantan genom rötterna, vilket snabbt kan döda ålgreaset (Holmer & Bondegaard 2001, Holmer & Laursen 2002). Denna känslighet för försämrade

ljusförhållanden gör att ålgräset är en bra indikator på ljustillgången i vattnet. Ålgräsets djuputbredning kan därför användas som en indikator för förändringar i vattenkvaliteten över längre tidsperioder (Krause-Jensen m.fl. 2008).



Figur 3.1 Ålgräsäng (*Zostera marina*) i Gullmarsfjorden med påväxt av sjöpfungskolonier och havsanemoner. Foto: P. Moksnes.



Figur 3.2. Ålgrässets form varierar mycket beroende på vågexponering och ljusstillgång. I grunda, exponerande lokaler (a) är bladen ofta mindre än 30 cm (de breda bladen är ålgräs; de tunna är nating, *Ruppia* sp.), medan bladen är upp till en meter långa i djupa, ljusfattiga miljöer (b). Foto: E. Infantes.

Ålgrässets utbredning längs Sveriges kust sträcker sig från norska gränsen på västkusten (salthalt 20–30) till Stockholms norra skärgård (salthalt cirka 5) i Östersjön (se Boström m.fl. 2014 för en detaljerad beskrivning av ålgrässets utbredning i Skandinavien). I Västerhavet utgörs sjögräsbeståndet nästan helt av ålgräs, även om natingar (*Ruppia* spp.) ofta påträffas i grundare, mer utsötade områden (figur 3.2a). I Bohuslän hittas välmående ålgräsbestånd nära flodmynningar där salthalten varierar mellan 0 och 19 (medeltal 6; se tabell 2.1 i Moksnes m.fl. 2016), vilket visar att ålgräs är toleranta mot stora variationer i salthalt. Här växer ålgräs generellt i skyddade vikar med sandigt till lerigt sediment med hög halt av organiskt material och vatten (upp till 25 respektive 85 %; tabell 2.1 i Moksnes m.fl. 2016) och vanligen på ett djup mellan 0,5–4 m. I Kattegatt hittas stora bestånd av ålgräs från Göteborg ned till Kungsbacka-

fjorden i Halland, medan få ålgräsängar hittas i de centrala, mer exponerade delarna av den svenska Kattegatkusten. I södra Kattegat förekommer ålgräs i Laholmsbukten och i Skäldersviken, medan stora, välutvecklade ängar hittas i Öresund ned till 6–7 m djup. Längs Skånes sydkust hittas stora ängar i mer skyddade områden, bl.a. vid Trelleborg, Ystad och i norra delarna av Hanöbukten. I Blekinge, Kalmarsund och på Gotland hittas också stora ängar, medan förekomsten är sämre undersökt längs den svenska ostkusten norr om Öland.

I Östersjön växer ålgräset generellt i mer exponerade lokaler på grus- och sandbottnar med lägre organisk halt (0,5–1,5 %), på ett djup mellan 1,5–6 m (Baden & Pihl 1984, Baden & Boström 2001, Boström m.fl. 2003, Boström m.fl. 2014). Anledningen till skillnaden i djup och substrat hos ålgräsutbredning mellan västkusten och den svenska Östersjökusten är inte helt känd, men kan bero på konkurrens från fler arter av sötvattenslevande fröväxter och kransalger som dominerar på grunda och skyddade mjukbottnar i Östersjön.

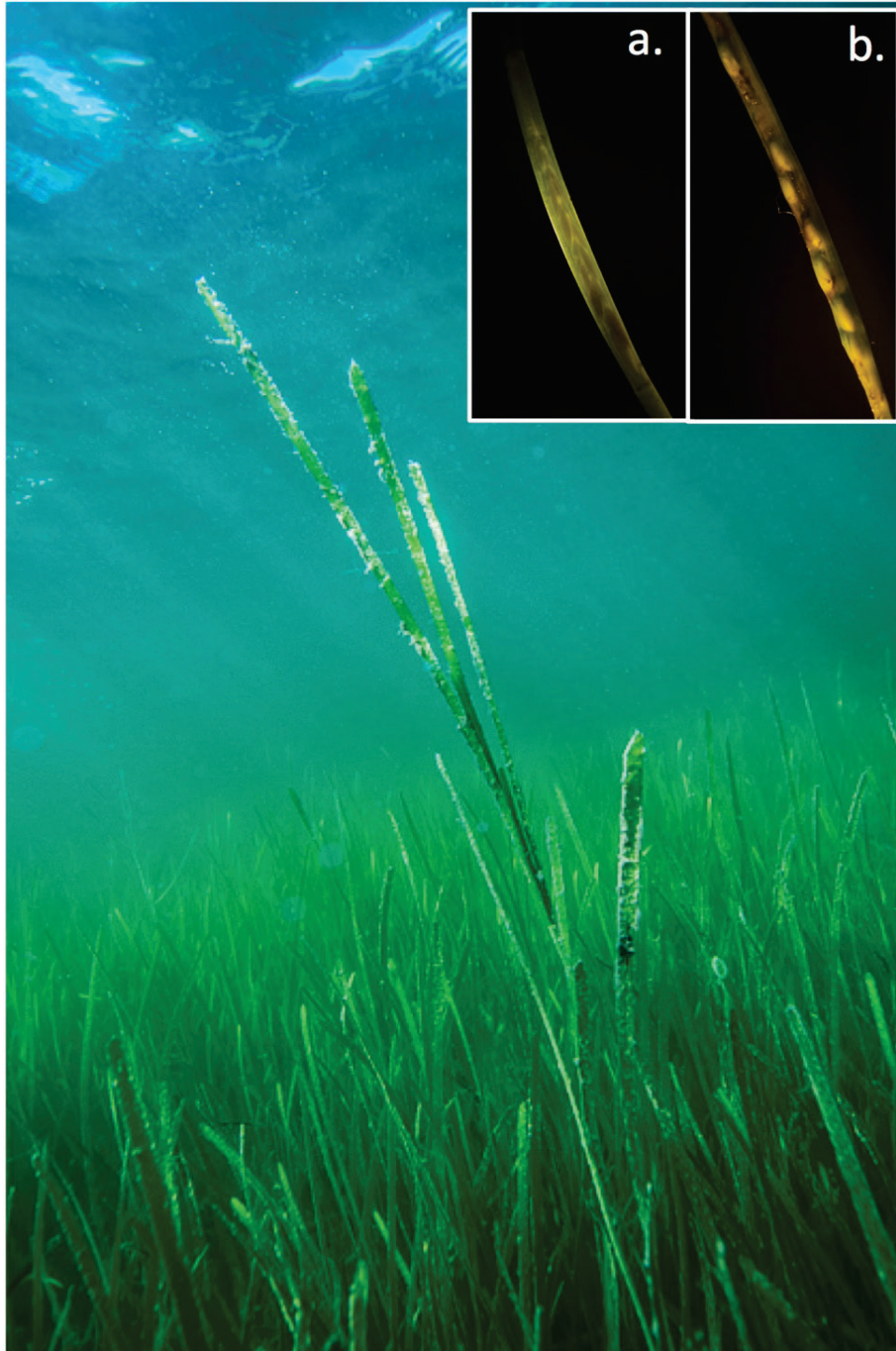
3.1.2. Tillväxt, fortplantning och spridning

Ålgräset förökar och sprider sig både asexuellt (vegetativt) genom förgreningar längs med jordstammen, där nya skott skjuter upp, och sexuellt via frön som bildas på reproduktiva blomskott. Vegetativ spridning sker genom att huvudskottet bildar nya blad och tappar gamla i takt med att jordstammen tillväxer. Varje gång ett gammalt blad vissnar och faller av bildas ett ärr på rhizomen (en nod). Livslängden på ett blad är 33–164 dagar beroende på bl.a. temperaturen (Borum m.fl. 2004). Ungefär efter var femte nod bildas en förgrening på rhizomet, men intervallet beror på i vilken miljö skottet växer. På grunda djup med god ljusstillgång investeras det mesta av energin i rhizomtillväxt med hög förgrening så en komplex matta av sidoskott bildas. På större djup med dålig ljusstillgång används istället det mesta av energin till vertikal tillväxt, vilket ger långa skott, men låg rhizomtillväxt med få förgreningar (Bintz och Nixon 2001; Ochieng m.fl. 2010; Eriander m.fl. 2016).

I danska vatten utbreder sig ålgräsängar horisontellt med i medeltal 16 cm per år (Olesen and Sand-Jensen 1994), i varmare vatten är utbredningshastigheten något snabbare (22–31 cm per år; Borum m.fl. 2004). Planteringsstudier i Bohuslän visar dock att ett vegetativt skott med ett 5 cm långt rhizom som planteras på grunt djup kan växa till över en meter i rhizomlängd på 14 månader (se figur 6.3 i Moksnes m.fl. 2016). En liknande tillväxt kan fås också från ett fröskott efter 14 månader. Denna snabba tillväxt indikerar att ålgrässkott som planteras åtskilda från andra skott och potentiell konkurrens kan uppvisa en avsevärt högre tillväxt än skott i naturliga ängar.

Sexuell förökning sker genom fröbildning på speciella reproduktiva skott. Dessa blomskott är generellt längre än de vegetativa skotten i ängen och kan därmed enkelt urskiljas. De har också en förgrenad struktur med en rund stjälk i mitten (figur 3.3). På förgreningarna sitter blomhölster där fröna så småningom kommer att utvecklas. Ålgräsplantor har både han- och honblommor i varje hölster, men dessa mognar vid olika tid för att undvika självbefruktning. Trådformiga pollen släpps från hanblommor och transporteras med strömmar genom vattenmassan, där de fångas upp av mogna honblommor på en annan planta. Honblommans pistill har två filament som faller av efter befruktning vilket gör att man kan se om en blomma har befruktats eller ej. Fröna utvecklas i hølstret tills de är helt mogna

då de släpper från blomskottet och sjunker till botten på grund av sin negativa flytkraft. Ett skott som blommar dör efter frösättningen varför blomning representerar ett slutstadium i skottets livshistoria. Medellivslängden för ett ålgrässkott är runt 1,5 år (DeCock 1980, Borum m.fl. 2004). Fröplanteringsstudier i Bohuslän visar dock att vissa fröskott kan producera reproduktiva skott så snart som 3–4 månader efter att de har grott (Infantes m.fl. 2016).



Figur 3.3. Reproduktivt blomskott av ålgräs som sticker upp halvmeter längre än de vegetativa skotten. I den infällda bilden syns ett blomhölster i tidig utveckling med obefruktade blommor (a) och ett hölster i sen utveckling med mogna ålgräsfrön (b). Foto: E. Infantes.

Antalet frön som produceras av en äng skiljer sig ofta mellan lokal och år, men kan uppgå till stora mängder. I ålgräsängar i Danmark har tätheter av frön på mellan 3 400–17 600 frön per kvadratmeter mätts upp (Olesen 1999). Eftersom fröna snabbt sjunker till botten hamnar de flesta inom ängen eller bara några meter därifrån (Orth m.fl. 1994), och tätheten av frön i sedimentet utanför ängar är generellt mycket låg (Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1999). På grund av att de flesta fröna som grov befinner sig i ängen blir konkurrensen om ljus stor från etablerade plantor vilket gör att endast få fröskott överlever. Trots att få frön etablerar sig fungerar denna fröbank som en viktig reserv om något skulle hända med den befintliga ängen. Om exempelvis de vegetativa skotten slås ut av extrema temperaturförhållanden under sensommaren eller av is-skrapning under vintern, kan ytan återkolonieras av frön som kan ligga i sedimentet upp till ett år innan de grov (Orth m.fl. 2000).

Även om försök visat att 80 % av ålgräsfrön stannar inom 5 m från platsen de släpptes (Orth m.fl. 1994), så kan frön spridas avsevärt längre via flytande blomställningar med frön. Studier i Bohuslän visar att ålgrässets reproduktiva skott lätt lossnar när fröna är mogna och att de har positiv flytkraft i minst 26 dagar, vilket skulle ge en potentiell spridning upp till 150 km med hjälp av vind-drivna ytströmmar (Källström m.fl. 2008). Dock sprids endast ett mindre antal frön med blomställningar (Harwell & Orth 2001) så även om denna spridningsmekanism är viktig från ett genetiskt perspektiv (Reusch 2002), är det normalt en mycket långsam mekanism för återetablering av förlorade ålgräsbestånd.

Ålgräs längs med Sveriges kust förökar sig både sexuellt och asexuellt. Vegetativ tillväxt är den vanligaste formen av förökning hos ålgräset och i de norra delarna av Bohuslän utgörs nya skott till cirka 65 % av asexuell tillväxt och 35 % av frötillväxt (Källström m.fl. 2008). I Bohuslän hittas reproduktiva blomskott normalt från maj till oktober med maximala tätheter av blomskott (runt 6 skott per kvadratmeter) från mitten av juli till början av september. Pollinering startar normalt i slutet av juni och pågår fram till september. Mogna frön kan hittas från i slutet av juli till slutet av september, men stora variationer hittas mellan år, lokaler och djup (E. Infantes, opublicerad data). Då temperaturen påverkar utvecklingen hittas mogna frön oftast tidigare på året i grunda jämfört med djupa områden inom samma äng, och eftersom fröskidorna utvecklas nedifrån och upp på skotten är det också normalt att hitta fröskidor i olika utvecklingsstadier inom samma skott. I Skandinaviska vatten grov fröna på hösten, utan vilar i sediment över vintern tills de grov i april–maj (Olesen 1999, Infantes m.fl. 2016). Studier i Bohuslän visar att förlusten av frön under denna period är mycket hög och att mindre än en procent av fröna grov till fröskott på våren i medeltal (Infantes m.fl. 2016).

I Östersjön, och mer utsötade miljöer är det dock mindre vanligt att ålgräset blommar och de få fröskott som bildas får ofta svårt att överleva vintern på grund av den lägre tillväxten i den låga salthalten (Baden & Boström 2001, Boström m.fl. 2003). Därför sker tillväxten i huvudsak genom asexuell förökning i Östersjön, och hela ängar kan bestå av en och samma klon, dvs. alla individer har samma arvs massa.

Tillväxten och utbredningen av ålgräs varierar över året och mellan år på grund av t.ex. skillnader i temperatur, ljusförhållanden, näring och ispåverkan. Generellt uppnås den största biomassan av ålgräs under sensommaren (au-

gusti–september) i Bohuslän, varpå skotten börjar tappa blad under oktober–december (Baden & Pihl 1984). Eftersom ljusstillgången minskar med djupet får ålgräs som växer i djupa eller grumliga vatten en kortare tillväxtsäsong (se figur 2.5 i Moksnes m.fl. 2016), vilket medför att ålgräs i dessa miljöer kan börja tappa blad redan i augusti (Eriander m.fl. 2016). I Sverige där ålgräset är flerårigt tappar en äng dock inte alla blad under vintern, utan ett relativt stort antal skott med blad hittas på alla djup också under den kalla årstiden. Provtagning i två ängar i Gullmarsfjorden i mars månad visade att skottätheten var runt 50 % av skottätheten i september på 1–2 m djup, men endast cirka 25 % av tätheten på 3–4 m djup (P-O. Moksnes, opublicerad data). De flesta skott och övervinterrande rhizom utan blad skjuter nya skott på våren när ljusstillgången åter ökar. Observation av skott som plötsligt dyker upp från rhizom mitt i sommaren tyder dock på att vissa rhizomer ligger vilande en längre period. Möjligen kan detta vara en förklaring till den stora variation i utbredning av ålgräs från år till år som rapporterats i vissa studier (Nyqvist m.fl. 2009). Det rekommenderas därför att inventeringar av ålgräs görs under perioden juli–september.

3.2. Ålgräsets ekosystemfunktioner

Ålgräs är en s.k. ”ekosystemingenjör” eftersom dess bladskott och jordstammar påverkar både den fysiska, kemiska och biologiska miljön där de växer och utgör den strukturella grunden för mycket artrika och produktiva ekosystem. Eftersom ålgräs, till skillnad från makroalger, kan växa och bilda stora ängar på mjukbotten tillför den ett område flera unika ekosystemfunktioner som inte kan ersättas av andra habitat.

3.2.1. Habitat för växter och djur

Den kanske viktigaste funktionen är att ålgräset blad utgör habitat för en lång rad växter och djur som gör att den biologiska mångfalden blir många gånger högre i jämförelse med en botten utan vegetation. Studier i Skagerrak har funnit över 40 olika fiskarter (Pihl och Wennhage 2002, Wennhage och Pihl 2002), 125 arter av fastsittande djur och 72 arter av fastsittande makroalger i ålgräsängar (Fredriksen m.fl. 2005). Jämförande studier i Bohuslän visade att den biologiska mångfalden av fisk var 32 % högre och mängden fisk i vikt 57 % högre i ålgräsängar jämfört med områden utan vegetation där ålgräs försvunnit. Juveniler av olika torskfiskarter, läppfiskar (labrider) och kantnälsfiskar hittades nästan uteslutande i ålgräsängar där deras antal var upp till 138 gånger högre än på bottenarna utan vegetation (Pihl m.fl. 2006).

Studier visar att primärproduktionen av sjögräs och epifytiska alger i sjögräsängar är högre än hos många odlade system på land, och tre till åtta gånger högre än för makroalgssamhällen och planktonsamhällen (Green och Short 2003, Orth m.fl. 2006). Den höga produktionen av epifytiska mikro- och makroalger på ålgräsbladen är basen för mycket produktiva ekosystem som genererar en hög sekundärproduktion av små evertebrater som i sin tur utgör föda för fiskar. Den höga produktionen av föda och den skyddande funktionen som livsmiljön ger gör ålgräsängar till mycket viktiga uppväxthabitat för många svenska fiskarter, bl.a. juvenil torsk, sej, vittling, ål och havsöring. I tillägg utgör det också ett viktigt födosöksområde för ett stort antal fiskarter. Betydelsen av ålgräsängar för produktion av torsk i Nordsjön är idag väl dokumenterad (Lilley och Unsworth

2014), och i Bohuslän hittas i medeltal 14 gånger högre tätheter av juvenil torsk i ålgräs än på mjukbotten utan vegetation (Pihl m.fl. 2006).

3.2.2. Dämpning av strömmar och stabilisering av botten

En annan viktig ekosystemfunktion för den lokala miljön är att ålgräsängens blad tar upp vågenergi och dämpar hastigheten på strömmar. Detta medför att sedimentationen av partiklar ökar, vilket minskar turbiditeten och halten näringsämnen i vattnet. I tillägg stabiliserar ålgrässets rhizom och rötter botten, vilket minskar resuspension av sediment och erosion av botten. Sammantaget kan denna filtrerande och stabiliserande effekt ge stora positiva effekter på vattenkvaliteten i det lokala området när ålgräsängar är stora. Studier i USA visade att både turbiditeten och halten klorofyll i vattnet sjönk dramatiskt efter att en stor ålgräsäng restaurerats i ett område (Orth m.fl. 2012). I Bohuslän visar studier att siktdjupet försämrats med över en meter i områden där stora ålgräsängar (10–30 ha) försvunnit, troligen till följd av ökad resuspension av bottensediment (Moksnes, opublicerad data; se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 2.5.5). Ålgräsängars positiva effekt på vattenkvaliteten kan ge positiva effekter på produktionen av växter och små djur i närområdet genom att öka djuputbredningen och arealen av mikroalger och större växter som utgör föda och habitat för växter och djur. Det underlättar också för rovfiskar som behöver klart vatten för att hitta föda i området.

3.2.3. Ackumulering och långtidsförvaring av organiskt material

Ett resultat av ökande sedimentation och minskad resuspension är att organiskt material ansamlas i ålgräsängar. Kol och näringsämnen tas också upp av ålgräs och epifytiska alger, vilket också ansamlas i sedimentet i form av rhizom och rötter, eller på botten när bladen fälls och algerna dör. En del av detta material omsätts, men mycket begravs i sedimentet där syrefria förhållanden förhindrar fortsatt mineralisering (Hendriks m.fl. 2008, Duarte m.fl. 2013). Sjögräsängar har därför en anmärkningsvärd kapacitet att ansamla organiskt material. Det skattas att en äng kan begrava kol med en hastighet runt 1,7 ton per hektar och år, vilket är 30–50 gånger högre än den som hittas i skogsmiljöer på land (Kennedy m.fl. 2010, Duarte m.fl. 2013). Detta medför att stora mängder kol, kväve och fosfor avlägsnas från vattnet och ackumuleras i sedimentet över tid där det förvaras under långa tidsperioder (100–1000 år) i metertjocka lager som kan innehålla runt 140 ton kol per hektar (Fourqurean m.fl. 2012, Duarte m.fl. 2013). Upptag och lagring av näringsämnen i sjögräsängar är mindre studerat, men studier av restaurerade ålgräsängar i USA indikerar att minst 12 kg kväve per hektar och år inlagras i sedimentet (McGlathery m.fl. 2012).

Upptag och långtidsförvaring av kol och näringsämnen är ännu dåligt studerat i svenska ålgräsängar, men studier i Bohuslän visar att ängar i skyddade områden kan ha över metertjocka sedimentlager med höga halter av organiskt material (>10 %; P-O. Moksnes, opublicerad data), vilket indikerar en hög ackumuleringshastighet. Ålgräsängar, framför allt stora ängar i skyddade områden, utgör därför viktiga sänkor för kol och näringsämnen. Denna ekosystemfunktion minskar således tillgängligheten av dessa ämnen och bidrar därför till att minska klimateffekter från koldioxidutsläpp och negativa effekter från övergödning.

3.3. Förändringar i utbredning av ålgräs

3.3.1. Förändringar sedan 1880-talet i Västerhavet

I Sverige saknas historisk data på ålgräsets utbredning innan 1980-talet, men Danmark, som har en lång historia av både kartläggning och forskning på ålgräs, finns data från slutet av 1800-talet. Eftersom miljön där ålgräset växer i danska Kattegatt liknar den vid svenska västkusten har troligen historiska förlopp och ekologiska processer i Sverige varit jämförbara med de i Danmark.

Utbredningen av ålgräs i de danska kustvattnen har kartlagts i mer än 100 år och visar att dagens utbredning bara är 20–25 % av den vid 1900-talets början (Frederiksen m.fl. 2004). På 1930-talet försvann det mesta av ålgräset i Danmark i vad som tros vara en infektion av en slemsvamp i kombination med höga temperaturer (Rasmussen 1977; se avsnitt 3.4.3.). Ålgräset återkoloniserade därefter området fram till 1960-talet, men ålgräset återtog aldrig helt den forna utbredningen, möjligen på grund av att en del lämpligt substrat hade eroderat bort. Efter 1960-talet minskade återigen utbredningen av ålgräs, troligen i huvudsak på grund av övergödning och minskad ljusstillgång. I jämförelse med bestånden av ålgräs på 1930-talet har djuputbredningen halverats hos dagens bestånd, från en maximal djuputbredning på runt 5–7 m inuti fjordar och 8–10 m i öppet vatten i Kattegatt på 1930-talet, till 2–3 m, respektive 4–5 m idag (Boström mfl. 2003). Nya analyser av data från den danske forskaren Petersens expeditioner i Kattegatt från slutet av 1800-talet visar att ålgräset i nordvästra Kattegatt regelbundet hittades på djup runt 15 m på 1880-talet, vilket indikerar att en dramatisk förändring skett av siktdjupet i Kattegatt, och att ålgräset historiskt kan ha växt över stora delar av västra Kattegatt där de inte återfinns idag (Loo 2015).

3.3.2. Förändringar sedan 1980-talet i Bohuslän

Under 1980-talet genomfördes inventeringar av grunda havsområden i fem kommuner i Bohuslän (Strömstad, Lysekil, Uddevalla, Stenungsund och Kungälv) då bland annat utbredningen av ålgräs inventerades noggrant. År 2000 upprepade Baden m.fl. (2003) inventeringen, och 2003 och 2004 genomförde Nyqvist m.fl. (2009) samma inventering då det konstaterades att 62 % av ålgräset försvunnit sedan 1980-talet i medeltal. Under 1980-talet hittades totalt 1 825 ha ålgräs i inventerade områden, där nästan hälften återfanns i Kungälvs kommun. Under 2000-talet hade 1 124 ha ålgräs försvunnit, men graden av förlust varierade stort mellan olika områden. I Kungälv hade i medeltal 87 % av ålgräset i inventerade områden försvunnit, vilket motsvarar mer än hälften av den totala förlusten i Bohuslän. I motsatts hade utbredningen i Stenungssunds kommun endast minskat med 13 %.

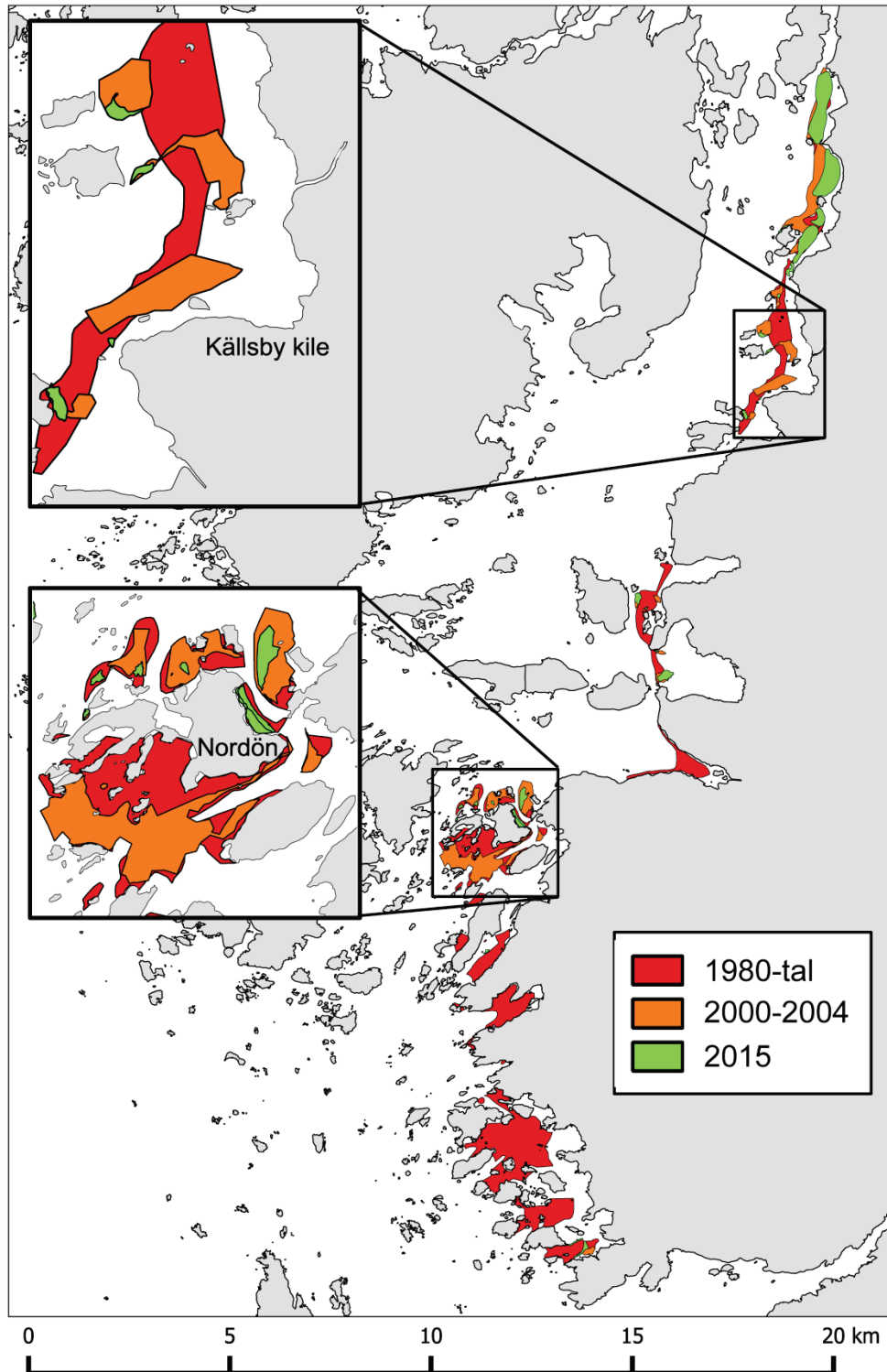
Förlusterna av ålgräs i Bohuslän sedan 1980-talet består inte av minskad djuputbredning, utan förlusterna består i huvudsak av hela ålgräsängar eller i vissa områden av de grundare delarna av ängen. Förlusterna sammanfaller med en ökad utbredning av s.k. fintrådiga algmattor (snabbväxande, ofta fintrådiga makroalger som bildar tjocka mattor) som under 1990-talet täckte 30–50 % av alla grunda mjukbottensområden i Bohuslän på sommaren (Pihl m.fl. 1999). Dessa mattor täcker idag många ålgräsängar i Västerhavet och kan orsaka syrebrist i bottenvattnet då ålgräset snabbt kan slås ut (Greve m.fl. 2005), och anses vara en huvudorsak till förlusterna av ålgräs. Orsaken till den dramatiska ökningen av

snabbväxande alger anses idag bero på en kombination av övergödning och överfiske som minskat förekomsten av algbetande kräftdjur (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010, Baden m.fl. 2012; se avsnitt 3.4.4. för detaljer).

3.3.3. Nya förändringar sedan 2004

Preliminära resultat av fältkarteringar av ålgräs utförda i Kungälv kommun och i den angränsande Hakefjorden i Stenungsunds kommun sommaren 2015 i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götalands län visar att stora förluster av ålgräs åter skett i området. Totalt har utbredningen av ålgräs minskat med cirka 80 % (motsvarande cirka 290 ha) sedan inventeringarna 2000–2004, och idag återstår endast mindre, fragmenterade ängar i området (figur 3.4). Förlusterna av ålgräs under de senaste 10 åren har varit störst i den redan hårt drabbade Kungälv kommun där över 90 % av de återstående ängarna har försvunnit sedan 2004, framför allt i området runt Nordön (figur 3.4). Totalt återstår idag mindre än 2 % (ca 13 ha) av de 770 ha ålgräs som hittades inom det inventerade området i Kungälv kommun i början av 1980-talet. Flertalet av dessa ängar är dessutom svårt fragmenterade och består av meterstora ”fläckar” av ålgräs. Stora förluster av ålgräs har även skett i Hakefjordens östra delar i Stenungsunds kommun sedan 2004 där det idag återstår cirka 62 ha ålgräs (77 % förlust sedan 1980-talet). Förlusterna har framför allt skett i de södra delarna av fjorden som angränsar till Kungälv kommun där mycket lite ålgräs återfinns idag. I de norra delarna av Hakefjorden hittas fortfarande större områden med ålgräs, men dessa ängar är idag svårt fragmenterade (Moksnes m.fl. opublicerad data; figur 3.4).

Dessa nya förluster i södra Bohuslän tycks inte representera en ny generell tillbakagång av ålgräs i Bohuslän, utan förefaller vara isolerade till de beskrivna områdena. Ingen inventering har utförts i övriga områden som karterade på 1980-talet och 2000–2004, men kartläggning av ålgräs inom Natura 2000 områden och fältinventeringar i samband med fjärranalys av ålgräs utförda av Länsstyrelsen i Västra Götalands län visar till synes välmående ängar i länets övriga delar. I området runt Gullmarsfjorden där testplanteringar utförts under de senaste 5 åren har djuputbredningen av ålgräs ökat med cirka 0,5 m sedan försöken startade, och en återhämtning i utbredning tycks ha skett på södra delarna av Gåsö som förlorat cirka 40 % av ålgräset sedan 1980-talet (se figur 2.3 i Moksnes m.fl. 2016). I Kungälv kommun tycks de nya förlusterna vara förknippade med en försämrad vattenkvalitet som kan härröras från en ökad resuspension (uppgumling) av sediment från områden som förlorat ålgräs (Moksnes opublicerad data, figur 3.5). Även stora förekomster av drivande fleråriga algmattor på botten kan vara en delförklaring till den nya tillbakagången (se avsnitt 2.3 och avsnitt 2.5.6 i Moksnes m.fl. 2016 för mer information).



Figur 3.4. Förändringar i utbredning av ålgrens 1981–2015 i södra Bohuslän. Kartan visar utbredning av ålgrens från Norde Älvs utlopp i söder till Stengunsund i norr som inventerades på fastlandssidan i Kungälv's kommun och i de östra delarna av Hakefjorden i Stenungsunds kommun i början av 1980-talet, 2000–2004 (Baden m.fl. 2003, Nyqvist m. fl. 2009) och 2015 (Moksnes m.fl. opublicerad data). Färgade områden visar förekomst av ålgrens med en täckningsgrad >5 % där utbredning från senare år har placerats över de äldre. I samtliga områden överlappar utbredningen 2015 med utbredningen på 1980-talet och 2000–2004, och i de flesta områden överlappar utbredningen 2000–2004 med den på 1980-talet. Inlagda bilder visar en förstoring av området runt Källsby kile i Hakefjorden samt runt Nordön, innanför Marstrand där de största förlusterna av ålgrens skett sedan 2000–2004.



Figur 3.5. Vågdriven resuspension av sediment i Hakefjorden. Bilden visar Källsby udde i Hakefjorden hösten 2015 där en västlig vind på runt 5 meter per sekund orsakar lokal uppgrumling av bottensedimentet. På 1980-talet sträckte sig en kontinuerlig, cirka 8 km lång ålgräsäng från Källsby udde upp till Stenungsund längs ostsidan av Hakefjorden. Inventering av ålgräs 2015 visar att stora förluster skett i de södra delarna av ängen under de senaste 10 åren där det i dag endast återstår mindre fragment av ålgräs (se figur 3.4). På lokalen är ålgräset idag ersatt av lerbotten utan vegetation, där bottensedimentet är uppblandat med finkornig, glaciärra som rörs upp mycket lätt av vågor på grunt vatten, vilket ses som en grå plym närmast land på bilden. Sikt djupet i vattnet när bilden är tagen är <math>< 0.5\text{ m}</math>. Ljusbildningar och testplanteringar visar att ålgräs inte längre kan överleva på djup där det växte i början på 2000-talet på grund av dåliga ljusförhållanden. (Foto: E. Infantes.)

3.3.4. Skattning av areella förluster och behov av restaurering i Bohuslän

Med hjälp av skattningar av dagens utbredning av ålgräs i Västra Götalands län baserade på empiriska fältstudier från 2002–2003 (Stål & Pihl 2007) och på satellitbildsbaserad fjärranalys från 2008–2014 (Lawett m.fl. 2013, E. Lawett opublicerad data), kan den areella förlusten av ålgräs i länet sedan 1980-talet skattas grovt till 10 000–15 000 ha. Denna skattning är baserad på antagandet att förlusterna som dokumenterats från de fem områdena som ingår i kommuninventeringarna från 1980-talet är representativa för hela Västra Götalands län (se bilaga 1 för detaljer om underlag och beräkningar). Om gränsen för *god miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet sätts till 75 % av den areella utbredningen av ålgräs under 1980-talet (Havs- och vattenmyndigheten 2012) krävs att mellan 6 000 och 13 000 ha restaureras för att uppnå *god miljöstatus* för ålgräs.

Att restaurera denna omfattning av ålgräs genom transplantering av skott eller frön utgör en enorm utmaning. Den största areal ålgräs som hittills framgångsrikt restaurerats är på totalt 1 700 ha över en 11-års period i Nordöstra USA (Orth m.fl. 2012). Även om det alltså är möjligt att restaurera 1000-tals hektar med ålgräs så förutsätter det bra miljöförhållanden för tillväxt. Då vattenkvaliteten i södra Bohuslän gör det svårt att restaurera ålgräs där idag, kan

det krävas åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten och avlägsna andra faktorer som motverkar tillväxt av ålgräs innan restaurering framgångsrikt kan påbörjas (se bilaga 2 till Moksnes m.fl. 2016 för mer information).

3.3.5. Förändringar i övriga delar av Sverige

Det saknas historiska data på den areella utbredningen av ålgräs från övriga delar av landet, varför det är svårt att utvärdera om några förluster skett. Det finns dock inga indikationer på att liknande förluster som observerats i Bohuslän sedan 1980-talet ska ha skett i någon annan del av landet. Den begränsade regionala övervakningen av ålgräs, som i huvudsak hittas i södra Sverige (se avsnitt 5.3) indikerar inga förluster. Intervjustudier med äldre personer tyder dock på att det historiskt har funnits stora ålgräsängar längs Ölands östkust, vilket i stort saknas idag där drivande mattor av rödalger nu dominerar (*personlig kommunikation* R. B. Jönsson, Länsstyrelsen i Kalmar län, 2016). Det får också antas att minskningen i siktdjup på nästan 4 m mellan 1914 och 1991 som dokumenterats i egentliga Östersjön (Sandén och Håkansson 1996) har lett till minskad djuputbredningen av ålgräs i samma omfattning, och troligen också lett till stora negativa effekter på den areella utbredningen av ålgräs i långrunda områden.

3.4. Orsaker till förändringar av ålgräsets utbredning

3.4.1. Bakgrund

Stora förluster av sjögräs har skett globalt som ett resultat av direkt och indirekt mänsklig påverkan, och över 29 % av den kända sjögräsutbredningen har försvunnit de senaste 140 åren med en fortsatt förlust av runt 7 % årligen (Waycott m.fl. 2009). Massmortalitet och förlust av sjögräsbestånd, inklusive ålgräs har rapporterats från bl.a. Sverige (Baden m.fl. 2003), Danmark (Frederiksen 2004), Tyskland (Munkes 2005), Holland (Giesen m.fl. 1990), Polen (Kruk-Dowgiallo 1991) Australien (Walker m.fl. 2006) och från alla kuster runt USA (Fonseca 1998) där mänskliga aktiviteter tros vara huvudorsaken till problemen (Short & Wyllie-Echeverria 1996, Green & Short 2003, Borum m.fl. 2004). Denna förlust förespås accelerera med den exponentiellt ökade befolkningstillväxten i världens kustområden, om inte åtgärder snabbt sätts in för att förbättra vattenkvaliteten och skydda sjögräsmiljöer från exploatering och andra mänskliga aktiviteter, exempelvis med hjälp av marint områdesskydd (Orth m.fl. 2006).

Sjögräsens höga ljuskrav tvingar dem att växa i grunda, kustnära områden där också människans påverkan är som starkast, och förluster kan ofta korreleras till försämring av ljusförhållanden och/eller ökad sedimentation av partiklar på sjögräsets blad, samt aktiviteter som orsakar direkta skador på ängarna (Larkum m.fl. 2007). Aktiviteter och processer som kan orsaka försämrade ljus-tillgång och därmed påverka sjögräset negativt är t.ex. övergödning, landavrinning, muddring, fiskodlingar och båttaktiviteter (Green & Short 2003, Borum m.fl. 2004, Erftemeijer & Lewis 2006, Orth m.fl. 2006). Exploatering inom kustområden tillsammans med indirekta effekter på vattenkvaliteten från övergödning anses vara två av de största orsakerna till den globala nedgången (Short & Wyllie-Echeverria 1996, Waycott 2009).

I svenska havsområden anses övergödning i kombination med överfiske utgöra huvudorsaken till observerade förluster ålgräs i Västerhavet och fortsatt utgöra de största hoten mot ålgräs idag. I tillägg anses även kustexploatering och båttaktiviteter, dumpning av muddermassor, samt eventuellt landavrinning och klimatförändringar utgöra allvarliga hot (se faktaruta 3.1. för en summering). Nedan diskuteras naturliga och av människan orsakade anledningar till att ålgräsängar förloras och inte återhämtar sig.

Faktaruta 3.1. Hot mot ålgräs i Sverige

Nedan summeras de viktigaste hoten mot ålgräs i Sverige i dag, dess effekter på ålgräs samt möjliga åtgärder.

Övergödning

Effekter: Ökad förekomst av växtplankton och snabbväxande alger, minskad djuputbredning och förlust av ålgräsängar i områden där algmattor ansamlas. Ökad förekomst av syrebrist.

Åtgärder: Minskad tillförsel av näringsämnen lokalt och regionalt. Avlägsnande av algmattor och näringsmättat sediment lokalt. Restaurering av ålgräs, odling av musslor och sjöpungrar, m.m. som tar upp näringsämnen.

Minskade bestånd av rovfisk längs kusten

Effekter: Trofiska kedjereaktioner kan öka mängden små rovfiskar, minska förekomsten av algbetande djur och öka mängden snabbväxande algmattor. Ökad förekomst av strandkrabbor som äter ålgräsfrön och förstör plantor.

Åtgärder: Minskat fisketryck eller stödåtgärder för att öka bestånd av rovfisk längs kusten. Riktat fiske mot små rovfiskar och strandkrabbor.

Kustexploatering

Effekter: Förlust av miljöer där ålgräset växer till följd av anläggning av bryggor, hamnar, marinor, bostäder, muddring, m.m. Skuggning från bryggor, muddring, försämrad vattencirkulation på grund av vägbankar, m.m.

Åtgärder: Ökat rättsligt skydd för ålgräsängar och grunda mjukbottensområden (t.ex. genom att inrätta biotopskydd för ålgräs). Strängare tillämpning av strandskyddet i vattenområden. Ökad användning av båttrampor och båtförvaring på land istället för egen bryggplats. Återställning av gamla hamnar, öppning av vägbankar, m.m.

Dumpning av muddermassor

Effekter: Försämrad ljusstillgång för ålgräset orsakad av grumligt vatten, sedimentation på blad och resuspension av löst sediment.

Åtgärder: Förbud (och inga dispenser) mot dumpning av muddermassor inomskärs.

Landavrinning

Effekter: Sedimentation och försämrad ljusstillgång för ålgräset orsakad av utflöde av grumligt vatten från vattendrag, ökad tillförsel av humusämnen samt näringsämnen som orsakar övergödning.

Åtgärder: Minskad erosion från skogs- och jordbruksmark och ökad retention av näringsämnen genom t.ex. ökad vegetation runt vattendrag, anläggning av våtmarker, fångstgrödor runt jordbruksmark, m.m.

Klimat effekter

Effekter: Kan orsaka lägre salthalt i Östersjön med minskad nordlig utbredning av ålgräsets som följd. Högre vattentemperatur, stigande havsnivå och erosion kan också ge negativa effekter på ålgräs.

Åtgärder: Minskade utsläpp av växthusgaser. Skydd och restaurering av vegetation som tar upp koldioxid.

3.4.2. Naturlig variation

De miljöförhållanden som råder i kustnära områden är mycket varierande med stora fluktuationer i exempelvis temperatur och salthalt. Dessa grunda områden är också mer utsatta för störningar och påverkan från olika väderfenomen så som stormar och isbildning, vilket leder till att ålgräsängar och andra kustnära livsmiljöer varierar mycket i sin utbredning och tillväxt. Detta är starkt kopplat till frekvensen och storleken av de fysiska störningar som området utsätts för (t.ex. Kendrick m.fl. 1999). Dessa störningar kan orsakas av exempelvis erosion, fauna, stormar och sjukdomar (Larkum m.fl. 2007). Störningar från stormar har t.ex. visat sig kunna orsaka fläckvis dödlighet i ängar och i vissa fall leda till att hela ängar slås ut (Orth & Moore 1983, Borum m.fl. 2004). Störningar är en naturlig del av de flesta ekosystem och ofta kan de återhämta sig på egen hand. Förmågan till återhämtning (resiliens) hos ett ekosystemet gör att det så småningom återgår till det stabila tillstånd som fanns innan skadan.

Inventeringar som utfördes år 2003 och 2004 av ålgräsängar i Västra Götalands län påvisade stora förändringar i utbredning mellan år, både inom ängar och inom kommuner (Nyqvist m.fl. 2009). Vissa ängar som till stora delar var försvunna 2003 var välväxta året efter, och vissa lokaler där det tidigare ej observerats ålgräs uppvisade ängar. I Danmark har man funnit att fröbankar i sedimentet kan förklara snabba återhämtningar av stora bestånd från ett år till nästa då tillväxtförhållandena förbättrats (Greve m.fl. 2005). Denna typ av stora variationer i utbredning i både tid och rum har observerats för många sjögräsarter och har flera viktiga konsekvenser för förvaltare (Fonseca m.fl. 1998), bl.a. måste inventeringar av ålgräsförekomst utföras under mer än ett år för att bekräfta att ålgräs inte växer på platsen.

3.4.3. Sjukdomar

Den allvarligaste massmortalitet av ålgräs som observerats skedde på 1930-talet då "wasting disease" slog ut runt 90 % av ålgräset på båda sidor av Atlanten (Ralph & Short 2002). Den omedelbara orsaken till förlusten anses vara en infektion av protisten *Labyrinthula zosterae*, en sorts slemsvamp som ger upphov till svarta skador av nekros på bladen, vilka sprider sig och leder till att blad och hela plantor kan dö inom några veckor. Vissa forskare anser att den höga infektionsgraden och dödligheten på 1930-talet kan ha varit relaterad till ovanligt höga vattentemperaturer under denna period som gjorde ålgräset stressat och mer mottaglig för infektionen (Ralph & Short 2002, Borum m.fl. 2004). I norra Europa påverkades olika områden i olika omfattning. Längs den holländska kusten slogs nästan alla ålgräsängar ut och har ännu inte återhämtat sig (Bockelman m.fl. 2012). I Danmark försvann över 90 % av allt ålgräs under 1930-talet och återfanns efter sjukdomsutbrottet i huvudsak i områden med lägre salthalt i södra Kattegatt och i utsötade fjordområden. Ålgräs har idag återkoloniserat de flesta grunda (<5 m) områden i Danmark, även i de norra delarna av Kattegatt, men arealen av ålgräs utgör idag endast cirka 25 % av arealen i början av 1900-talet (Boström m.fl. 2003). Till skillnad från övriga delar av norra Europa anses ålgräset i Östersjön ha varit relativt opåverkat av infektionen (Short m.fl. 1988). Det är inte känt hur ålgräset i svenska vatten påverkades av sjukdomen, men det kan antas att utbredningen längs Västkus-

ten minskade i en liknande omfattning som den i Danmark under 1930-talet, medan populationerna i Östersjön troligen var mindre påverkade.

Efter epidemin på 1930-talet har inga fler massutbrott av *Labyrinthula* rapporterats, även om mindre epidemier där ängar slagits ut finns dokumenterade även idag (Hily m.fl. 2002). Nya studier med molekylära metoder har visat att *Labyrinthula* idag är allmänt förekommande i de flesta ålgräspopulationer i norra Europa där upp till 89 % av plantorna i en äng kan bära på infektionen utan att flertalet plantor visar typiska svarta skador på bladen eller tecken på ökad dödlighet. En låg koncentration av *Labyrinthula*-celler i de infekterade plantorna tyder på att infektionen är kronisk, men att den inte är sjukdomsframkallande (Bockelman m.fl. 2013). Det finns dock vissa farhågor för att ökade temperaturer till följd av klimatförändringar kan öka risken för nya epidemier, eftersom höga temperaturer skulle kunna öka *Labyrinthulas* möjlighet att framkalla sjukdom eller öka känsligheten av hos ålgräset. Nya studier visar att optimala förhållanden för *Labyrinthula*-tillväxt är en temperatur på runt 25° C och en salthalt runt 25 (McKone och Tanner 2009). Studier i Vadehavet och i sydvästra Östersjön visar att förekomsten av *Labyrinthula* når en topp på sensommaren för att sedan nästan helt försvinna under vintern (Bockelman m.fl. 2013).

Studier i Bohuslän sommaren 2011 visade mycket låga infektionsnivåer i alla undersökta populationer (0–17 % förekomst) där infektionsfrekvensen i Gullmarsfjorden och i Kungälv kommun var 6 % respektive 8 % i medeltal (Bockelman m.fl. 2013, Bockelman och Moksnes, opublicerad data; se tabell 2.1 i Moksnes m.fl. 2016 för detaljer). Inga utbrott med hög frekvens av svarta skador på ålgräsbladen har observerats i södra Bohuslän under 2010–2015 då ett 10-tal ängar har besökts regelbundet (Moksnes opublicerad data). Det finns därför inga indikationer på att *Labyrinthula*-infektioner skulle vara inblandade i de stora förluster av ålgräs som skett i Kungälv kommun och Hakefjorden de senaste 10 åren, eller förklara de storskaliga förlusterna i Bohuslän sedan 1980-talet.

3.4.4. Övergödning och överfiske

Övergödning anses av många forskare vara ett av de största hoten mot sjögräs då det påverkar dem negativt på flera sätt (Short & Wyllie-Echeverria 1996, Borum m.fl. 2004). Ökad befolkning kring kusterna och förändringar inom jordbruk och skogsbruk har lett till större utsläpp av näringsämnen till kustvattnen där kväve och fosfor är de primära näringsämnen som orsakar övergödning. Övergödning leder indirekt till försämrade ljusförhållanden genom att stimulera tillväxten av både växtplankton och påväxtalger. Mikro- och makroalger kan antingen växa på sjögräsbladen som epifyter, eller bilda tjocka algmattor, och minska mängden ljus och syre som når sjögräset.

Övergödning anses vara ett av de allvarligaste hoten mot grunda kustekosystem och ålgräsängar också i Sverige (Rosenberg m.fl. 1990, Pihl m.fl. 1999, Baden m.fl. 2003). Växtplankton och ettåriga mikro- och makroalger har mycket snabbare tillväxt än sjögräs vid höga näringsförhållanden och kan överleva i mycket sämre ljusförhållanden (<1 % av ljuset vid ytan) i jämförelse med sjögräs (10–20 % av ljuset vid ytan), varför sjögräset kan konkurreras ut (Duarte 1995, Valiela m.fl. 1997). Höga halter av näring i vattnet kan också ha en direkt toxisk effekt på sjögräset (Burkholder m.fl. 1992, van katwijk m.fl. 1997).

Den ökade mängden växtplankton och minskad ljusstillgång tros vara en huvudorsak till att det maximala utbredningsdjupet hos sjögräs minskat dramatiskt i kustnära områden på många platser i världen (Short & Wyllie-Echeverria 1996, Green & Short 2003). Likaså tros den ökade mängden påväxtalger och flytande mattor av fintrådiga makroalger vara en viktig orsak till att sjögräs försvunnit från stora områden på grundare djup. Ökad mängd alger minskar inte bara ljusstillgången, utan ökar också tillförseln av organiskt material till sjögräsängar när alger dör och sjunker till botten. När detta organiska material bryts ned ökar syrebristen och halten vätesulfid i sedimentet, vilket i kombination med dåliga ljusförhållanden kan bidra till att sjögräset slås ut (figur 3.6; Short & Wyllie-Echeverria 1996, Greve m.fl. 2005). På många platser i världen kan sjögräsängar täckas av tjocka mattor av makroalger som orsakar syrebrist också runt sjögräsbladen och slår ut sjögräset lokalt (Holmer & Nielsen 2007). I Danmark har man under de senaste årtiondena observerat flera sådana fall av massdöd där hela bestånd av ålgräs slagits ut från ett område vid ett tillfälle. Detta sker oftast under sensommaren när lugnt och varmt väder kan orsaka snabb tillväxt och nedbrytning av makroalgmattor, med resulterande syrebrist i bottenvattnet, vilket tros vara en bidragande orsak till massdöden (Greve m.fl. 2005).



Figur 3.6. Fintrådiga algmattor. Bilden visar en ålgräsäng i en instängd vik i Gullmarsfjorden som täcks av en ruttnande matta av fintrådiga brunalger. Bilden är tagen i mars, dagarna efter att isen försvunnit från viken. På våren hittades kala fläckar utan ålgräs i området. Foto: E. Infantes.

Problemen från övergödning kan även förstärkas om små djur som betar bottenlevande och planktoniska alger minskar i kustområdena. Detta kan ske som en indirekt effekt av överfiske, om mängden små rovdjur (t.ex. småfisk, krabbor och räkor) ökar till följd av minskad mängd stora rovfiskar, vilket i sin tur ökar predationen på algbetande organismer (Heck m.fl. 2000, Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2012). Nya sammanställningar av experimentella studier av kustnära ålgräs och tångekosystem i Nordatlanten visar att minskade bestånd av stora

rovfiskar i kusten, och ökande mängd små rovfiskar har lika starka effekter på biomassan snabbväxande alger som ökad mängd näringsämnen (Östman m.fl. *i tryck*). För att minska problemen med algmattor i grunda kustområden kan därför åtgärder som ökar förekomsten av stora rovfiskar längs kusten vara lika effektiva som åtgärder som minskar belastningen av näringsämnen.

Effekter av övergödning och överfiske i Bohuslän

Huvudorsakerna till de omfattande förluster av ålgräs som skett i Bohuslän sedan 1980-talet (se avsnitt 3.3.2) anses idag vara en kombination av övergödning och överfiske som gynnat uppkomsten fintrådiga algmattor, vilka i sin tur påverkar ålgräset negativt. Näringsbelastningen till Västerhavet har ökat 4–8 gånger sedan 1930-talet vilket har resulterat i stora ekologiska effekter, bl.a. annat minskad djuputbredning av makrovegetation (Rosenberg m.fl. 1990). Övergödning har därför setts som en huvudförklaring till den ökade utbredningen av fintrådiga algmattor i Bohuslän (Pihl m.fl. 1999). Algmattorna domineras av fintrådiga grönalger, som gynnas av ökade halter näringsämnen (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010). Ökningen av algmattor har skett under samma period som ålgräset minskat och mattorna täcker många ålgräsängar under sommaren och anses vara en huvudorsak till ålgräsets tillbakagång (Baden m.fl. 2003; se avsnitt 2.5.6. i Moksnes m.fl. 2016).

Även om fintrådiga alger gynnas av övergödning visar allt fler studier att den ökade utbredningen av algmattor också har en tydlig koppling till överfisket, som minskat biomassan av torsk i Västerhavets med 90 % sedan 1980-talet (Svedäng & Bardon 2003, Moksnes m.fl. 2011). Samtidigt som torsken minskat i Bohusläns ålgräsängar har biomassan av små rovfiskar som torsken äter (framför allt smörbultsfiskar och storspigg) ökat med mellan 200 till 700 procent. Under samma period har små algbetande kräftdjur (gammarida märkräftor och havsgråsuggor) nästan helt försvunnit (Baden m.fl. 2012). Dessa kräftdjur har visat sig vara mycket viktiga för att motverka uppkomsten av fintrådiga algmattor och därmed också viktiga för att motverka övergödningseffekter i kustekosystemen. Experimentella studier har visat att algbetande kräftdjur i ålgräsängar kan kontrollera tillväxten av fintrådiga alger, också vid höga nivåer av näringsämnen, om de inte utsätts för hög predation. Samma studier visar också att små rovfiskar, krabbor och räkor numera är så talrika i Bohuslän att de äter upp över 95 % av alla algbetande kräftdjur i ålgräsängar, vilket tillåter fintrådiga alger att tillväxa obehindrat. (Moksnes m.fl. 2008, Persson m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010).

Allt mer tyder därför på att överfisket av stora rovfiskar har orsakat en trofisk kedjereaktion i kustekosystemet. En minskad predation har gjort att de små rovdjuren ökat, algbetare minskat, och snabbväxande alger ökat. Idag är därför de flesta forskare överens om att överfisket av torsk och andra stora rovfiskar i Västerhavet har bidragit till de vegetationsförändringar som skett längs den svenska västkusten. **För att komma tillrätta med de negativa förändringarna av kustvegetationen behövs därför åtgärder både mot näringsutsläpp och åtgärder för att återfå friska bestånd av stora rovfiskar** (Moksnes m.fl. 2011).

3.4.5. Landavrinning

Avrinning från land är ofta kopplad till ökad näringsbelastning inom avrinningsområdet, men även sediment som förs ut i kustvattnet kan ha en lika skadlig inverkan på sjögräset. Sediment som transporteras från land leder till ökad mängd partiklar i vattnet (turbiditet), vilket minskar klarheten av vattnet och ökar sedimentationen av partiklar på sjögräset (Holt m.fl. 1997). Stora förluster av sjögräs har rapporterats från flera delar av världen som ett resultat av ökad tillförsel av sediment från landavrinning (Borum m.fl. 2004). När partiklarna väl har hamnat i systemet kan de fortsätta att resuspenderas och sedimentera över tiden (Koch 1999) och problemet kan bli bestående, speciellt i avgränsade vikar eller estuarier som är relativt slutna system, med små möjligheter för sedimentet att spolats ut. Dåliga metoder för markanvändning, där vegetation avlägsnas har lett till ökad jorderosion på land, vilket har ökat sedimenttransporten med floder ut i kustvattnet. Avrinningsvattnet kan även innehålla en lång rad andra ämnen som kan påverka sjögräset negativt, som tungmetaller, bekämpningsmedel och herbicider (Larkum m.fl. 2007). Det är dock inte känt om herbicider kan ha negativa effekter på ålgräs i svenska vatten. Förutom tillförsel av miljögifter kan landavrinningen också leda till stora fluktuationer i salthalt, vilket kan leda till ytterligare stress för plantorna. Ökad landavrinning anses i många länder vara huvudorsaken till förluster av ålgräs, men har inte fått så mycket uppmärksamhet i Sverige, och dess eventuella roll i de förluster som observerats i Västerhavet är dåligt undersökta.

3.4.6. Kustexploatering

Människans utveckling och exploatering av kustområden är en annan viktig stressfaktor för den marina miljön och ytterligare en faktor som kan påverka sjögräsbestånd negativt. De negativa effekterna har ökat i takt med att befolkningens mängden och människans användning av kustzonen för transport, rekreation och livsmedelsproduktion har ökat (Duarte 2002, Lotze m.fl. 2006). Utveckling av strukturer såsom marinor, bryggor och vågbrytare har därför fått en betydande inverkan på en mängd olika nivåer i kustnära ekosystem.

Exploatering av kustzonen sker ofta i områden som är skyddade från vågexponering, vilket drabbar ålgräset extra hårt eftersom det är just i dessa skyddade miljöer som ålgräset kan växa. Anläggningen av småbåtshamnar och utbyggnad av befintliga marinor längs kusten är ofta förknippade med muddringsverksamhet vilket innebär en direkt förlust av sjögräsekosystem (Erftemeijer & Lewis 2006). En annan direkt förlust av ålgräs kan ske i samband med anläggandet av nya terminalområden inom hamnar där grundområden med ålgräsbestånd fylls ut. Muddring av havsbotten sker ofta för att öka vattendjupet och tillåta större båtar att ta sig in till området. Denna bortförsel av sediment och sjögräs resulterar i förändrade biologiska, kemiska och fysiska förhållanden på botten (Borum m.fl. 2004), vilket kan innebära att sjögräset inte kan återkolonisera området efter ingreppet. Anläggandet av en brygga innebär också en permanent skuggning av botten som, beroende av bryggans konstruktion kan innebära fullskaliga förluster av sjögräs direkt under och en bit ut från bryggan (Burdick & Short 1999). Ökade båttaktiviteter i ett område skapar också en större risk för skador från exempelvis ankring eller propellermuddring. Förutom dessa direkta effekter leder muddringen ofta till försämrade vat-

tenkvalitet på grund av ökad grumlighet och en ökad sannolikhet för resuspension av sediment (Onuf 1994, Schoellhamer 1996, Erftemeijer & Lewis 2006). Om dumpning av muddermassor sker inomskärs kan det också innebära en allvarlig försämring av vattenkvaliteten. Detta gör att även ängar som ligger långt ifrån det exploaterade området kan påverkas negativt av försämrade vattenkvalitet eller sedimentterande partiklar.

Ökad exploatering kring kusten ökar också fragmenteringen av livsmiljöer, vilket kan ge negativa effekter för de organismer som lever i miljön (Layman m.fl. 2007). Det kan också ändra artsammansättningen genom skapandet av nya livsmiljöer (t.ex. vågbrytare) och förändrad spridningsförmåga (Bulleri & Chapman 2010). Förändring av kustlinjen genom exploatering (utfyllnader, muddringar, m.m.) påverkar dessutom flödesdynamiken hos vattnet vilket kan leda till förändringar i hastigheten och riktningen på strömmar och vågenergi (Barnard & Davis 1999, Dallas & Barnard 2011), vilket kan förändra miljöns lämplighet för sjögräsutbredning.

Idag är en betydande andel av grunda mjukbottensområden längs den svenska kusten exploaterade av bl.a. bryggor, marinor och hamnar (se avsnitt 1.1.3), men effekten av denna exploatering på ålgräs är i dagsläget dåligt studerad. Nyligen utförda studier i Bohuslän visar dock att den sammanlagda effekten av småskalig exploatering är betydande. Baserat på uppmätta skuggningseffekter på ålgräs från bryggor, och utbredningen av ålgräs samt bryggor och småbåtshamnar skattas att exploateringen har orsakat en förlust på nästan 60 ha ålgräs samt reducerat täckningsgraden av ålgräs med 50 % för ytterligare 420 ha i Västra Götalands län (Eriander m.fl., *i manuskript*). Arealen ålgräs som påverkas negativt av bryggor utgör över 7 % av allt ålgräs i länet idag (ca 6300 ha enligt fjärranalys; E. Lawett, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, opublicerad data), varför denna småskaliga exploatering måste ses som ett betydande hot mot ålgräs. Detta gäller framför allt i områden där stora förluster av ålgräs har skett som t.ex. i Kungälv kommun i Bohuslän där det idag endast återstår cirka 13 ha ålgräs inom inventerat område (se avsnitt 3.3.3).

3.4.7. Klimatförändringar

Klimatförändringar till följd av växthuseffekten förväntas också påverka sjögräset. De klimatförändringar som förväntas ha störst betydelse för sjögräsets utbredning och tillväxt är global uppvärmning, höjning av havsnivån, ökad halt koldioxid i atmosfären (och havet) samt ökad styrka och frekvens på stormar (Duarte 2002, Orth m.fl. 2006). Konsekvensen av dessa förändringar kan vara svåra att förutse, speciellt då de sker i kombination med annan mänsklig påverkan som övergödning, överfiske och exploatering av kustzonen (Carr m.fl. 2012). Dessutom kan klimatförändringar i dagsläget vara svåra att särskilja från naturliga förändringar som sker i dynamiska kustekosystem.

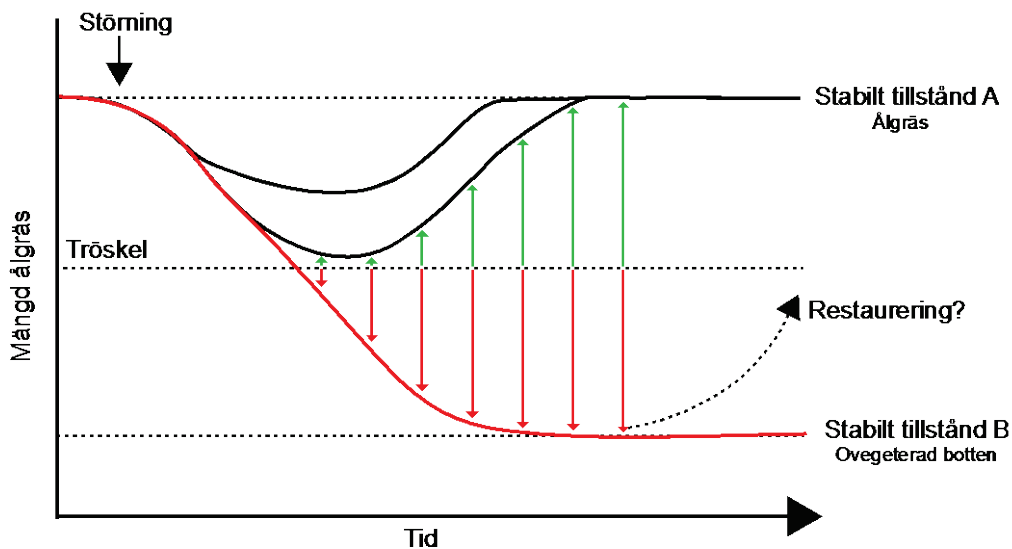
Effekten av en ökad koldioxidhalt i atmosfären kan ha positiva effekter för sjögräsets fotosyntes, men de negativa effekterna av klimatförändringar förväntas överskugga de positiva. Havsnivåns höjning tillsammans med en ökad frekvens av stormar förväntas påskynda kusterosionen vilket kan leda till sämre vattenkvalitet i framtiden (Orth m.fl. 2006). En ökad stormfrekvens kan även leda till ökade förluster i samband med att plantor och hela ängar spolats bort, vilket även kan försvåra restaureringsarbete, då planterade sjögrässkott är

känsligare innan de rotat sig ordentligt i sedimentet. Även om höjningen av havsnivån kan komma att skapa nya ytor för sjögräsets tillväxt kommer troligen inte den totala ytan som är bevuxen av sjögräs öka eftersom vattenkvaliteten förväntas bli sämre, vilket kan göra att utbredningen endast förskjuts uppåt (Duarte 2002). På många platser längs kusten förhindras också utbredningen mot land vid havsnivåhöjning av mänskliga konstruktioner (t.ex. vågbrytare och hamnar) som förändrat bottenbeskaffenhet. Den förutspådda ökningen i medeltemperaturen förväntas också kunna slå ut sjögräsbestånd i områden där temperaturer under sommaren är nära gränsen för vad arten klarar av, som exempelvis vid den södra utbredningsgränsen för ålgräs längs den amerikanska östkusten (Carr m.fl. 2012). Uppvärmningen av jordens atmosfär kan också leda till storskaliga förändringar av vattenströmmar och cirkulationsmönster, vilket kan leda till förändringar i utbredningen av olika sjögräsarter. Nederbörd och avrinning från land förväntas också öka i vissa områden, vilket kan leda till förändringar i salthaltregimen längs delar av kusten. Exempelvis så förväntas salthaltgradienterna i Östersjön att förskjutas söderut, vilket skulle få mycket stora effekter på ålgräsets nordliga utbredning i Östersjön.

3.4.8. Ekosystemskiften

Förluster av sjögräs påverkar inte bara de organismer som uppehåller sig där utan kan också leda till förändringar i den fysiska miljön hos en lokal. Störningar är som tidigare nämnts en naturlig del av den dynamik som många ekosystem uppvisar, och ekosystemets resiliens gentemot dessa störningar leder ofta till att de med tiden återgår till det tillstånd de befann sig i innan störningen. Om skadan eller störningen däremot är större, eller långvarig kan det hända att ekosystemet når en tröskelnivå där de mekanismer som tidigare styr systemet mot en återhämtning förändras eller byts ut så att de nya mekanismerna istället styr systemet mot en snabbare förändring till ett nytt och ofta oönskat miljötillstånd. Sådana snabba förändringar av ekosystem från ett stabilt tillstånd till ett annat brukar kallas *regimskiften* eller *ekosystemskiften* då de nya ekologiska mekanismerna håller kvar ekosystemet i det nya tillståndet, även om den störning som orsakade skiftet har minskat eller försvunnit (Scheffer och Carpenter 2003; figur 3.7).

För ålgräsekosystem utgör ålgräsets stabiliserande effekt av botten och positiva effekt på vattenkvaliteten (se avsnitt 3.2.2.) en viktig självgenererande mekanism som förbättrar tillväxtförhållandena för ålgräset och hjälper systemet att återhämta sig efter en störning. Om störningen däremot är så kraftig att ålgräsets stabiliserande effekt på botten minskar, kan ökad resuspension av botten-sediment leda till försämrade ljusmiljö och tillväxtförhållanden för ålgräset så att dess biomassa och utbredning minskar och resuspension ökar i en nedåtgående spiral tills ålgräsängen kollapsar (Duffy m.fl. 2014). När ängen är borta kan andra mekanismer förstärka det nya tillståndet. Förlorade sjögrässystem ersätts ofta av växtplankton och fintrådiga algmattor som kan tillväxa och dominera i ljusfattiga miljöer (Duarte 1995, Valiela m.fl. 1997), vilket ytterligare försämrar miljöförhållandena och sjögräset möjligheter att återhämta sig naturligt. Det kan därför vara mycket svårt för en ålgräsäng att återetablera sig i ett område efter att förlusten har skett (Troell m.fl. 2005).



Figur 3.7. Regimskiften. Figuren visar vad som händer med ett ålgräsekosystem när det utsätts för en störning och övergår från ett stabilt tillstånd till ett annat, i detta fall illustrerat av en mjukbotten med eller utan ålgräs. Vid tillstånd A finns en stor och relativt stabil ålgräsäng. Vid mindre störningar kan ålgräsängen vanligtvis återgå till det ursprungliga tillståndet. Återhämtningen underlättas av självgenererande mekanismer ('*positive feed-back mechanisms*' på engelska) som blir starkare ju större ängen är och gynnar tillväxten (i figuren illustrerad av gröna pilar). För ålgräs skulle en sådan mekanism kunna vara ängens positiva effekt på vattenkvaliteten genom att stabilisera botten och "filtrera" vattnet. Om störningen är stor (eller långvarig) kan den leda till att ekosystemet når en tröskelnivå (horisontell streckad linje). Vid denna mängd ålgräs ersätts mekanismerna som underlättar tillväxten av självgenererande mekanismer som missgynnar ålgräset, vilka blir starkare ju mindre ängen är (röda pilar) och orsakar en kollaps av ålgräsängen då ett nytt stabilt tillstånd B infinner sig utan vegetation. Dessa mekanismer skulle kunna vara ökad resuspension av sediment och försämrade vattenkvalitet, samt ökad förekomst av drivande algmattor på botten som skuggar ålgräset.

Denna typ av ekosystemskifte anses ha skett både i Holländska Waddenhavet (van Katwijk m.fl. 2000, van der Heide m.fl. 2007) och i estuariet Greifwalder i Tyskland (Munkes 2005) där enorma ålgräsområden försvunnit. Trots att när-saltbelastningen minskat i områdena har inte ljusstillgången förbättrats och ålgräset har inte återvänt trots restaureringsförsök. Kraftig resuspension av sediment och tillväxt av algmattor som återanvänder näringsämnen som ackumulerats i sedimentet anses vara orsakerna till utebliven återhämtning (Duffy m.fl. 2014). Samma mekanismer kan vara förklaringen till den försämrade vattenkvaliteten och utebliven återhämtning av ålgräs i vissa områden i Bohuslän.

Lokala regimskiften i Bohuslän

Sedan 1990-talet har tillförseln och halterna av kväve till Västerhavet minskat. Detta har lett till att halterna av växtplankton minskat och siktdjupet ökat i många områden så att flertalet miljövariabler som indikerar övergödning idag visar god eller hög status i kustvattnen (Anno. 2016, Moksnes m.fl. 2015). Trots detta hittas få positiva förändringar i grunda kustområden i Bohuslän där förekomsten av drivande algmattor fortfarande är hög och ingen generell återhämtning av ålgräs kan skönjas (Havs- och vattenmyndigheten 2012, Anno. 2016). Detta gäller framför allt i områden i Kungälv kommun där de största förlusterna av ålgräs skett och även fortsätter än idag (se avsnitt 3.3.3).

Studier i detta område visar att ålgräs inte längre kan överleva på de djup där stora ålgräsängar hittades på 1980-talet, i huvudsak till följd av försämrad vattenkvalitet, som sannolikt är ett resultat av ökad resuspension av sediment när ålgräsängen inte längre stabiliserar botten (se avsnitt 3.2.2). Här täcks idag botten av drivande fleråriga algmattor, vilket ytterligare försvårar både naturlig återhämtning och restaurering. Trots fyra år av försök med att plantera skott och frön i dessa områden har mycket få ålgräsplanteringar överlevt (se avsnitt 4. och tabell 4.1. och 4.2. i Moksnes m.fl. 2016). I områden som förlorat stora ålgräsängar kan därför mycket kostsamma, storskaliga åtgärder krävas som förändrar miljöförhållandena i området innan en naturlig återhämtning eller restaurering av ålgräs är möjlig (se bilaga 2 till Moksnes m.fl. 2016 för mer information).

Det går alltså inte att räkna med att det alltid går att restaurera en ålgräsäng som förlorats. Det är därför mycket angeläget för förvaltare av kustmiljöer att upptäcka och åtgärda mänskliga störningar långt innan förlust av ålgräs sker. Det är också viktigt att skydda återstående ålgräshabitat, framför allt i dessa områden, och endast som en sista åtgärd tillåta kompensationsrestaurering som en lösning vid exploatering.

4. Ekonomisk värdering av ålgrässets ekosystemtjänster i Sverige

4.1. Inledning

I den av FN initierade forskningsrapporten *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA 2005) identifierade och kategoriserade åtskilliga nyttor som naturen tillhandahåller samhället. Fokuseringen på dessa nyttor, också kallade ekosystemtjänster, har underlättat att belysa hur viktig naturens tjänster är för människors välmående. Klassificeringen av ekosystemtjänster, som i MEA-rapporten främst baserades på ekologers bedömningar, har sedan följts av påbyggande arbete av nationalekonomer för att möjliggöra att fastställa värdet av tjänsterna (TEEB 2010, TEEB 2012). Användandet av ekosystemtjänstkonceptet, inkluderat de monetära värden som är förknippade med dessa nyttor (se faktaruta 4.1.), har tilldragit sig ökad uppmärksamhet de senaste åren, både i Europa och i Sverige (TEEB 2012, SOU, 2013:68). Konceptet med ekosystemtjänster bidrar med en stark teoretisk bas för ekonomisk värdering av naturens nyttor, och bidrar således med användbar information vid policybeslut. Ett angreppssätt och ramverk för att värdera dessa nyttor och som ökat i popularitet den senaste tiden är det så kallade ”*Ecosystem Service Valuation (ESV) framework*”, vilket också medfört att ett ökande antal rapporter och artiklar publicerats på ämnet som kan stödja beslutsfattare i frågor som rör miljöresurser (se nedan).

Detta kapitel fokuserar på värdering av de ekosystemtjänster samt slutliga ekonomiska varor som sjögräs genererar, vilka på senare tid har fått ökad uppmärksamhet, både globalt (Short m.fl. 2000, Barbier m.fl. 2011) och inom Sverige (Rönnbäck m.fl. 1998, Stål m.fl. 2008, Tanner 2014). Nedan ger vi först en bakgrund till värdering av ekosystemtjänster och diskuterar olika metoder och utmaningar med denna typ av värdering. Vi presenterar sedan ett försök att skatta en del av det ekonomiska värde som en ålgräsäng genererar på Sveriges västkust baserat på tre av ålgrässets många olika ekosystemtjänster. Dessa resultat är till största delen baserade på en flervetenskaplig värderingsstudie (Cole och Moksnes 2016), men kompletteras också här med nya beräkningar. För att understryka osäkerheten med denna typ av värdering så presenteras resultat från både låga och höga skattningar av ekosystemtjänsternas värden. Vi avslutar med en diskussion om begränsningar med denna studie samt diskuterar andra metoder och hur nya studier kunde öka kunskapen om ekosystemtjänsters värde. Definitioner av miljöekonomiska termer som används i texten hittas i faktaruta 4.1.

Faktaruta 4.1. Miljöekonomiska termer

Nedan följer en lista med termer som används i kapitel 3 som bl.a. bygger på terminologin som används i UK NEA (Bateman m.fl. 2013).

Monetära värden är värden som rör pengar.

Instrumentella värden mäter bidraget från vissa objekt (t.ex. naturen) till mänskligt välbefinnande och är baserade på ett världsperspektiv där människan sätts i centrum. Dessa värden är baserade på vad en individ är villig att ge upp för att erhålla något annat av värde och används inom välfärdsekonomi.

Inneboende värden innebär att naturen kan ha ett värde i sig, oavsett sitt bidrag till mänsklig välfärd (ett s.k. biocentriskt perspektivet på världen).

Direkta användarvärden fångar upp (instrumentella) värden av en vara eller tjänst som ger direkta fördelar till en individ (t.ex. att ha möjlighet till att fiska).

Indirekta användarvärden fångar upp (instrumentella) värden av en vara eller tjänst som ger indirekta fördelar till en individ (t.ex. koldioxidupptag som leder till minskade klimatförändringar).

Icke-användarvärden fångar upp (instrumentella) värden av en vara eller tjänst som en individ aldrig har använt och inte heller planerar att använda i framtiden, men som likväl levererar fördelar till individen (t.ex. existens- eller arvsvärden som ofta förknippas med en nationalpark långt ifrån där en individ bor).

Monetär värdering mäter instrumentella värden baserat på monetära avvägningar (exempelvis hur mycket pengar en individ är villig att betala för att erhålla en värdefull miljöförbättring).

Icke-monetär värdering mäter instrumentella värden som baseras på andra avvägningar, exempelvis hur mycket en individ är villig att ge upp av en hektar värdefull livsmiljö för att erhålla en hektar återställt livsmiljö på en annan plats.

Marginella förändringar i t.ex. ekosystemtjänster representerar små, stegvisa förändringar. Vid värdering av ekosystemtjänster måste förändringar i leverans av ekologiska produkter skattas, vilket utgörs av små marginella förändringar snarare än stora förändringar (som t.ex. värdet "med och utan" ekosystemtjänsten).

Ekosystemfunktion är en funktion som exempelvis en livsmiljö upprätthåller i ett ekosystem (t.ex. uppväxthabitat för fisk, upptag av näringsämnen) som lägger grunden för en ekosystemtjänst.

Ekosystemtjänst är resultat av en ekosystemfunktion eller process som kan leda till nytta för samhället.

Ekologisk slutpunkt (ekologisk slutprodukt) utgör länken mellan en ekologiska modell som mäter ändringar i miljön med en ekonomisk modell som värderar hur den förändringen påverkar välfärden. Exempelvis kan kg producerad fisk för en yrkefiskare och ton koldioxid som ta upp värderas av en ekonomisk modell.

Ekonomisk vara (ekonomisk slutprodukt) är en produkt eller tjänst från ekosystemet som genererar nytta till samhället som kan värderas i monetära termer (t.ex. kommersiell fisk, förbättrat badupplevelse, minskad ekonomiska skador från klimatförändring).

Intermediär ekosystemtjänst eller vara är en mellanprodukt från ekosystemfunktionen (t.ex. produktion av juvenil fisk, minskad produktion av växtplankton). För att undvika dubbelräkning undviker ekonomiska modeller att värdera sådana tjänster och fokuserar istället på de slutliga ekonomiska varorna.

Diskontering är när man beräknar nuvärdet på en tjänst eller vara som inte kommer att tillfalla samhället förrän i framtiden, då man ofta tar hänsyn till att samhället värderar dessa framtida värden lägre än om resursen hade fåtts idag. Diskonteringsränta är det räntevärdet som används för att räkna ned det framtida värdet.

Nuvärde är dagens värde av en vara eller tjänst som redan har levererats eller ska levereras i framtiden där hänsyn tas till den tidsperiod som gått eller kommer, och diskonteringsränta används för att beräkna värdet.

Annuellet värde är nuvärdet av en vara eller tjänst per årsbasis för en vald period. Detta mått inkluderar diskontering och värdesätter varor och tjänster som levereras eller förorsas närmare i nutiden högre än varor och tjänster som påträffas längre fram i tiden.

Nominellt värde är det totala värdet av t.ex. en vara eller tjänst (t.ex. en ekosystemtjänst) vid en viss tidpunkt, t.ex. vid tidpunkten när varan levereras, som inte tar hänsyn till förändringar i värde över tid, och inte inkluderar diskontering.

4.2. Bakgrund till värdering av ekosystemtjänster

4.2.1. Varför ska man värdera ekosystemtjänster?

Ekonomisk värdering av naturens ekosystemtjänster kan fylla flera viktiga funktioner som ökar medvetandet hos allmänheten om naturens värde samt underlättar för beslutsfattare att göra rätt avvägningar i miljöärenden. För det första så kan en värdering bidra till att öka medvetenheten hos allmänhet och beslutsfattare för hur samhället är beroende av naturen genom att tydligt koppla ekologiska funktioner till ekonomiska varor och tjänster som bidrar till samhällets ekonomiska välfärd. Värdering kan också bidra till att motivera och förbättra användandet av ekologisk kompensation som ett verktyg för att uppnå ”ingen försämring av miljön” (*no-net-loss*). Information kring resursvärdering är också avgörande för implementering av principen om att förorenaren betalar (se avsnitt 2.2.1), vilket ligger till grund för flertalet av EU:s miljöpolicy. Vidare är en värdering av ekosystemtjänster en förutsättning för det så kallade ”*Payments for Ecosystem Services (PES) system*”, vilket kan beskrivas som ett policyinstrument som förlitar sig på marknader för att förbättra utbudet av ekosystemtjänster (Cole m.fl. 2012), exempelvis där reningsverk betalar musselodlare för att reducera näringsämnen i vattnet. Viktigast av allt, information om t.ex. ålgräsets ekonomiska värde kan användas för att förbättra samhällets användning av begränsade resurser vid t.ex. miljöåtgärder. Exempelvis så kan en värdering ge stöd för att etablera marina skyddsområden när värdet av nyttorna av sådana åtgärder är större än kostnaderna.

Det finns också risker med att värdera nyttorna från ekosystemtjänster i pengar. För det första kan oftast endast ett mindre antal av en miljöns ekosystemtjänster värderas ekonomiskt, vilket leder till en underskattning av värdet eller till att viktiga värden som inte kan värderas ekonomiskt, t.ex. icke-användarvärden (se faktaruta 4.1.) utelämnas från beslutsprocessen. Om en ekonomisk skattning som utelämnat flera viktiga värden sedan används till avvägningar vid miljöärenden eller för att skatta omfattningen av en kompensation kan det leda till felaktiga beslut (som t.ex. undermålig kompensation). Användandet av endast ett monetärt mått kan också antyda en falsk precision, vilket kan leda till underskattningar av osäkerheter och därmed leda till att beslutsfattare feltolkar nyanser och begränsningar av dessa, ofta ganska grova skattningar. Vidare så innebär det nuvarande kunskapsläget att vi måste förenkla komplexa ekologiska system till enskilda ekonomiska varor och tjänster som vi kan värdera. Om värderingen misslyckas med att fånga den inneboende komplexiteten i ekosystemen, som exempelvis plötsliga förändringar i leveransen av ekosystemfunktioner via tröskeleffekter och ekosystemskiften (se avsnitt 3.4.8) så kan värderingen vara missledande. Trots detta så innebär de ofrånkomliga avvägningar mellan olika mål som beslutsfattare ställs inför att en värdering av ekosystemtjänster, antingen *uttryckligen* genom monetära mått, eller *indirekt* genom lagar eller kulturella normer (underförstådda regler och förväntningar), kommer att utgöra ett viktigt underlag för beslut som gäller miljöfrågor.

4.2.2. Metoder för att värdera ekosystemtjänster

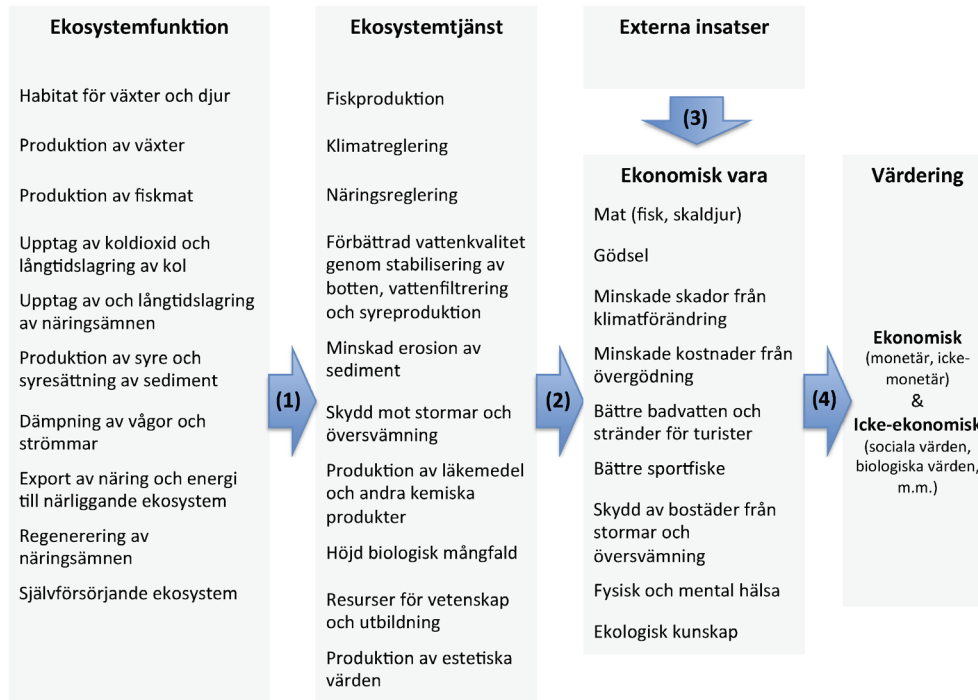
Även om det inom nationalekonomin finns många olika typer av värden (US EPA, 2009; UK NEA, 2011) så fokuserar detta kapitel främst på ekonomiska miljövärden som mäter bidraget från vissa objekt (t.ex. naturen) till mänskligt välbefinnande

(s.k. antropocentriska värden). Dessa värden är baserade på vad en individ är villig att ge upp för att erhålla något annat av värde och är den föredragna metoden inom välfärdsekonomi. Det finns två angreppssätt för att mäta dessa ekonomiska avvägningar: *monetär värdering* som exempelvis kan baseras på hur mycket pengar en individ är villig att betala för att erhålla en värdefull miljöförbättring, medan *icke-monetär värdering* kan baseras på exempelvis hur mycket en individ är villig att ge upp av en resurs för att erhålla samma resurs på en annan plats (se faktaruta 4.1.). Ekonomiska värden från naturen kan fånga *användarvärden* direkt (t.ex. att ha möjlighet till att fiska) eller indirekt (koldioxidupptag som leder till minskade klimatförändringar) eller *icke-användarvärden* (t.ex. existens- eller arvsvärden). Detta ramverk kallas ofta *Totalt ekonomiskt värde* (TEV; Freeman 2014).

Vid värdering av ekosystemtjänster värderas normalt marginella förändringar av en resurs tillhandahållande (dvs relativt små stegvisa förändringar; se faktaruta 4.1.) snarare än det totala värdet av att ”ha en resurs eller att inte ha en resurs inom ett stort geografisk område”. Detta eftersom stora förändringar kan påverka priset och värderingsmetoden, vilket gör det svårare att skatta värdet på ett korrekt sätt. Istället står beslutsfattare ofta inför beslut om de ska tillåta partiell påverkan på t.ex. ålgräs (från exempelvis exploatering av en mindre äng inom ett större kustområde). Även om en marginell analys kan vara utmanande då det kräver information om nuvarande och framtida referenstillstånd av en resurs, hur en specifik aktivitet eller beslut kan påverka detta över tid samt hur rumsliga variabler påverkar värdet, så ger denna typ av analys den mest trovärdiga skattningen av värdet (Turner m.fl. 2003).

Vissa ekosystemtjänster leder till ekonomiska varor som säljs på en marknad (t.ex. fisk) där priset ger en skattning av det ekonomiska värdet. I andra fall så krävs metoder som inte baseras marknadsvärdering. Beslutsfattare är främst intresserade av värde snarare än pris, eftersom det senare endast fångar en del av det underliggande värdet som realiserar på en marknad (Fischer m.fl. 2011). Exempelvis så kan priset på dricksvatten vara lågt, men det är trots detta mycket värdefullt. Faktorer som kan påverka värde är t.ex. knapphet, utbytbarhet av varan, konsumtionens tidpunkt, geografiskt läge, m.m. Det första steget för att värdera ekosystemtjänster är att utveckla ett konceptuellt ramverk som ger en struktur för kartläggning, modellering, kvantifiering och ekonomisk värdering av naturens nyttor i monetära termer. I figur 4.1 visas en struktur som använts för att värdera ålgräsets ekosystemtjänster i Sverige, vilket följer de senaste rekommendationerna i värderingslitteraturen (se t.ex. Keeler m.fl. 2012). Denna typ av ramverk för värdering (*Ecosystem Services Valuation, ESV, framework* på engelska) består av tre steg:

1. Identifiera biologiska och fysiska förändringar i ekosystemets funktioner som förväntas ske vid t.ex. en förändring av en livmiljös utbredning.
2. Identifiera hur dessa förändringar påverkar flödet av ekosystemtjänster (se pil 1 i figur 4.1) samt flödet av den slutliga ekonomiska varan (pil 2).
3. Beräkna värdet av dessa förändringar (pil 4), där hänsyn tas om andra mänskliga insatser (s.k. externa insatser och varor) har behövts för producera den slutliga ekonomiska varan (pil 3).



Figur 4.1. Ramverk för värdering av ekosystemtjänster. En värdering av ekonomiska fördelar som levereras av ett habitat startar med att identifiera vilka *ekosystemfunktioner* som habitatet genererar (exv. uppväxthabitat för fisk och dämpning av vågenergi) samt hur dessa funktioner påverkas av en *marginell förändring* av habitatet (kvantitet och/eller kvalitet). I nästa steg identifieras kopplingen mellan dessa funktioner och specifika *ekosystemtjänster* som gör nytta för samhället (exv. produktion av torsk respektive minskad stranderosion), samt hur en förändring av ekosystemfunktionerna påverkar flödet av dessa ekosystemtjänster (pil 1). För att kunna värdera dessa ekosystemtjänster identifierar vi *ekologiska slutprodukter, eller "ecological endpoints"* (exv. antal fiskbara torskar) samt *slutliga ekonomiska varor* (exv. antal kg filead torsk) (pil 2). För vissa ekonomiska varor behövs insatser utifrån (exv. fiskebåt, fiskare, m.m.) för att få fram den *ekonomiska varan* (pil 3). Slutligen kan den ekonomiska varan värderas med lämpliga värderingsmetoder (exv. marknadsbaserade, betalningsvillighetsmetoder, eller icke-monetära metoder; pil 4).

För att beräkna värdet av den slutliga ekonomiska varan måste en lämplig ekonomisk värderingsmetod väljas ut. Värderingslitteraturen presenterar ett antal metoder och tillämpningar som beskrivs kortfattat i faktaruta 4.2. Dessa metoder har olika för- och nackdelar, och olika metoder behöver ofta användas för olika typer av tjänster.

Trots höga krav på både ekologisk och ekonomisk data har ESV-metoden ökat i popularitet de senaste åren eftersom den ger en klar koppling mellan olika ekosystemfunktioner och deras ekologiska och ekonomiska slutprodukter (se faktaruta 4.1.). Detta minskar risken för att värdera samma slutprodukt mer än en gång (s.k. dubbelräkning; se faktaruta 4.3.) och ger beslutsfattare en nyanserad bild av de variabler som kan påverka det ekonomiska värdet (SAB 2009, Mace and Bateman 2011, Guerry m.fl. 2015, Olander m.fl. 2015). Nackdelen med ESV-metoden idag är att bristen på relevant data (både ekologisk och ekonomisk) ofta medför att endast ett begränsat antal ekosystemtjänster kan inkluderas i analysen, vilket ger en underskattning av det totala ekonomiska värdet. Denna nackdel förväntas dock minska i och med att mer och bättre data blir tillgänglig.

Faktaruta 4.2. Ekonomiska metoder för att värdera ekosystemtjänster

Nedan presenteras kort några vanliga metoder för att värdera ekosystemtjänster samt exempel på studier där metoderna använts. De engelska namnen på metoderna anges med fet kursiv text.

Scenariovärderingsmetoder (*Stated Preference*). Eftersom ekosystemtjänster inte säljs direkt på en marknad så kan vi inte värdera dem genom att observera individers betalningsvilja för dem. En metod som används för att komma runt detta är att be individer beakta en hypotetisk förändring av en resurs och sedan fråga hur mycket de skulle vara beredda att betala för den förändringen (s.k. enkät om betalningsvilja).

Som exempel så skattade Söderqvist och Scharin (2000) svenska medborgares betalningsvilja för en ökning av siktdjupet från 1 m till 2 m i Stockholms skärgård.

Faktiskt marknadsbeteende (*Revealed Preference*). Vissa ekosystemtjänster genererar värden som kan uttyddas genom att observera konsumenters beteende på relevanta marknader.

Som ett exempel så undersökte Sandström (1998) svenska strandbesökarens reseutgifter och fann bevis på att dessa hade en högre betalningsvilja för att besöka stränder med bättre siktdjup.

Marknadsbaserade metoder. Vissa marknader säljer varor eller tjänster som beror på ekosystemtjänster (t.ex. fisk, timmer, råvaror) vilket möjliggör att vi kan skatta värdet med hjälp av priset.

Som exempel så skattade Blandon och Zu Ermgassen (2014) värdet av sjögräsängars bidrag till fiskproduktion för den kommersiella fiskindustrin i termer av uppväxtmiljöer, skydd och mat.

Ersättningskostnadsmetoder (*Replacement cost approaches*). Ett alternativt sätt att direkt värdera miljöförändringar är att använda kostnader för att motverka försämringar som ett mått för värdet, vilket inte är en optimal metod ur ett välfärdsekonomiskt synsätt. Med denna metod skattas värdet av ekosystemtjänster genom att använda kostnaderna som ådragits för att undvika skador eller för att ersätta tjänsterna med olika substitut. Ett grundantagande för metoden är att ekosystemtjänsterna bör vara värda minst så mycket som individer betalat för att ersätta dem eller för att undvika skador som uppkommer om de skulle gå förlorade.

Notte m.fl. (2012) undersökte kostnaderna av kväveminskande åtgärder för att värdera förbättringar i vattenkvalitet (se en mer detaljerad diskussion på detta i Cole och Moksnes 2016).

Sociala kostnader för koldioxidutsläpp (*Social Cost of Carbon; SCC*). Detta angreppssätt värderar ekonomiska skador som uppstår till följd av klimatförändringar i monetära termer, och kan användas för att skatta ekosystemfunktionen kolupptag. De ekonomiska beräkningarna för SCC, som tagits fram genom speciella modeller (*Integrated Assessment Models*), baseras på hur koldioxidutsläpp kan påverka klimatet och orsaka skador på välfärden (genom t.ex. ökade risker för torka, översvämningar, höjda havsnivåer, m.m.). Till skillnad från ersättningskostnadsmetoden är denna metod alltså baserad på samhällets förlorade värden.

Se exempelvis Tol (2008) och Johnson and Hope (2012).

Värdeöverföring (*Benefits transfer*). Metoden innebär att redan framtagna värden från primärstudier (härledda för en specifik studieplats med hjälp av någon av metoderna som nämnts ovan) överförs till den plats man är intresserad av. Platserna bör ha liknande karakteristika, men värdena kan justeras för mindre skillnader.

Mer information om värderingar och samhällsekonomiska analyser finns på Naturvårdsverkets hemsida

<http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Miljoekonomi/Samhallsekonomiska-analyser/>

Faktaruta 4.3. Problem med dubbelräkning vid värdering av ekosystemtjänster

Eftersom ekosystem består av komplexa, interaktiva processer som kan påverka samma ekosystemtjänst eller ekonomisk vara, finns en risk för att samma ekonomiska slutprodukt värderas mer än en gång, s.k. dubbelräkning, vilket ger en överskattning av värden (Turner m.fl., 2010). Nedan följer några exempel på situationer när dubbelräkning kan vara ett problem som är relevanta för värdering av ekonomiska varor från ålgräsängar.

1. Värdering av både intermediära och slutgiltiga varor. Om en ekosystemfunktion värderas både för en intermediär ekosystemvara (exv. minskad halt näringsämne i vattnet) och sedan igen när den slutgiltiga ekonomiska varan värderas (exv. rekreativvärde) sker en dubbelräkning. Ett exempel från samhället skulle vara att värdera gummi och stål separat i BNP-beräkningar (intermediära varor) och sedan igen när bilproduktionen värderas (slutgiltig vara).

2. Värdering av ekosystemtjänster som ger olika ekonomiska varor.

När en och samma ekosystemtjänst bidrar till flera ekonomiska varor som värderas separat och sedan adderas finns risk för dubbelräkning om värderingsmetoderna överlappar. Detta skapar en utmaning för att identifiera och kombinera lämpliga värderingsmetoder för att kunna värdera exempelvis näringsreglering på ett korrekt sätt (Farber m.fl. 2006) eftersom näringsupptag kan ge olika ekonomiska varor för rekreation (klarare badvatten, renare stränder, förbättrat fritidsfiske) och mat (ökad fiskproduktion).

3. Överföring av värderingar från andra studier.

När en s.k. *värdeöverföring* används som metod för att värdera en resurs (dvs. när värdering utförda vid en annan plats används vid en ny lokal; se faktaruta 4.2.) finns risk för dubbelräkning (eller även underskattning) om värderingssituationen skiljer sig mellan studierna. Detta är speciellt en risk för ekosystemtjänster som genererar mer än en ekonomisk vara (se ovan). Till exempel, om en värderingstudie av näringsupptag baserad på betalningsvilja för klarare vatten och mindre algmattor på stränderna (och således förbättrade badmöjligheter) används vid en annan plats finns för att värdera t.ex. ålgräset stabiliserande effekt av sedimentet (vilket också ger klarare vatten) finns risk för övervärdering.

4.2.3. Värdering av effekter som uppstår över tid

Ovan nämnda värderingsmetoder skattar värdet av en ekosystemtjänst i samband med en förändring i en ekologisk slutprodukt (ett s.k. *nominellt värde*; se faktaruta 4.1.). En viktig del av den värderingsprocessen är att skatta hur *tiden* påverkar hur samhället upplever värdet, dvs. *hur värderar vi idag en förändring som påverkar t.ex. en ekosystemtjänst idag och 20 år fram i tiden?* Alternativt, *hur värderar vi idag en förändring som har skett för 20 år sedan?* Sådana frågor är relevanta för att t.ex. bestämma hur mycket pengar som bör investeras *idag* för att kunna undvika (eller uppnå) ett utfall som kommer att ske långt i framtiden. För att kunna ta hänsyn till hur värden påverkas av *när* en effekt infaller använder ekonomer antagande om hur samhället värderar denna tidsaspekt. En **diskonteringränta** inkluderar denna tidsaspekt vid beräkning av ett s.k. *nuvärde* som standardiserar framtida och förflutna effekter till dagens värde (se faktaruta 4.1.). Utgångspunkten med en (positiv) diskonteringsränta på t.ex. 4 % är att individer (och i förlängningen, samhället) är otåliga och värderar en vara eller (ekosystem) tjänst högre om den fås idag än i framtiden. Detta innebär att en framtida händelse justeras till vad den är värd idag, så att värden som uppstår vid olika perioder kan jämföras på ett korrekt sätt. I praktiken innebär detta att ett framtida värde minskas med en årlig procentsats i jämförelse med dagens värde (se avsnitt 9.4 och 9.5 för mer information).

Även om användning av en diskonteringsränta är normalt i ekonomiska värderingsanalyser är det viktigt att också poängtera några begränsningar:

4. Valet av diskonteringsränta är subjektivt och varierar i litteraturen (normalt 1–5 %; Mangi m.fl. 2010), vilket bidrar till osäkerhet i värderingar.
5. Valet av diskonteringsränta kan ha stor påverkan på resultatet. Exempelvis minskar 4 % diskonteringsränta värdet på en ekosystemtjänst med 55 % över en 50-årsperiod i jämförelse med om ingen diskontering använts.
6. En positiv diskonteringsränta värderar en effekt på framtida generation lägre än om samma effekt skulle infalla på dagens generation. Detta har kritiserats som oförenligt med en hållbar utveckling (Mangi m.fl. 2010) medan andra argumenterar att en framtidsgeneration kan hantera sådana förändringar bättre delvis eftersom de kommer att vara rikare än vi är idag. (Dasgupta 2008).

I Sverige har bl.a. Naturvårdsverket (2003) och SIKKA (2009) föreslagit att en diskonteringsränta på 4 % ska användas i värderingsstudier.

Utöver valet av diskonteringsränta måste ekonomer ta ställning till **tidshorizonten** för analysen, dvs. över hur lång tidsperiod effekterna av en ekosystemförändring på ett trovärdigt sätt kan bedömas? Precis som för diskonteringsränta är detta ett subjektivt val som ofta begränsas av osäkerheter förknippade med att göra ekologiska och ekonomiska antaganden för tillfällen långt fram i tiden. I ekonomiska analyser är det vanligt att en 20-års period används. Det är dock vanligt att längre tidsperioder används för skattningen av kolupptag (50–100 år) eftersom dess effekter och fördelar för samhället anses långlivade (Cole & Moksnes 2016).

Nedan har ESV-metoden använts för att skatta det ekonomiska värdet av tre ekosystemtjänster som ålgräsängar i Bohuslän ger samhället. Då det finns osäkerheter både vad det gäller storleken på de ekologiska slutprodukterna, samt på de priser och kostnader som ligger till grund för värderingen presenteras både konservativa, låga skattningar av ekosystemtjänsternas värden (baserade på en ny tvärvetenskaplig studie; Cole & Moksnes 2016) samt högre värden baserade på alternativa värderingsmetoder och antaganden. Ekosystemtjänsterna har skattats över två olika tidsperioder (20 och 50 år) med en diskonteringsränta på 4 %.

4.3. Ekonomisk värdering av ålgräsekosystem i Bohuslän

4.3.1. Metoder

I studien av Cole och Moksnes användes publicerad ekologisk och ekonomisk data för att beräkna det sammanlagda ekonomiska värdet av tre av ålgrässets ekosystemtjänster för en genomsnittlig hektar ålgräs längs den svenska kusten i Bohuslän. Studien använde ett värderingsscenario där det antogs att en hektar av en ålgräsäng med alla ekosystemfunktioner fullt utvecklade förloras permanent och ersätts av en obevuxen mjukbotten. Detta scenario värderar ålgräsängen nyttor som en förlust utifrån skillnaden i ekosystemfunktioner mellan dessa två habitat. I scenariot ses förlusten av ålgräs som en *marginell föränd-*

ring från ett kustområde med många ålgräsängar. För att skatta hur mycket denna hektar av ålgräs bidrar med till samhällets välfärd och är värd i ekonomiska termer kvantifierades först den förväntade biologiska och fysiska förändringen (s.k. ekologisk slutprodukt) som sker när en hektar ålgräs förloras genom att jämföra en ålgräsäng med en obevuxen mjukbotten i Västerhavet. Därefter identifieras hur dessa förändringar påverkar samhällets ekonomiska välfärd via ekonomiska värderingsmetoder (figur 4.1., faktaruta 4.1.). Värderingen baserades på tre av ålgräset ekosystemfunktioner där tillgängligt underlaget tillät en beräkning: (1) habitat för fiskar, (2) och (3) upptag och lagring av båda kol och kväve. Det är viktigt att poängtera att ålgräsängar bidrar med många fler ekosystemfunktioner och tjänster (se avsnitt 3.2 och figur 4.1) och att studien därför endast värderade en delmängd av dessa (se 4.3.3 för diskussion).

Värdering av fiskproduktion

Ålgräset funktion som fiskhabitat ger upphov till en ökad produktion av fisk som kan påverka flera olika ekosystemtjänster. Bland annat kan den ge ökad fångst av kommersiella fiskarter och mer attraktivt sportfiske, men den kan också leda till ökad biodiversitet av fisk och kanske mer attraktive snorkling och dykning, bättre förutsättningar för utbildning och möjligen höjda estetiska värden. En svensk studie har nyligen visat att fritidsfiske kan generera ett högre ekonomisk värde än det kommersiella fisket för kustnära fiskarter (Paulrud 2006). På grund av begränsningar i tillgängligt ekologiskt och ekonomiskt underlag kunde dock endast produktionen av fisk värderas som ökad fångst i det kommersiella fisket i studien av Cole & Moksnes (2016), vilket med stor sannolikhet ger ett underskattat värde. För att inkludera en högre skattning presenteras också en alternativ metod där kostnaden för yngelkompensation används för att beräkna värdet av ökad produktion av fisk i ålgräsängar. Det är oklart hur värdet baserat på denna metod förhåller sig till ett värde baserat på fritidsfiske.

Produktion av kommersiell fisk

Studier i Bohuslän har visat att ålgräsängar utgör ett viktigt habitat för över 40 olika arter av fisk (se avsnitt 3.2.1). På grund av avsaknad av en ekonomisk marknad, och brister på biologiskt och ekonomiskt underlag för att beräkna produktionsökningen och det kommersiella värdet, kunde dock endast fem av dessa arter inkluderas i studien (torsk, vittling, sej, stensnultra och skärsnultra; Cole & Moksnes 2016). De två sistnämnda läppfiskarna har inkluderats eftersom det finns en marknad för dem inom norsk laxodling där de används för att plocka bort parasiter (laxlus). Data på tätheter av dessa arter i ålgräsängar och i områden som förlorat sina ängar och idag saknar vegetation (Pihl m.fl. 2006) användes för att skatta effekten av ålgräs på produktionen av fisk. I dessa beräkningar antogs att skillnaden i täthet reflekterade skillnaden i produktion. För att beräkna hur tätheten av juvenila torskfiskar i ålgräsängar påverkade yrkesfiskets landningar av vuxen fisk, användes skattningar på åldersspecifik tillväxt, naturlig dödlighet samt fiskeridödlighet (se Cole och Moksnes 2016 för detaljer). För att beräkna det ekonomiska värdet av produktionen av kommersiell fisk användes *marknadsbaserade metoder* (se faktaruta 4.2.). Där skattades det förlorade värdet för yrkesfisket genom att multiplicera den minskade kvantiteten fisk med försäljningspriset i konsumentled av fisk. I dessa

beräkningar antogs att pris och kostnader inte påverkades av den marginella förändringen i produktion (se Cole och Moksnes 2016 för detaljer).

Värdering av fisk baserad på yngelkompensation

Ett alternativt sätt att värdera fiskproduktionen i ålgräsängar är att beräkna en s.k. *yngelkompensationskostnad* baserat på inköpskostnader av fiskyngel från kommersiella odlare för de fiskarter vars unga stadier påverkas negativt om en ålgräsäng försvinner. Denna metod har under senare år använts för att beräkna fiskeavgifter för aktiviteter som skadat ålgräs eller andra viktiga livsmiljöer för fisk vid provningar av vattenverksamheter i miljödomstolen (t.ex. Larsson 2013; se avsnitt 7.5. för mer information). Även om yngelkompensation använts som kompensationsåtgärd för lax av vattenkraftsbolag som påverkar lek-områden negativt så har metoden aldrig använts i praktiken som kompensationsåtgärd vid skada av ålgräsängar eller andra marina livsmiljöer, utan endast som underlag för att skatta nivån på fiskeavgiften. Som värderingsmetod är *yngelkompensationskostnad* därför lite speciell, då den baseras på *ersättningskostnader* (se faktaruta 4.2.), men till skillnad från värderingen av t.ex. näringsupptag som är baserad på kostnaden av faktiska utförda åtgärder (se nedan), baseras alltså denna metod på hypotetiska kostnader. Ur ett ekonomiskt värderingsperspektiv gör detta metoden mindre robust eftersom verkliga, utförda kostnader normalt utgör ett viktigt kriterium vid användning av ersättningskostnader som värderingsmetod.

Metoden har dock också klara fördelar, framför allt att den inte ställer samma krav på biologisk och ekonomisk underlag (t.ex. data på juvenil tillväxt och mortalitet, en kommersiell marknad, m.m.) som behövs för den marknadsbaserade metoden. För att beräkna en *yngelkompensationskostnad* behövs endast data på tätheter av juveniler i relevanta habitat, samt kostnad för att köpa in eller producera fiskyngel. Eftersom denna metod värderar det juvenila stadiet och inte den vuxna, kommersiella fisken, påverkas inte värdet av den höga juvenila mortaliteten, vilket medför att värdet på fiskproduktionen blir högre än med den marknadsbaserade metoden som användes i studien ovan.

Vi har i rapporten inkluderat värdeberäkningar av fiskproduktionen baserat på yngelkompensation som en alternativ (och i detta fall, mindre konservativ) metod för att skatta värdet på fiskproduktion från ålgräsängar. Utöver att använda metoden på torskfiskar har vi dessutom inkluderat juvenil ål och juvenil havsöring, där vi fått uppgifter på odlingskostnader för torskfiskar, ål och havsöring (13, 4 respektive 20 kr per juvenil) från Länsstyrelsen i Västra Götalands Län (*personlig kommunikation* Fredrik Larson).

Upptag och lagring av kol och kväve

För att skatta mängden kol som tas upp av och lagras i ålgräsbiomassa och i sedimentet i ålgräsängar (se avsnitt 3.2.3) användes data från en studie i nordvästra USA där kol- och kväveinlagring jämförs mellan en restaurerad ålgräsäng och ett område utan vegetation (McGlathery m.fl. 2012). Denna studie var den mest representativa för svenska förhållanden som fanns tillgänglig i litteraturen. Den största mängden kol och kväve i en ålgräsäng finns inte i plantorna utan i sedimentet där det kan ackumuleras i metertjocka lager i skyddade områden (se avsnitt 3.2.3). Det finns dock idag oklarheter angående mängden kväve som hittas i sedimentet i svenska ålgräsängar, samt hur mycket av sedi-

mentet som eroderar när en ålgräsäng förloras, vilket ger osäkerhet i dessa skattningar. För att inkludera denna osäkerhet i skattningen har beräkningarna baseras på två olika scenarier, där kväve ackumuleras och eroderas ned till an-tingen 5 eller 25 cm djup i sedimentet.

Det ekonomiska värdet av koluttag skattades genom att använda värden på *sociala kostnader för koldioxidutsläpp* (SCC; se faktaruta 4.2.). I litteraturen varierar SCC-värden starkt (från t.ex. 37 kr till över 2 300 kr per ton kol). För att inkludera denna osäkerhet utfördes beräkningar både med ett relativt lågt men trovärdigt värde (948 kr per ton kol) och ett högre värde (1 303 kr per ton kol) som hittades i litteraturen.

För att skatta det ekonomiska värdet av kväveupptag användes metoden *ersättningskostnader* (se faktaruta 4.2.) där lokala kostnader för åtgärder som genomförs för att minska tillförsel av näringsämnen till kusten (t.ex. fångstgrödor runt åkrar, ökad kväverening i avloppsreningsverk, m.m.) används som en skattning av värdet. I studien användes ett medelvärde av kostnader för åtgärder som används i olika vattenförekomster i Bohuslän (193 kr per kg kväve; VISS 2015; se Cole & Moksnes 2016 för detaljer).

Värdering av historiska förluster

Studien genomförde också ett försök att skatta konsekvenserna av de historiska förluster av ålgräs som dokumenteras i Bohuslän sedan 1980-talet (se avsnitt 3.3.2; bilaga 1), både vad det gäller förluster i fiskproduktion och kol och kväve förvaring. För att beräkna ett ungefärligt ekonomiskt värde av dessa förluster användes skattningar av den totala förlusten av ålgräs i Bohuslän (8 000–15 000 ha, bilaga 1), en skattning av att förlusten i genomsnitt skett för 25 år sedan (1990–2015), samt priser på ekosystemvarorna idag där de skattade *annuella värdena* av den årliga förlusten (se tabell 4.2) användes. För att beräkna dagens värde av den historiska förlusten användes en diskonteringsränta på 4 %. Eftersom det finns stora osäkerheter i skattningen av både omfattningen av ekologiska förlusten och av priser på olika ekosystemvaror, beräknades värdet i två olika scenarier som speglar det lägsta och högsta scenariot som användes i analysen ovan (se tabell 4.2).

4.3.2. Resultat

Resultat från studien visar att om en hektar ålgräsäng förloras permanent och ersätts av en obevuxen mjukbotten så medför det en årlig förlust av cirka 415 juvenila torskfiskar, vilket motsvarar en förlust på runt 31 kg kommersiell fisk per år. I tillägg förloras runt 2000 juvenila ålar samt 23 unga öringar för varje hektar ålgräs. Förlusten av ålgräs medför också en minskad produktion av läppfiskar på cirka 340 fiskar per år. Det året en hektar ålgräs försvinner frisätts cirka 4.3–15,4 ton kol och 220–868 kg kväve som lagrats i ålgräsbiomassa och i yt-sedimentet som eroderats (baserat på om 5 till 25 cm av sediment spolats bort). I tillägg förloras ett årligt upptag av cirka 1,6 ton kol och 12.3 kg kväve (tabell 4.1).

Tabell 4.1. Ekologiska slutprodukter från en hektar ålgräs. Beräknade förluster av ekologiska slutprodukter som produceras från ekosystemfunktionerna *habitat för fiskar*, samt *upptag och lagring av kol och kväve*, och som förloras när en ålgräsäng försvinner och ersätts av mjukbotten utan vegetation. Skattningar av fisk är baserade på fältstudier som jämfört tätheter av fisk i ålgräs och områden utan vegetation där ålgräset försvunnit sedan 1980-talet (ej veg.) i Bohuslän (Pihl m.fl. 2006), förutom för ål som är baserat på opublicerad data från Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Förlusterna av juvenila fiskar sker varje år som ången saknas, medan förlusten av läppfiskar är beräknad på vart annat år (med hänsyn till fiskarnas generationstid). Skattningar av upptag och lagring av kol och kväve är baserade på jämförande studier mellan en restaurerad äng och ett område utan vegetation (McGlathery 2012). Förlusterna av kol och kväve i ålgräsbiomassa och de 5–25 cm av sedimentet är en engångsförlust som sker när ången försvinner, medan det årliga kol- och kväveupptaget är en förlust som sker varje år som ången saknas. Se Cole och Moksnes (2016) för detaljer.

Ekosystemfunktion/variabel	Ålgräs	Ej veg.	Förlust	Enhet
Habitat för fiskar				
Torsk (juveniler)	365	30	26.6*	kg ha ⁻¹ år ⁻¹
Vittling (juveniler)	40	0	4.4*	kg ha ⁻¹ år ⁻¹
Sej (juveniler)	10	0	0.3*	kg ha ⁻¹ år ⁻¹
Ål (juveniler)**	2000	2	2000	Nr. ha ⁻¹ år ⁻¹
Öring (juveniler)**	23	10	13	Nr. ha ⁻¹ år ⁻¹
Stensnultra (adultler)	680	5	675	Nr. ha ⁻¹ 2 år ⁻¹
Skärsnultra (adultler)	10	0	10	Nr. ha ⁻¹ 2 år ⁻¹
Upptag och lagring av kol				
Kol i ålgräsbiomassa	1,49	0	1,49	ton ha ⁻¹
Kol i sediment (5-25 cm)	2,8–14,0	-	2,8–14,0	ton ha ⁻¹
Kolupptag	1,66	-	1,66	ton ha ⁻¹ år ⁻¹
Upptag och lagring kväve				
Kväve i ålgräsbiomassa	58	0	58	kg ha ⁻¹
Kväve i sediment (5–25 cm)	162–810	-	162–810	kg ha ⁻¹
Kväveupptag	12.3	-	12.3	kg ha ⁻¹ år ⁻¹

*Beräknad förlust av biomassa vuxen fisk i kommersiellt fiske (se Cole & Moksnes 2016 för detaljer)

**Inkluderades inte i den marknadsbaserade värdering av kommersiell fisk pga. otillräckligt underlag
 kg ha⁻¹ år⁻¹ = kg per hektar och år
 Nr. ha⁻¹ 2 år⁻¹ = antal per hektar vartannat år

Då det finns stora osäkerheter vad det gäller bl.a. storleken på de ekologiska slutprodukterna och de priser som ligger till grund för värderingen beräknades både de lägsta och de högsta värdena för varje ekosystemtjänst, vilka redovisas i tabell 4.2. Baserat på dessa beräkningar skattas att det totala marginella värdet 2015 för de tre studerade ekosystemtjänsterna som genereras från en hektar ålgräs i Bohuslän över en 20–50-årsperiod varierar mellan cirka 169 000 kr upp till cirka 482 000 kr per hektar.

Tabell 4.2. Ekonomiskt värde av en hektar ålgräs i Bohuslän. Sammanställning av det beräknade ekonomiska värdet som förloras när en hektar ålgräs försvinner baserat på värden förknippade med 3 olika ekosystemtjänster. Först presenteras värdet av den totala förlusten (*nuvärde*) efter 20 år (fiskproduktion och kvävereglering) eller 50 år (klimatreglering) där en diskonteringsränta på 4 % använts. Vi presenterar även värdet av den årliga förlusten beräknat som ett *annuellt värde*, vilket tar hänsyn till när ekosystemtjänsterna förloras över tidsperioderna och inkluderar diskonteringsräntan (se faktaruta 4.1. för förklaring av termer). Då det finns osäkerheter i storleken på ekologiska slutprodukter, priser och kostnader som ligger till grund för värderingen presenteras både konservativa, låga skattningar av ekosystemtjänsternas värden (baserade på Cole & Moksnes 2016) samt högre värden baserad på alternativa värderingsmetoder och antaganden. För fiskproduktion har en värderingsmetod baserad på *yngelkompensationskostnad* använts för att skatta det högre värdet. För klimatreglering har ett högre pris på den *sociala kostnaden av kol* (SCC) från litteraturen använts för det högre värdet, och för kväve reglering har det antagits att en större mängd sediment med kväve eroderar vid det högre värdet (se text för detaljer).

Ekosystemfunktion	Ekosystemtjänst	Total förlust (nuvärde) ¹ (Kr ha ⁻¹ 20–50 år ⁻¹)		Årlig förlust (annuellt värde) ² (Kr ha ⁻¹ år ⁻¹)	
		Lågt	Högt	Lågt	Högt
Habitat för fiskar	Fiskproduktion	43 500	212 000	3 200	15 600
Upptag kol	Klimatreglering	49 900	68 600	2 300	3 200
Upptag kväve	Kvävereglering	76 000	201 100	5 600	14 800
	Totalt	169 400	481 700	11 100	33 600

¹ Totalt nuvärde (Kr ha⁻¹ 20–50 år⁻¹) = kronor per hektar över 20 år (fisk och kväve) eller 50 år (kol)

² Annuellt värde (kronor per hektar och år) sprider det totala värdet över 20 år (fisk och kväve) eller 50 år (kol)

För fiskproduktion spelade vald värderingsmetoden stor betydelse där yngelkompensationsmetoden gav cirka fem gånger högre skattning av värdet. Detta berodde både på att de juvenila torskfiskarna skattades nästan fyra gånger högre som yngel än som överlevande vuxna fiskar, men också för att juvenil ål kunde inkluderas i yngelkompensationsmetoden, vilka utgjorde mer än hälften av det totala värdet (ca 8000 kr per hektar och år). Skattningarna baserade på yngelkompensationsmetoden måste dock ses som preliminära då de inte är vetenskapligt granskade. För kvävereglering påverkade antagandet om lagringsdjup av kväve i sediment en stor roll för skattningen, där erosion av det större lagringsdjupet (25 cm) gav knappt tre gånger högre värde än det grunda djupet (5 cm). Skillnaden i analyserade priser för den *sociala kostnaden för kol* (SCC) gav knappt 40 % skillnad i värdet för klimatreglering. Av de värderade ekosystemfunktionerna genererade kväveupptag (76 000–201 000 kr) och fiskproduktion (44 000–212 000 kr) de högsta ekonomiska värdena (ca 42–44 % vardera av det totala värdet i det högre scenariot), medan kolupptag (50 000–67 000 kr) endast stod för cirka 14 % av det totala värdet.

Som framgår finns det stora osäkerheter i dessa beräkningar. **Dessa siffror ska därför endast ses som inledande skattningar av värdet på några av ålgräsängars ekosystemtjänster.**

Värdet av historiska förluster

Den historiska förlusten av i medeltal 12 500 ha ålgräs i Bohuslän sedan 1990 beräknas ha medfört en total förlust av cirka 9 000 ton torskfiskar, 575 miljoner ålyngel, 99 miljoner läppfiskar, samt 3,7 miljoner öringar. Baserat på att kol och kväve lagras 25 respektive 5 cm ned i sedimentet har förlusten av ålgräs

även medfört att 422 000 ton upptaget kol och 6 000 ton upptaget kväve har frigjorts till ekosystemen. För att sätta dessa siffror i perspektiv så är den skattade förlusten av fångad torsk (7 650 ton) i samma storleksordning som den totala svenska fångsten av torsk från både Västerhavet och Östersjön under 2013 (7 895 ton; Havs- och vattenmyndigheten 2014). ”Utsläppet” av kol och kväve som lagrats i ålgräset biomassa och sediment motsvara cirka 10 respektive 3 gånger den årliga belastningen av dessa ämnen till Skagerrak från svenska vattendrag (Anno. 2016).

Skattningen av det monetära värdet av dessa historiska förluster varierade mellan 3,7 och 21,0 miljarder kr totalt i nuvärde beroende på om de lägsta eller högsta skattningarna av förluster och priser användes, inkluderat en diskonteringsränta på 4 % (tabell 4.3). Det är viktigt att betona att denna skattning endast ska ses som en indikation på storleksordningen av förlorade värden och inte som en exakt beräkning. Detta då det finns problem med att värdera storskaliga förluster med en metod avsedd för marginella förändringar, samt att problem finns med att skala upp ett medelvärde per hektar till större områden (se Cole och Moksnes 2016 för diskussion). Även om skattningen är grov kan den dock ge en fingervisning om att mycket stora värden gått förlorade.

Tabell 4.3. Värdet av historiska förluster av ålgräs (1990–2014). En grov uppskattning av de aktuella värdeförlusterna i samband med ålgräsets försvinnande från den svenska västkusten sedan 1980-talet. I beräkningar har två olika värderingsscenarior används där låga och höga skattningar av hur många hektar ålgräs som försvunnit, kombinerat med låga och höga skattningar av ålgräsets årliga ekonomiska värde. Beräknat ekonomiskt värde baseras på ekosystemtjänsterna fiskproduktion, klimat- och näringsreglering. Tre separata värdeberäkningar presenteras för 25-årsperioden: (1) en årlig förlust, baserat på det *annuella värdet* per hektar (se tabell 4.2), (2) det *nominella värdet* av den totala förlusten (summan av det *annuella värdet* av den totala förlusten över 25 år utan diskonteringsränta), samt (3) *nuvärdet* av den totala förlusten (summan av det totala värdet inräknat en diskonteringsränta på 4 % över 25 år; se text och faktaruta 4.1. för förklaring av termer).

Värderings-scenario	Förlust ålgräs (ha)	Årlig förlust (annuellt värde) (Kr ha ⁻¹ år ⁻¹)	Total förlust (nominellt värde) (milj. kr)	Total förlust (nuvärde) (milj. kr)
Lågt	8 000	11 100	2 200	3 700
Högt	15 000	33 600	12 600	21 000

Kr ha⁻¹ år⁻¹ = konor per hektar och år
milj. kr = miljoner kronor

4.3.3. Begränsningar i värderingen

De presenterade beräkningarna av ålgräsängars ekonomiska värde i Bohuslän har flera olika typer av begränsningar och osäkerheter, varför det är viktigt att de endast ses som inledande skattningar. **Det är angeläget att beslutsfattare och förvaltare är medvetna om att denna skattning endast inkluderar ett begränsat antal av ålgräsängars olika ekosystemtjänster och därför utgör en underskattning av det totala värdet som ålgräs genererar i Bohuslän.** Det är också viktigt att poängtera att det finns olika typer av osäkerheter i skattningen, samt att värdet kan variera stort mellan olika områden. Det rekommenderas därför att dessa mått används varsamt, att lokala variationer i värde beaktas samt att de används i scenarier som är

relativt lika det presenterade värderingsscenariot, dvs. vid relativt små förändringar av ålgräsängar. Måtten är mindre lämpliga att använda för icke-marginella stora ekologiska förändringar såsom fullständiga förluster av sjögräshabitat inom en region, då andra värden kan gälla.

Endast vissa ekosystemfunktioner är skattade

Vid skattningen har endast tre av ålgräsängars många olika ekosystemfunktioner och tjänster värderats, varför den presenterade summan är en underskattning av ängarnas totala ekonomiska värde. Bland annat har ålgräsängar en mycket viktig funktion för miljön lokalt genom att de stabiliserar botten och minskar uppgrumling och erosion av sediment, vilket ger positiva effekter på vattenkvaliteten, produktion av växlighet, rekreationsvärden och möjligen fastighetsvärden lokalt. Denna ekosystemtjänst kunde dock inte inkluderas i analysen på grund av att lämpliga studier saknades som värderar denna effekt lokalt och separat från andra ekosystemtjänster som också påverkar vattenkvaliteten exv. övergödning.

Vidare har ålgräsängar en mycket viktig funktion då de utgör livsmiljö för ett stort antal växt- och djurarter, vilket höjer den biologiska mångfalden lokalt (se avsnitt 3.2.1). Denna funktion genererar viktiga ekosystemtjänster som är kopplade till värdefulla ekonomiska varor (exv. för utbildning, estetiska värden, potentiellt viktiga ämnen för läkemedel, m.m.), men har inte kunnat värderas i denna studie. Ålgräsängars viktiga bidrag till den biologiska mångfalden utgör också ett betydelsefullt inneboende, icke-användarvärde (se faktaruta 4.1.) som även om det inte så lätt kan kvantifieras i ekonomiska termer kan utgöra ett nog så viktigt argument för att skydda eller restaurera denna livsmiljö.

Osäkerheter i värdet

Som framgår ovan innehåller skattningen av ålgrässets ekonomiska värde många olika osäkerheter både vad det gäller underlag och beräkningar av storleken på den ekologiska slutpunkten samt underlag för att beräkna det ekonomiska värdet. Exempelvis har skattningar av naturlig dödlighet hos juvenil fisk använts för att beräkna produktionen av fisk från ålgräsängar med den marknadsbaserade metoden. Denna dödlighet har stor effekt på den beräknade produktionen, men är mycket dåligt känt idag, vilket gör dessa skattningar osäkra. En annan osäkerhet är mängden kol och kväve som lagras i sedimentet under svenska ålgräsängar och hur mycket av detta som omsätts om ängen försvinner. Idag är detta dåligt studerat i svenska ålgräsekosystem. Eftersom en stor majoritet av den totala mängden kol och kväve hittas i sedimentet ger detta stora effekter på det totala värdet.

Också när det gäller beräkningar av det ekonomiska värdet finns osäkerheter, bl.a. för att priset på de ekologiska produkterna varierar stort i tid och rum. Vid skattningar av värdet av kväveupptag har medelvärden av lokala kostnader för kvävereducerande åtgärder använts med värderingsmetoden *ersättningskostnadsmetoden* (se faktaruta 4.2.). Dessa kostnader varierar dock mycket stort (22–435 kr per ha; se Cole och Moksnes 2016), vilket gör skattningen osäker. Denna metod är heller inte optimal från ett ekonomiskt perspektiv då den inte är baserad på betalningsvilja för en minskning av kvävekoncentrationen. Metoden att använda *ungelkompensationskostnad* utgör en speciell värderingsmetod och resultaten måste ses som preliminära då metoden ännu är veten-

skapligt oprövad (se diskussion ovan i avsnitt 4.3.1). Till sist varierade även priser på andra ekonomiska varor som fisk och koldioxid stort, vilket genererar osäkerhet i värderingen.

Förhoppningsvis kommer fortsatt forskning att förbättra underlaget för dessa beräkningar så att osäkerheten i skattningarna minskar med tiden. Exempelvis skulle en ökad förståelse av de ekonomiska skador som uppstår vid t.ex. klimatförändringar eller övergödning förbättra skattningarna. Med tanke på kväveupptagets potentiellt höga ekonomiska värden är det angeläget att öka kunskapen om hur olika typer av ålgräsängar fungerar som kvävefällor, vad som sker med kvävet i sedimentet när en ålgräsäng försvinner, samt att få fram bättre skattningar av kostnader för kvävereducerande åtgärder.

Lokal variation i värde

I beräkningarna har ett medelvärde ("per hektarvärde") av en ålgräsängs ekosystemfunktion samt dess ekonomiska värde i Bohuslän använts. I verkligheten uppvisar dock dessa saker stor variation mellan olika områden beroende på tillgång och efterfrågan av både ekosystemfunktionen och dess tjänster. Detta medför att den presenterade medelskattningen kan utgöra en under- eller över-skattning av värdet för en given lokal.

Generellt så har en ålgräsäng högre ekonomiskt värde om ekosystemfunktionen lokalt är begränsande för produktionen av ekosystemtjänsten, samt om varan är i underskott. Om exempelvis uppväxthabitat för juvenil torsk är i underskott i en region och begränsar rekrytering och produktion av torsk i området, har ålgräsängar i detta område ett högre värde än i ett område där det finns ett överskott av uppväxthabitat (i form av ålgräs eller andra lämpliga livsmiljöer). På ett liknande sätt är värdet av en ålgräsängs förmåga att reducera näringsämnen i vattnet högre i ett avrinningsområde med behov av att sätta in dyra kvävereducerande åtgärder, än i ett område med mindre behov eller där åtgärderna är billigare. En ålgräsäng som förbättrar vattenkvaliteten lokalt har också ett högre rekreativvärde i ett område där efterfrågan av klart badvatten är hög och i underskott, än i ett område som ligger långt från städer och turister där ingen efterfrågar tjänsten. Dessa exempel indikerar att det kan finnas stora lokala skillnader i det ekonomiska värdet av en ålgräsäng som bör beaktas vid förvaltning av ålgräs, t.ex. vid exploateringsärenden, eller vid val av områden för skydd eller restaurering.

4.3.4. Rekommendation: monetär värdering av skada baseras på restaureringskostnaden

Det kan vara viktigt att förtydliga att monetär värdering av ekosystemtjänster kan vara värdefulla för att öka medvetenheten hos allmänheten och beslutsfattare om hur beroende samhället är av naturen, och för att motivera användandet av ekologisk kompensation. Däremot är ekonomisk värdering av mindre betydelse vid diskussion om omfattningen och nivån av en specifik kompensationsåtgärd för förlusten av livsmiljöer och påverkade ekosystemtjänster. Istället bör fokus ligga på att få rätt ekologiska mått på skadan samt restaureringen genom t.ex. ekvivalensmetoder som förespråkas enligt REMEDE metoden (se avsnitt 9.2 och 9.3).

Vi rekommenderar att *ekologisk kompensation* bör användas vid skada eller förlust av naturresurser och ekosystemtjänster så att förlusten ersätts med

nya ekosystemtjänster (se avsnitt 2.2). Dessutom bör den skadade och kompenserade miljön så långt som möjligt utgöras av samma resurs, t.ex. genom kompensationsrestaurering av samma habitat, och ligga så nära skadan som möjligt, där också tillfälliga förluster av ekosystemtjänster ersätts (se kapitel 9 för detaljer).

Givet en skada på en ålgräsäng och efterföljande kompensation baserat på t.ex. REMEDE metoden så behövs ändå en bedömning av t.ex. exploatörens finansiella ansvar. Vi rekommenderar att detta ansvar är baserat på restaureringskostnader snarare än ekonomisk värdering av ekosystemtjänster, eftersom det senare präglas av osäkerheter och ofta leder till en underskattning av det sanna värdet. **Sammanfattningsvis rekommenderas att monetära värderingar av skador som uppstår vid förlust av ålgräsängar bör baseras på kostnaden av att restaurera en motsvarande äng där omfattningen tar hänsyn också till tillfälliga förluster som sker innan den restaurerade ängen har utvecklat alla ekosystemfunktioner.** För ålgräs skattas denna kostnad till minst 1,2–2,5 miljoner kr per hektar, inklusive val av lokal och utvärdering av resultat; se kapitel 7 i Moksnes m.fl. 2016. Dessa rekommendationer stämmer överens med hur kompensationskrav hanteras praktiskt i t.ex. USA (Jones & Pease 1997, Cole 2013) och med rekommendationer inom EU (miljöansvarsdirektivet, Annex II, Sec 1.2.2).

5. Övervakning, kartering och områdesskydd för ålgräs i Sverige

5.1. Inledning

För en fungerande förvaltning av ålgräs med olika former av skydd och åtgärder är det centralt att ha kunskap om var ålgräset växer idag, samt hur utbredningen och tillståndet hos ålgräsängar förändras över tid. Detta är viktigt bl.a. för att kunna detektera om och var åtgärder behövs samt för att följa upp insatta åtgärder. För att öka skyddet för ålgräs mot t.ex. exploatering och möjligheterna att sätta in åtgärder när tillståndet för ålgräset försämras är det också viktigt att ålgräs ingår i de indikatorer som används för att bedöma havsmiljöns status enligt olika EU-direktiv.

I detta kapitel görs en beskrivning av dagens situation i fråga om kartering och miljöövervakning av ålgräs, samt hur ålgräs inkluderas i olika former av områdesskydd i Sverige. Här görs också en analys över svensk miljöövervakning av ålgräs där förslag ges hur den skulle kunna förbättras.

5.2. Ålgräs som indikator av miljötillstånd och förändringar

Eftersom ålgräs har en viktig ekologisk funktion, är en vanlig art med stor geografisk utbredning, växer i grunda områden där den mänskliga aktiviteten är stor, och är känslig för flera typer av mänskliga störningar används ålgräs som indikator inom marin miljöövervakning i många länder både i Europa och Nordamerika (Marba m.fl. 2013, Orth m.fl. 2016). I Europa styrs denna övervakning till stor del av EU-direktiv, men också via åtaganden inom regionala havsmiljökonventioner, som alla rekommenderar att ålgräs övervakas.

Vattendirektivet

Enligt vattendirektivet (2000/60/EG, bilaga V (P1.2.4)) så ska utbredningen av makroalger och gömfröiga växter (bl.a. ålgräs) utgöra biologiska kvalitetsfaktorer för att bedöma ekologisk status i kustvatten (se avsnitt 6.3.1 för detaljer). Många nordeuropeiska länder, bl.a. Danmark, Norge, Tyskland och Storbritannien, använder ålgräs som en indikator (biologisk kvalitetsfaktor) för klassning av ekologisk status enligt detta direktiv (Marba m.fl. 2013). I exempelvis Danmark övervakas årligen djuputbredningen av ålgräs vid 65 olika lokaler, vilket utgör en central indikator för att bedöma om danska kustvatten uppnår god status (Krause-Jensen m.fl. 2005, Naturstyrelsen 2011). Norge har i den senaste revideringen av den nationella vägledningen för statusklassning enligt vattendirektivet utvecklat metoder för att använda ålgräs som en kvalitetsfaktor. I förslaget, som inledningsvis endast gäller för Skagerraks kustvatten, ingår förutom djuputbredning av ålgräs även areell utbredning och skotttät av ålgräset samt förekomst av trådformiga alger och främmande arter (Miljødirektoratet 2015).

Inom svensk marin miljöövervakning kan ålgräs ingå i delprogrammet *vegetationsklädda bottenar* där det kan utgöra en av flera olika indikatorarter för klassning av ekologisk status av kustvatten enligt vattendirektivet. I praktiken har dock ålgräs inkluderats i mycket liten omfattning vid bedömning av ekologisk status, vilket försvårar skyddet av ålgräs (se 5.3.1 nedan). Delprogrammet ska utvärderas under 2016 och nytt delprogram för övervakning av vegetationsklädda sedimentbottenar kommer under 2017.

Havsmiljödirektivet

Förvaltning av havsmiljön inom EU baseras på havsmiljödirektivet (2008/56/EG), som införlivats i Sverige genom havsmiljöförordningen. Havsmiljödirektivet utgår från elva temaområden, så kallade deskriptorer med tillhörande kriterier vilka beskriver vad som ska bedömas och därmed övervakas (se avsnitt 6.3.2 för detaljer). Miljöövervakningen ska bidra med underlag till bedömning av miljöstatus, miljöförändringar, belastning, aktiviteter som orsakar belastning, samt effekter av åtgärder

Inom havsmiljödirektivet utgör ålgräs en viktig statusindikator för *deskriptor 5 (ingen övergödning)* i EU kommissionens beslut om kriterier och metodstandarder för *god miljöstatus*. Den areella utbredningen av ålgräs som habitatbildande art är också en viktig indikator för *deskriptor 1 (biologisk mångfald)* eftersom förändringar i utbredning påverkar många av de arter som använder ålgräs som livsmiljö (EU 2010). I Sverige används dock än så länge vattendirektivets indikator och bedömningsgrund för vegetation för bedömning av *god miljöstatus* enligt havsmiljödirektivet, där ålgräs ingår i mycket liten omfattning (se nedan).

Regionala havsmiljökonventioner

Sverige är också part i de regionala havsmiljökonventionerna OSPAR och Östersjökonventionen (HELCOM; se avsnitt 6.2.3. för detaljer) där det medföljer åtaganden att kartlägga och övervaka bl.a. ålgräs. Ålgräs är upptagen på OSPARs lista över hotade arter och habitat. År 2012 antog OSPAR-kommissionen en rekommendation om skydd av ålgräs vilken uppmanar konventionens parter att bl.a. övervaka utbredning och återhämtning av biotopen (OSPAR Recommendation 2012). På ett liknande sätt anses ålgräs vara en viktig livsmiljö också för många arter i Östersjöområdet, där den inkluderas i Östersjökonventionens generella skydd och är upptagen på HELCOMs rödlista över viktiga livsmiljöer (HELCOM 2013).

5.3. Analys av svensk miljöövervakning av ålgräs

5.3.1. Brister i dagens miljöövervakning och bedömningsgrunder

Trots krav och rekommendationer från EU-direktiv och regionala havsmiljökonventioner övervakas ålgräs i mycket liten omfattning i Sverige idag. Generellt är grunda sedimentbottenar, där ålgräs och andra gömfröiga växter lever, kraftigt underrepresenterade inom dagens nationella miljöövervakning. Dessa brister i övervakning samt i kunskap om ålgräsets utbredning beskrevs i den inledande bedömningen av miljötillståndet och övervakningsprogrammet enligt havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2012, 2014). En begränsad miljöövervakning av ålgräs förekommer dock på regional nivå i vissa län

med stora grundområden, bl.a. i Öresund, Blekinge och Kalmarsund där framför allt den maximala djuputbredningen övervakas. Exempelvis utför Öresunds vattenvårdsförbund årligen provtagningar av ålgräs sedan 1997 där bl.a. skotttäthet, biomassa och djuputbredning mäts (Olsson 2015).

Ålgräs är en av flera olika indikatorarter vars djuputbredning kan ingå för klassning av ekologisk status av svenska kustvatten enligt vattendirektivet. I den nationella miljöövervakningens delprogram *Vegetationsklädda bottnar*, inkluderas dock ålgräs i praktiken i mycket liten omfattning. Detta beror i huvudsak på att bedömningsgrunden (som beskriver metoder och kriterier för provtagningens utformning och statusklassning av kvalitetsfaktorn) gör det mycket svårt att inkludera grunda mjukbottensområden där ålgräset normalt växer. Metoden, som ursprungligen är framtagen för bedömning av makroalgers djuputbredning på hårdbotten, ställer bl.a. krav på att provtagningsdjupet måste överstiga det maximala utbredningsdjupet av de arter som ska användas i bedömningen, samt att minst tre olika indikatorarter måste återfinnas i varje transekt (Naturvårdsverket 2007, HVFMS 2013:19). Detta medför att de grunda sedimentbottnar, där ålgräs hittas, till största del exkluderas eftersom de inte uppfyller kraven på provtagningsdjup. I Västerhavet, där ålgräsängar oftast inte inkluderar någon av de andra indikatorarterna, exkluderas också lokaler med ålgräs för att de inte uppfyller kravet på minst tre indikatorarter (Blomqvist m.fl. 2012). Sammanfattningsvis medför dessa begränsningar att ålgräs inte inkluderas i den nationella miljöövervakningen och därmed inte bidrar till bedömningen av ekologisk status i de flesta kustområden (Havs- och vattenmyndigheten 2012, 2014).

Enligt 1 kap. 4 § vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) ska kvalitetskraven fastställas i enlighet med bilaga V i vattendirektivet (2000/60/EG), som föreskriver att förekomsten av gömfröiga växter ska utgöra en del av klassificeringen och övervakningen av kustvattnets ekologiska status. Då ålgräs är den i särklass vanligast förekommande gömfröiga växten i Västerhavet och södra Sveriges kustvatten måste det konstateras att Sverige idag inte uppfyller dessa formella krav. En revidering av övervakningsprogrammet är dock på gång (se nedan). Dagens brister i bedömningsgrunder och miljöövervakning av grunda sedimentbottnar har fått till konsekvens att den dokumenterade förlusten av 60 % av ålgräs i Bohuslän (Baden m.fl. 2003, Nyqvist m.fl. 2009) inte påverkat statusklassningen enligt vattendirektivet i dessa kustvatten. Förlusten kan visserligen fångas upp med hjälp av s.k. expertbedömningar men hittills har endast ett fåtal sådana gjorts. Eftersom samma bedömningsgrunder för vegetation i kustvatten ska användas också inom havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2012) kommer ålgräs att bidra i mycket begränsad omfattning även vid bedömning av *god miljöstatus* om inte indikatorn revideras. Sammanfattningsvis försvårar dessa brister tillämpningen av direktivens icke-försämringskrav som ska skydda återstående bestånd av ålgräs i Västerhavet (se avsnitt 6.3 för diskussion). I faktaruta 5.1. föreslås hur övervakning av ålgräs kan förbättras och bedömningsgrunder förändras så att de uppfyller de krav som ställs från EU-direktiv och internationella konventioner.

Faktaruta 5.1. Förslag till förbättrad övervakning av ålgräs

Förslag på hur svensk övervakning och kartläggning av ålgräs kan förbättras och inkluderas vid statusklassning för att uppfylla de krav som ställs från EU-direktiv och internationella konventioner.

1. Miljöövervakning och kartering

Inkludera övervakning av ålgräsens utbredning i nationella/regionala övervakningsprogram i alla kustvattentyper inom ålgräsens utbredningsområde.

- Heltäckande nationell miljöövervakning av ålgräs (och övriga grunda vegetationsklädda mjukbottnar) årligen via fjärranalys av hela utbredningsområdet.
- Skattning av ålgräsens areella utbredning minst en gång per 6-årig förvaltningscykel i alla kustvattenförekomster och kustvattentyper, via fjärranalys kompletterad och validerad genom fältundersökningar.
- Årlig miljöövervakning av den maximala djuputbredningen av ålgräs i representativa områden i alla kustvattentyper.

2. Statusklassning

a. Revidera kvalitetsfaktorer/indikatorer och bedömningsgrunder/kriterier inom vattenförvaltningsförordningen och havsmiljöförordningen så att:

- Vegetationen i grunda mjukbottensområden inkluderas i statusklassningen i Sveriges kustvatten.
- Djuputbredning av ålgräs används vid statusklassning i kustvatten inom ålgräsens utbredningsområde
- Areell utbredning av ålgräs används vid statusklassningen i kustvatten inom ålgräsens utbredningsområde

b. Använd tillgänglig data på förändringar av ålgräsens utbredning (se avsnitt 3.1 och bilaga 1) och expertbedömning vid statusklassning av vattenförvaltningens vattenförekomster och havsmiljöförvaltningens kustvattentyper tills övervakningsdata med nya bedömningsgrunder blir tillgängliga.

5.3.2. Revision av bedömningsgrunder och miljöövervakning

Bristerna inom delprogrammet *Vegetationsklädda bottnar* har varit kända en längre tid och en utvärdering av programmet pågår där ett nytt delprogram för övervakning av vegetationsklädda sedimentbottnar planeras under 2017 (*personlig kommunikation*, Karl Norling, Havs- och vattenmyndigheten). Som en del i detta arbete har forskningsprogrammet WATERS, på uppdrag av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten, arbetat med att förbättra kvalitetsfaktorerna som används inom vattenförvaltningen i Sverige (waters.gu.se). I detta arbete har bl.a. bedömningsgrunderna för makroalger och gömfröiga växter utvärderas. I de inledande förslagen så inkluderas djuputbredning och areell utbredning av ålgräs som indikatorer för grunda områden med sedimentbotten (Blomqvist m.fl. 2012).

5.4. Inventering och kartering av ålgräs i Sverige

Heltäckande kartor över marina livsmiljöers utbredningsområden och areal är av största vikt för en fungerande havsförvaltning. I de flesta län inom ålgräsens utbredningsområde i Sverige har inventeringar av ålgräs utförts inom vissa områden, bl.a. i basininventeringar av marina skyddade områden. Sammanställningar av ålgräsens areella utbredning saknas dock i de flesta län, och det finns idag ingen heltäckande nationell inventering eller kartläggning av ålgräs i Sverige. Västra Götalands län utgör dock ett undantag där både historisk and nutida data på

ålgräsens utbredning finns tillgängligt. I Bohuslän genomfördes omfattande inventeringar av grunda mjukbottensområden redan på 1980-talet i flera kommuner. Länsstyrelsen i Västra Götalands län inventerade, i samarbete med forskare, samma områden på 2000-talet då stora förluster av ålgräs dokumenterades (se avsnitt 3.3). Länsstyrelserna i Västra Götalands län, Östergötlands län och Kalmar län har inom biogeografisk uppföljning utvecklat och testat metoder för att kartera ålgräset i länen med fjärranalys av satellitbilder från flera olika år (Envall 2012, Lawett m.fl. 2013, Envall och Lawett 2016). Utbredningen av ålgräs i Västra Götalands län har digitaliserats och finns idag i GIS-format hos länsstyrelsen. I Kungsbackafjorden i Hallands län utförde kommunen inventeringar av ålgräsens utbredning på 1980-talet (personlig kommunikation Ingvar Lagenfelt, Länsstyrelsen i Västra Götalands län) och 1999 (Karlsson 1999). I de svenska delarna av Öresund och Östersjön saknas skattningar av den areella utbredningen av ålgräs, men inventeringar av förekomst har utförts i flera län. Länsstyrelsen och kommuner i Skåne har också utfört inventeringar av ålgräs i Skånes kustvatten under 2000-talet med hjälp av stickprov i vissa områden där täckningsgrad och utbredningsdjup bestämts (Olsson 2005, Svensson 2014). I Blekinge har omfattande provtagning med bl.a. dropvideo genomförts för att modellera utbredningen av bl.a. ålgräs i länet inom Life-projektet MARMONI (Wijkmark m.fl. 2015). I Kalmarsund har länsstyrelsen inventerat förekomst av ålgräs under 2000-talet, liksom på Gotland på flera lokaler. Däremot är kunskapen om ålgräsens utbredningen generellt låg längs den svenska ostkusten norr om Kalmar sund (Moksnes m.fl. i manuskript).

I framtiden kommer troligen tillgången på fjärranalysdata öka via EUs jordobservationsprogram *Copernicus* som med satelliter sedan 2015 förser medlemsländer med miljödata (<http://www.copernicus.eu/>). Detta program skulle kunna bidra till en heltäckande kartering av ålgräs och andra grunda mjukbottensmiljöer i Sverige. *Copernicus*-data kunde också med kompletterande fältprovtagning inom regional uppföljning av arter, naturtyper och marina skyddade områden ge underlag till en årlig nationell miljöövervakning av grunda mjukbottensmiljöer.

5.5. Marina områdesskydd för ålgräs i Sverige

Det finns i miljöbalken flera olika former av områdesskydd som kan användas för att skydda ålgräsängar (nationalpark, naturreservat, Natura 2000-område, biotopskyddsområde och strandskydd; se avsnitt 6.5.6. för detaljerad information om olika områdesskydd ur ett rättsligt perspektiv). Natura 2000-områden, som är kopplade till EUs art- och habitatdirekt, används för att skydda arter och miljöer som anses skyddsvärda ur ett europeiskt perspektiv. Av de *naturtyper* som ingår i art- och habitatdirektivet kan följande innehålla ålgräs: 1110 *Sublittoral sandbankar*, 1160 *Stora grunda vikar och sund* och 1130 *Estuarier* (Naturvårdsverket 2011a). Enligt miljöbalken är verksamheter och åtgärder som på ett betydande sätt kan komma att påverka miljön i ett utpekat Natura 2000-område ej tillåtna. Detta kan också gälla för verksamheter utanför det skyddade området.

Naturreservat kan inrättas av länsstyrelser eller kommuner för att skydda värdefulla naturmiljöer som t.ex. ålgräsängar. I ett beslut om ett naturreservat anges syftet med det skyddade området där länsstyrelsen eller kommunen be-

slutar om lämpliga föreskrifter som reglerar skadlig verksamhet som kan påverka bevarandevärdena negativt. Till skillnad från Natura 2000-områden gäller detta skydd endast inom naturreservatet. Många naturreservat som inkluderar havsområden har ursprungligen inrättats för att skydda miljöer på land och saknar därför föreskrifter med syfte att skydda ålgräs och andra marina livsmiljöer (se nedan).

Områdesskyddstypen biotopskydd har funnits en tid i miljöbalken men hittills använts sparsamt för vattenmiljöer. Skyddet innebär att verksamheter som kan skada den utpekade naturmiljön inte är tillåtna i området. I jämförelse med att t.ex. bilda naturreservat är det relativt snabbt och enkelt att peka ut ett biotopskydd (länsstyrelsen eller kommunen får besluta). Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten har också tagit fram en specifik vägledning för inrättande av biotopskydd för ålgräs (Naturvårdsverket 2014). Hittills har dock möjligheten att inrätta biotopskyddsområden för ålgräs använts i mycket liten utsträckning. Det första marina biotopskyddsområdet med ålgräs beslutades av Länsstyrelsen i Västra Götalands län i april 2016 i Uddevalla kommun i Bohuslän. **Det är angeläget att inrättande av biotopskyddsområden för ålgräs ökar, speciellt i områden där stora förluster av ålgräs skett.**

Slutligen kan även strandskyddet, som skyddar en 100–300 m bred zon från strandlinjen och ut i havet, ge skydd åt ålgräs genom att förbjuda verksamheter som väsentligt förändrar villkoren för djur och växter. Det är dock inte ovanligt med dispenser från strandskyddet, och den höga exploateringen av strandzonen längs Sveriges kuster tyder på att detta skydd inte är tillräckligt starkt.

Det saknas en nationell sammanställning på hur mycket ålgräs som skyddas av marina områdesskydd i Sverige idag, samt hur väl detta skydd fungerar i praktiken. I Västra Götalands län har dock länsstyrelsen utfört preliminära beräkningar (se faktaruta 5.2.).

Faktaruta 5.2. Sammanställning av marina områdesskydd i Västra Götalands län

I Västra Götalands läns kustområden finns idag cirka 90 olika områdesskyddsobjekt (ca 30 Natura 2000-områden, 1 nationalpark, 62 naturreservat/naturvårdsområden och ett biotopskydd) med ålgräs noterat. Flertalet naturreservat och Natura 2000 områden överlappar helt eller delvis i vattenområdet, varför det i praktiken finns cirka 70 olika marina områden med skydd i kustområdet som totalt täcker cirka 1191 km² av marina miljöer (ca 36 % utgörs av nationalparken Kosterhavet). Av länets skattade cirka 39 000 ha av grunda bottnar inom intervallet 0–6 m ligger cirka 18 000 ha (46 %) inom dessa områdesskydd.

Den totala arealen ålgräs i länet har skattats via fjärranalys (Lawett m.fl. 2013) under åren 2008–2014 till cirka 6 324 ha, varav hela 3 023 ha (48 %) återfinns inom dessa områdesskydd. Av de totalt cirka 60 skyddade områdena med ålgräs bedömdes dock föreskrifterna i fler än 20 naturreservat ha bristande skydd för ålgräs eller helt sakna föreskrifter för den marina miljön. Dessa områden med bristande skydd skattas innehålla över 500 ha ålgräs (*opublicerad data*, E. Lawett, Länsstyrelsen i Västra Götalands län).

Analysen av områdesskydd i Västra Götalands län visar att även om en stor andel av länets grunda bottnar och ålgräsängar återfinns inom skyddade områden, saknar många av dessa formella skydd i reservatens föreskrifter. Prelimi-

nära resultat från en nyligen genomförd studie av ansökningar om dispens från strandskyddet och anmälan om vattenverksamhet för konstruktion av bryggor i Bohuslän mellan 2011 och 2015 visar att områdesskydd idag till stora delar ger ett otillräckligt skydd för ålgräs mot småskalig exploatering. Även om andelen bryggärenden som stoppades var lägre utanför skyddade områden (9 %) än innanför, stoppades ändå bara en minoritet av bryggkonstruktionerna (41 %) i de skyddade områdena. Förekomsten av ålgräs inom ett områdesskydd påverkade inte heller ärendets utgång. Endast 31 % av ärendena som låg inom ett områdesskydd med ålgräs stoppades (Eriander m.fl. i *manuskript*). Även om liknande studier saknas för andra delar av landet ser situationen sannolikt ut på ett liknande sätt i hela Sverige. **Det är därför angeläget att identifiera naturreservat med marina miljöer som har bristande skydd för grunda mjukbottensmiljöer och revidera dess föreskrifter, samt att beakta förekomst av ålgräs i ärenden som rör dispens, anmälan eller tillstånd. Det är också viktigt att arbeta vidare med att utöka områdesskyddet för ålgräsängar** (se avsnitt 6.5.6 för detaljer). I Västra Götalands län gör länsstyrelsen bedömningen att det är motiverat att inkludera en stor andel av grunda havsmiljöer och i synnerhet ålgräsängar inom marina områdesskydd då dessa miljöer har mycket höga naturvärden, endast utgör en liten andel av den totala havsmiljön (under 5 % av Västra Götalands havsområde) och befinner sig närmast kusten där den mänskliga påverkan är störst.

6. Rättsligt skydd och förvaltning av ålgräs

6.1. Inledning

Det finns sällan lagstiftning som syftar till att skydda enbart habitatet ålgräs. Däremot finns det en stor mängd lagstiftning som anger vilket rättsligt skydd ålgräs och andra habitat har mot olika typer av påverkan. Ofta finns det generella krav på verksamhetsutövare att iaktta försiktighet och visa hänsyn, i andra fall specifika krav för ett visst geografiskt område.

I detta kapitel görs en genomgång av internationella konventioner, EU-rätt samt svensk lagstiftning som ger ett direkt eller indirekt preventivt skydd av grunda kustområden och ålgräshabitat. Ofta finns det ett samband mellan de olika nivåerna av reglering. EU:s lagstiftning är ofta ett led i uppfyllandet av medlemsstaterna och unionens internationella åtaganden. Nationell lagstiftning har idag nästan alltid en koppling till EU-rätten och är ett sätt att genomföra Sveriges förpliktelser som medlemsstat i EU. Syftet med beskrivningen i detta avsnitt av internationella avtal och EU-rätten är att ge en bakgrund till de regler som riktar sig till svenska verksamhetsutövare, enskilda individer och myndigheter. Förutom en beskrivning av relevant lagstiftning, görs också en analys av det skydd som ålgräset ges samt förslag till förändringar av rättsläget i syfte att stärka skyddet.

6.2. Internationellt rättsligt skydd för ålgräshabitat

Den internationella miljörätten har vuxit fram utifrån behovet av att skydda gemensamma resurser (såsom migrerande fåglar eller ozonskiktet) eller hantera skador och störningar som uppkommer i ett land men får återverkningar i ett annat. Många överenskommelser är begränsade till att omfatta vissa arter (t.ex. Valkonventionen från 1946), habitat (t.ex. Våtmarkskonventionen beslutad i Ramsar 1973) eller ett geografiskt område (såsom OSPAR och Östersjökonventionen – HELCOM). Andra avtal gäller mer generellt, såsom konventionen om biologisk mångfald. Det finns inte någon internationell överenskommelse som specifikt syftar till att skydda ålgräs eller andra sjögräsarter, men eftersom ålgräs är en viktig livsmiljö för många olika arter och bedöms som hotad i många områden, inkluderas den i flera internationella konventioners generella skydd, och omnämns specifikt i både HELCOM och OSPAR.

6.2.1. Konventionen om biologisk mångfald

Konventionen om biologisk mångfald syftar generellt till att bevara den biologiska mångfalden och en rättvis fördelning av de biologiska resurserna. Staterna är skyldiga att verka för att bevara ekosystem och naturliga livsmiljöer men också för att återställa livskraftiga populationer, i första hand genom att rehabilitera och återställa skadade ekosystem och främja återhämtningen av hotade arter i deras naturliga livsmiljöer. Är detta inte möjligt eller otillräckligt finns även en skyldighet att skydda populationer utanför deras naturliga livsmiljö. Det ska bland annat göras genom att:

(c) vidta åtgärder för återhämtning och rehabilitering av hotade arter och för återinförande av dessa i sina naturliga livsmiljöer under lämpliga förhållanden (Artikel 9 c).

Konventionen anger inte precisa krav t.ex. om hur och i vilken utsträckning rehabilitering ska ske. Istället ges övergripande riktlinjer som varje land som anslutit sig till konventionen (idag nästan 170 stater) själva ansvarar för att genomföra. Staterna har således stor frihet att själva avgöra hur målen ska uppnås men det pågår ett gemensamt arbete för att samordna och utbyta erfarenheter om hur detta kan ske. Genom de s.k. Aichi-målen som antogs i Nagoya, Japan 2010 har parterna preciserat 20 mål för att minska den direkta påverkan på den biologiska mångfalden, förbättra förutsättningarna för biologisk mångfald samt öka nyttan av ekosystemtjänster. Varje stat ska sedan sätta egna mål för att kunna uppnå de gemensamma målen fram till 2020.

6.2.2. 1972 års våtmarkskonvention

Våtmarkskonventionen som även benämns Ramsar-konventionen syftar till att skydda våtmarker som livsmiljöer. Definitionen av våtmarker omfattar marina områden ner till sex meters djup vid lågvatten, det vill säga den zon inom vilken i stort sett allt ålgräs i Sverige växer. Den svenska listan över skydd enligt våtmarkskonventionen omfattar för västkusten Nordre älvs estuarium och Stigfjorden (Ramsar 2016). Om åtgärder vidtas som minskar de utpekade områdena, ska denna minskning så långt möjligt kompenseras (Ramsarkonventionen artikel 4.2).

6.2.3. Regionala havsmiljökonventioner

De två viktigaste regionala havsmiljökonventionerna är ur ett svenskt perspektiv OSPAR (The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) och Östersjökonventionen (HELCOM).

OSPAR som trädde i kraft 1998 syftar till att skydda den marina miljön och bevara den biologiska mångfalden i Nordostatlanten mot förorening från landbaserade källor, dumpning eller förbränning och från havsbaserade källor. De 15 staterna och EU som är parter till konventionen har också åtagit sig att övervaka och bedöma tillståndet i den marina miljön. Inom OSPAR har det beslutats om en mängd deklamationer och rekommendationer som staterna åtagit sig att verka för. År 2010 antog parterna strategiska mål för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten 2010–2020 ("Nordostatlanten miljöstrategi"). Som nämnts ovan (avsnitt 5.1) är ålgräs upptagen på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat som behöver skyddas långsiktigt. År 2012 antog OSPAR-kommissionen på förslag från bl.a. Sverige en rekommendation om skydd av ålgräs (OSPAR 2012). Denna rekommendation uppmanar de stater som är parter i konventionen (som Sverige) att bl.a. vidta åtgärder för att minimera påverkan på ålgräsen livsmiljöer samt övervaka utbredningen och återhämtningen av denna biotop.

Östersjökonventionen som syftar till att skydda Östersjöns miljö (inkluderar även Kattegatt), undertecknades 1974 men omarbetats och en ny konvention trädde i kraft år 2000. Genom konventionen bildades den s.k. Helsingfors-

kommissionen – (HELCOM) som är ett organ för att övervaka och driva på arbetet i de anslutna staterna för att genomföra konventionens målsättning. Utifrån konventionerna har Östersjöstaterna beslutat om en mängd deklamationer och rekommendationer med syfte att påverka staterna att vidta åtgärder mot hoten mot Östersjön. 2007 beslutades om en omfattande åtgärdsplan (*Baltic Sea Action Plan - BSAP*) som syftar till att år 2021 kunna uppnå en god ekologisk status. Planen innehåller cirka 150 åtgärder inom fyra prioriterade områden: övergödning, farliga ämnen, biologisk mångfald och sjöfartens miljöanpassning. Den svenska regeringen presenterade i maj 2010 ett förslag till en nationell plan för att genomföra BSAP, i vilken även ingår en nationell plan för restaurering av marina landskap fram till år 2021 (Naturvårdsverket 2009a, Regeringskansliet 2010). En åtgärd i denna svenska plan är att identifiera och kartlägga potentiella och aktuella habitat av t.ex. tång, ålgräs och blåmusslor samt uppväxtområden för kustfisk genom att utveckla modeller och andra verktyg och utveckla ett gemensamt angreppssätt för att minska negativ påverkan till 2013 (åtgärd B7b Naturvårdsverket 2009a).

I arbetet med att genomföra respektive konventions strategier och aktionsplaner, liksom EU:s havsmiljödirektiv (se mer nedan) finns det ett samarbete mellan OSPAR och HELCOM. En av de viktigaste åtgärderna för att bevara biologisk mångfald inom konventionerna är bildandet av ett nätverk av marina skyddsområden i Östersjön och Nordsjön. Målet är att dessa skyddsområden tillsammans med Natura 2000 områden ska bilda ekologiskt uthålliga nätverk som inkluderar alla skyddsvärda arter och habitat, däribland ålgräs (HELCOM 2010, OSPAR 2012). Dessutom har ett arbete påbörjats för att ta fram gemensamma indikatorer för biologisk mångfald, vilket också inkluderar grunda vikar och ålgräsängar (HELCOM 2010).

6.3. EU-lagstiftning

För att genomföra de ovan nämnda Aichimålen att hejda förlusten av biologisk mångfald och försämringen av ekosystemtjänster senast år 2020 beslutade EU 2011 om en strategi för biologisk mångfald 2020 (vision 2050). Strategin innehåller sex övergripande mål och 20 åtgärder. Mål 2 i strategin är att ”Senast 2020 bevara och förbättra ekosystem och ekosystemtjänster genom att grön infrastruktur införs och minst 15 % av skadade ekosystem återställs (EU kommissionen 2015)”. En av åtgärderna för att uppnå detta mål är att säkerställa att det inte sker några ytterligare nettoförluster (no net loss) av biodiversitet och ekosystemtjänster. Kommissionen arbetar med att ta fram konkreta förslag till hur en reglering av den s.k. no net loss-policyn kan konkretiseras, t.ex. genom användning av olika typer av kompensationskrav.

Rättsakter som ligger till grund för krav på restaurering av livsmiljöer såsom ålgräsängar är framförallt habitatdirektivet (direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, ändrat genom direktiv 97/62/EG), vattendirektivet (2000/60/EG) och havsmiljödirektivet (2008/56/EG). Men det är viktigt att påpeka att en stor del av EU:s miljölagstiftning indirekt påverkar statusen för grunda havsvikar och ålgräshabitat, genom krav som ställs på olika typer av hänsynstagande och begränsning av utsläpp. Likaså har EU:s

gemensamma fiskeripolitik betydelse för fiskbestånden som påverkar kustekosystemens status.

6.3.1. Vattendirektivet

Syftet med vattendirektivet är att upprätta ett ramverk till skydd för EU:s grundvatten, inlandsvatten och kustvatten (ut till en nautisk mil utanför baslinjen). En viktig utgångspunkt är att samtliga vattenresurser ska förvaltas utifrån ett avrinningsområdesperspektiv. Genom att utgå från vattnets naturliga flöden, snarare än administrativa och geografiska gränser, ökar möjligheten att hantera sådana effekter på en vattenförekomst, t.ex. minskad utbredning av ålgräs i ett kustområde, som orsakats av aktiviteter uppströms i avrinningsområdet. Men en avrinningsområdesvis förvaltning ställer också krav på ett nära samarbete – mellan myndigheter och mellan nationer. Direktivet uttrycker en vision om att medborgare och organisationer ska involveras i vattenförvaltningen och att öppenhet gentemot olika intressenter ska påverka genomförandet av målen (SOU 2007:60 bilaga B 32, s. 16).

Som ett yttersta mål anges att samtliga yt- och grundvattenförekomster inom unionen ska ha uppnått god status senast år 2015. Det finns möjligheter att under vissa förutsättningar göra undantag från detta mål och också att förlänga tiden för dess uppnående, dock som längst till 2027. God status bedöms i relation till enskilda vattenförekomster och inkluderar både god ekologisk och kemisk status. Förutom målet om god status anges i direktivet att ingen försämring av vattenstatusen får ske. Genom en principiellt viktig dom från EU-domstolen sommaren 2015 (C-461/13) avseende muddring i den tyska floden Weser har det klargjorts att begreppet försämring inte förutsätter att den sammanvägda statusen försämras. Det föreligger en otillåten försämring redan då enbart statusen hos en enskild kvalitetsfaktor försämras. Är en kvalitetsfaktor redan på den lägsta nivån är det tillräckligt att en parameter försämras, t.ex. koncentrationen klorofyll).

Ekologisk status bedöms genom en sammanvägning av flera biologiska, fysikalisk-kemiska och hydro-morfologiska kvalitetsfaktorer och parametrar. En vattenförekomst kan klassas utifrån denna bedömning som hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig. I bedömningen av ekologisk status i kustvatten ska gömfröiga växter användas som biologisk kvalitetsfaktor (2000/60/EG, HVMFS 2013:19). I flera länder bl.a. Danmark används djuputbredningen av ålgräs (som är en gömfröig växt) som en egen kvalitetsfaktor. I Sverige används dock ålgräset i mycket liten omfattning vid bedömning av ekologisk status pga. av bedömningsgrundernas utformning, och någon övervakning av ålgräsets status görs inte mer än sporadiskt (se avsnitt 5.2.1). Även om expertbedömning kan användas för att inkludera ålgräs i statusklassningen, har detta endast gjorts i ett fåtal fall. Det betyder att den kraftiga påverkan på ålgräsets status på den svenska västkusten, som beskrivits ovan, inte påverkar klassificeringen av vattenstatusen (se vidare kapitel 5). Detta strider som tidigare påpekats mot direktivet.

Medlemsstaterna är skyldiga att *genomföra alla åtgärder som är nödvändiga* för att förebygga en försämring av vattenstatusen (RDV art. 4 (a)(i) samt (b)(i)). Dessutom åläggs de även en generell förpliktelse att skydda, förbättra och återställa alla ytvattenförekomster, som inte har undantagits från direktivets tillämpningsområde, *i syfte att uppnå ovan nämnda mål inom föreskrivna*

tidsramar. Bl.a. förutsätts miljöpåverkande verksamheter använda sig av bästa tillgängliga teknik och bästa miljöpraxis samt rätta sig efter de gränsvärden för utsläpp som följer av EU-lagstiftningen. Sverige är således skyldig att se till att den ekologiska statusen restaureras så att som lägst god vattenstatus uppnås.

För varje avrinningsdistrikt ska det upprättas åtgärdsprogram, i vilket ska anges de åtgärder som behövs för att uppnå målen om en god status och undvika en försämring (RDV art. 11 (1–3) och (4)). Enligt EU-domstolens praxis framgår att programmen måste vara *tillräckliga* för att genomföra direktivet, något som förutsätter att dokumenten betraktas som bindande på medlemsstatsnivå och att de vänder sig till en vidare krets än enbart nationella tillsynsmyndigheter (C 96/81). Hittills har vattenmyndigheterna inte föreskrivit åtgärder i åtgärdsprogrammen som syftar till att förhindra ytterligare försämring av livsmiljön för ålgräs (något som däremot ingår i åtgärdsprogrammet enligt havsförvaltningsförordningen, ÅPH nr 31; Havs- och vattenmyndigheten 2015).

6.3.2. Havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet är uppbyggt på ett liknande sätt som vattendirektivet och syftar till att skydda och bevara den marina miljön, förhindra att den försämras, och att när det är praktiskt möjligt återställa miljön där den har påverkats negativt. Det övergripande målet är att uppnå en god miljöstatus i EU:s marina vatten senast år 2020.

Havsmiljödirektivet gäller i alla marina vatten och överlappar således vattendirektivet i området närmast kusten. För att undvika dubbelreglering i detta område ska havsmiljödirektivets krav bara omfatta de aspekter som inte tas upp i vattendirektivet. Målet är att uppnå god miljöstatus för större havsområden såsom Nordsjön och Östersjön. God miljöstatus, bedöms med hjälp av ett stort antal indikatorer fördelade mellan 11 deskriptorer – tematiska områden – som fastställts i direktivets bilaga 1. Flera av dessa deskriptorer kan relatera till ålgräs, bl.a. biologisk mångfald, övergödning, havsbottnens integritet, samt marina näringsvävar. För deskriptor 5 (övergödning) nämns i EU kommissionens beslut 2010/477/EG, ålgräs som exempel på en indikator för perenna växter (EU 2010). För att undvika sådan dubbelreglering som nämndes ovan används i den svenska havsmiljöföreskriften (HVMFS 2012:18, bilaga 3) samma indikator för makrovegetation som enligt föreskrifterna för bedömning enligt vattendirektivet, d.v.s. bland annat gömfröiga växter. Men som påpekats ovan (avsnitt 5.2.1), inkluderas ålgräs endast sporadiskt vid vissa provtagningslokaler, och i Bohuslän inte alls.

På liknande sätt som enligt vattendirektivet är medlemsstaterna skyldiga att vidta åtgärder för att uppnå och bibehålla den ekologiska statusen i havet. Ett åtgärdsprogram har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten i vilken ingår att länsstyrelsen för Västra Götalands län i samverkan med myndigheten och berörda kommuner ska genomföra restaureringsåtgärder för ålgräs i Västerhavet (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Många förutsättningar måste uppfyllas för att denna åtgärd ska kunna genomföras. Bland annat krävs en utredning om lämpliga platser för restaurering då vissa områden som förlorat ålgräs idag är mycket svåra att restaurera (se vidare Moksnes m.fl. 2016, kapitel 2). Det krävs även att orsaker till tidigare och pågående förluster identifieras och han-

teras (se avsnitt 3.4) och att restaurerade områden får adekvat skydd från framtida skador.

6.3.3. Habitatdirektivet

Syftet med art- och habitatdirektivet (i dagligt tal habitatdirektivet eller livsmiljödirektivet), är att säkra den biologiska mångfalden genom att bevara livsmiljöer samt vilda djur och växter. Medlemsstaterna är skyldiga att vidta åtgärder för att bibehålla eller återuppbygga en gynnsam bevarandestatus av naturliga livsmiljöer samt vild fauna och flora som har betydelse i ett EU-perspektiv. Vad som avses med gynnsam bevarandestatus fastställs efter en bedömning av ett antal faktorer som är specifika för varje naturtyp.

Medlemsstaterna ska utse naturområden som ur ett europeiskt perspektiv anses särskilt värdefulla, som s.k. Natura 2000-områden. Det finns ett stort antal Natura 2000-områden längs den svenska västkusten som utpekats som särskilt värdefulla bl.a. på grund av att ålgräs växer eller har vuxit där. Varje biogeografisk område ska uppnå gynnsam bevarandestatus för den utpekade arten eller naturtypen. Därför måste åtgärder vidtas för att en sådan status ska kunna uppnås och bibehållas. Intrång i enskilda Natura 2000-områden, t.ex. genom exploatering eller en verksamhet, är inte tillåtet mer än under mycket speciella omständigheter och då måste dessa intrång kompenseras (7 kap 29 § miljöbalken).

6.3.4. Miljöansvarsdirektivet

En stor del av miljölagstiftningen inom både EU och i Sverige, syftar till att förmå den som avser bedriva eller bedriver en verksamhet som kan påverka människors hälsa och miljön, att vidta olika former av försiktighetsmått. Trots att preventiva försiktighetsmått vidtas för att motverka att skadan uppkommer eller åtminstone minimeras, så kan skador på miljön uppkomma. Genom EUs miljöansvarsdirektiv finns gemensamma regler för vilka krav som ska ställas på avhjälpan av miljöskador.

Direktivet medför att medlemsstaterna måste ställa krav på den som förorsakat en allvarlig miljöskada att avhjälpa densamma, oavsett om skadan orsakats genom föroreningar eller genom annan störning. Allvarlig anses miljöskadan bl.a. vara om påverkan medför betydande negativ effekt på kvaliteten på vattenmiljön, eller om den skadar eller försvårar bevarandet av en djur- eller växtart eller en livsmiljö som är förtecknat som Natura 2000 eller andra områden på ett betydande sätt. Skulle en allvarlig skada uppkomma är det inte tillräckligt att enbart ställa krav på att den skadade miljön återställs utan dessutom måste kompensation ske för den nytta som naturområdet eller naturresurser skulle medfört över tid om skadan inte skett. För att uppnå full kompensation kan det finnas behov av att öka de ekologiska resurserna jämfört med den ursprungliga situationen.

6.4. Internationell rätt och EU-rätten ställer krav på Sveriges miljöstatus

Enligt den internationella rätten och EU-rätten finns det alltså skyldigheter för Sverige som stat att se till att livsmiljöer och arter uppnår eller behåller en viss status. Dessa skyldigheter kan medföra att Sverige måste ställa restriktioner på

ny verksamhet eller förändringar av befintlig verksamhet. Uppnås inte den föreskrivna statusen måste åtgärder vidtas, exempelvis genom ytterligare försiktighetsmått eller restaurering. Den svenska lagstiftaren kan i stort välja vilka åtgärder som ska vidtas och hur ansvaret (och kostnaderna) ska fördelas mellan olika aktörer. Vissa grundläggande internationella principer som även Sverige har åtagit sig att följa, medför dock att fördelningen av ansvaret och kostnader, inte kan ske hur som helst.

En sådan princip är ”*principen att förorenaren betalar*” – den som förorenar och som orsakar en risk för skada är ansvarig och ska betala för de skador och olägenheter denne orsakar. Det är inte alltid klart vem som utgör förorenare och hur denna grupp avgränsas. Är exempelvis den som nyttjar en tillverkad produkt (konsumenter) också att se som förorenare? Vidare är det inte alltid möjligt att finna en förorenare och då får man hitta andra lösningar, t.ex. genom att finansiera restaureringen med hjälp av skatteintäkter.

Försiktighetsprincipen styr också staternas sätt att ställa krav på medborgarna och medför att den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd har en skyldighet att förebygga skador och olägenheter för människors hälsa eller miljön även om det saknas fullständig bevisning om att sådan olägenhet eller skada uppkommer. Detta är således en princip som syftar till att minimera behovet av restaurering. Men eftersom kravet på försiktighet kvarstår så länge skadorna gör det så kan försiktighetsprincipen indirekt också medföra krav på restaurering.

En rättslig standard som tydligt följer av EU-rätten men som också förekommer i exempelvis Östersjökonventionen är kravet på verksamhetsutövare att använda *bästa tillgängliga teknik*, d.v.s. den teknik (i vid bemärkelse) som finns tillgänglig på marknaden någonstans på jordklotet och som medverkar till minst miljöpåverkan, såvida kostnaden är rimlig. EU-kommissionen har till uppgift att ta fram vägledande dokument för vad som utgör bästa tillgängliga teknik, vilka också syftar till att definiera begreppet. I den svenska miljöbalken används inte begreppet bästa *tillgängliga* teknik utan istället ställs krav på att bästa *möjliga* teknik ska användas men bara i den utsträckning det anses miljömässigt motiverat (se vidare om denna avvägning nedan i avsnitt 6.5.4). Vid bedömning av hur kostsamma krav som kan ställas görs en objektiv bedömning utifrån vad ett branschtypiskt företag kan antas klara av. EU-rättens krav på bästa tillgängliga teknik kan sägas utgöra en miniminivå. Vid tillämpning av miljöbalkens krav på bästa möjliga teknik kan mer ambitiösa krav komma att ställas.

Den främsta skillnaden mellan den internationella rätten och EU-rätten är att det finns en mycket större möjlighet för EU:s institutioner att framtvunga efterlevnad av krav och åtaganden. EU kommissionen kan föra talan i EU-domstolen mot en medlemsstat som inte genomför ett direktiv på ett fullständigt sätt. EU-domstolen kan då döma medlemsstaten att genomföra direktivet men också till att betala böter så länge genomförandet brister. Internationella konventioner innehåller vanligen olika sätt att öka parternas efterlevnad, t.ex. genom olika former av rapporteringskrav eller genom att inrätta gemensamma kommissioner (såsom HELCOM och OSPAR-kommissionen) som på olika sätt kan stödja och driva på parternas arbete. Det finns visserligen en internationell domstol som kan användas om parterna inte genomför sina åtaganden men i

praktiken används den mycket sällan. Istället är det politiska hänsynstaganden som oftast motiverar stater till att uppfylla sina åtaganden.

Det är också viktigt att påpeka att svenska domstolar och myndigheter enligt EU-rätten är skyldiga att tolka nationell rätt mot bakgrund av direktivens ordalydelse och syfte. Om en medlemsstat brister i genomförandet av direktiv kan nationella myndigheter och domstolar också vara skyldiga att tillämpa regler i ett direktiv med direkt effekt för att ge enskilda möjligheter att ta till vara de rättigheter som enskilda får genom unionsrätten. Förutsättningen är då att direktivets bestämmelse är ovillkorlig och tillräckligt tydlig och precis samt att EU-landet inte har införlivat direktivet inom den givna tidsfristen.

Tydligt är att framförallt EU-rätten idag spelar stor roll för utformningen av den svenska miljölagstiftningen. Utrymmet för nationell reglering har med tiden kommit att minska och idag tas de flesta lagstiftningsinitiativ på miljöområdet som en konsekvens av nya EU-krav.

6.5. Svensk lagstiftning som skyddar ålgräs

6.5.1. Miljöbalkens skydd av ålgräs

Verksamheter och personer i Sverige som direkt eller indirekt påverkar ålgräs och dess habitat är skyldiga att efterleva den svenska lagstiftningen som även inkluderar EU-lagstiftning. Detta gäller verksamheter som direkt kan komma att påverka ålgräsets livsmiljö t.ex. genom muddring, vid olika typer av byggnad i vatten (exempelvis anläggande av hamnar och bryggor) eller vid ankring. Men regelverket riktar sig också till aktörer som mer indirekt påverkar ålgräset t.ex. genom utsläpp av näringsämnen, fiske eller utsättning av främmande växt- och djurarter.

I miljöbalken finns generella regler, framförallt de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalkens andra kapitel som ska tillämpas oavsett var inom Sverige påverkan på ålgräs sker (nedan avsnitt 6.5.4). Det finns också mer specifika skyddsregler som gäller i relation till vissa verksamheter eller utpekade områden (nedan avsnitt 6.5.5 till 6.5.7). De allmänna hänsynsreglerna gäller generellt oavsett om verksamheten måste ha tillstånd, dispens eller liknande för att få bedrivas eller ej. Reglerna syftar antingen till att motverka ytterligare påverkan eller försämring av miljön (t.ex. livsmiljöer för ålgräs) – *prevention* – eller till att reparera och återställa skadade områden – *reparation*. Som beskrivits i avsnitt 2.2 kan kompensationsrestaurering användas för att kompensera för skador som oundvikligen uppkommer genom en verksamhet och som inte går att undvika genom preventiva försiktighetsmått (se vidare kapitel 7). Parallellt med miljöbalken ska annan lagstiftning tillämpas såsom t.ex. plan- och bygglagen (reglerar byggande och exploatering av mark och vattenområden), väglagen och skogsvårdslagen.

Miljöbalken består av ett stort antal regler och regeltekniker, men genomgången nedan omfattar endast sådana regler som anses ha direkt relevans för förvaltningen av ålgräs. Nedan beskrivs först miljöbalkens mål och hur de kopplar till de nationella miljökvalitetsmålen som fastställts av riksdagen. Därefter beskrivs de generella hänsynskraven och på vilket sätt dessa kan skydda ålgräs. Vidare finns det speciella skyddade områden som också kan vara viktiga för ålgräshabitaten, liksom krav på vissa verksamheter att ha tillstånd eller

söka dispens. Reglerna om tillsyn är viktiga att beskriva eftersom tillsynsarbetet syftar till att övervaka och genomdriva de krav som ställs och motverka otillåten verksamhet.

6.5.2. Miljöbalkens mål och de svenska miljö kvalitetsmålen

De svenska reglerna som skyddar ålgräs återfinns framförallt i miljöbalken och dess förordningar och föreskrifter. Innan dessa beskrivs så finns det anledning att kort beskriva de mål som den svenska miljölagstiftningen syftar till att uppnå. Dessa mål kan ha betydelse vid tillämpningen av miljöbalkens regler, särskilt i de fall då reglerna ger utrymme för olika tolkningar. Målen indikerar också vad lagstiftaren ser som viktiga allmänna intressen, något som kan ha betydelse för i vilken mån krav på kompensation ska ställas (se vidare i kapitel 7).

Av 1 kap. 1 § miljöbalken framgår att syftet med balken är att *främja en långsiktigt hållbar utveckling*. Denna portalparagraf ger också uttryck för insikten om naturens skyddsvärde och att människan har ett ansvar att förvalta naturen väl. Det som är speciellt med miljöbalkens portalparagraf är att den tydligt ger uttryck för att ha betydelse vid tolkningen av balkens regler. Av 1 kap. 1 § 2:a stycket miljöbalken, följer att ”miljöbalken ska tillämpas så att

1. människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan,
2. värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas,
3. den biologiska mångfalden bevaras,
4. mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.

Betydelsen av detta ”tolkningsimperativ” skiljer sig mellan olika domstolar. Mark- och miljööverdomstolen har hänvisat direkt till målregeln i 1 kap. 1 § medan Högsta domstolen varit mindre benägen att göra detsamma (Michanek & Zetterberg 2012). I beslut om tillstånd och tillsyn som rör verksamheters påverkan på livsmiljöer för ålgräs är det lämpligt att där så är möjligt hänvisa till ovan nämnda mål.

De 16 nationella miljö kvalitetsmål som riksdagens beslutat om har ingen direkt rättslig status och kan inte användas som grund för att ställa krav på enskilda eller myndigheter att agera. Men de anger den politiska riktningen för miljöarbetet och ger vägledning om hur myndigheternas miljöarbete ska prioriteras. Därför kan det vara lämpligt att nämna relevanta miljö kvalitetsmål i beslut om tillstånd och tillsyn. Av de 16 miljö kvalitetsmålen är det några som är särskilt viktiga i förhållande till skyddet av ålgräs, nämligen:

- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Ingen övergödning
- Ett rikt växt- och djurliv

Varje miljö kvalitetsmål har i sin tur preciserats och ett antal etappmål har satts upp som visar steg på vägen mot miljö kvalitetsmålen och generationsmålet. Preciseringsen av miljö kvalitetsmålet Hav i balans medför bl.a. att

- kraven på god status enligt vattendirektivet, god miljöstatus enligt havsmiljödirektivet och gynnsam bevarandestatus enligt habitatdirektivet, uppnås,
- ekosystemtjänster vidmakthålls,
- ekosystemen i grunda kustnära miljöer präglas av en rik biologisk mångfald med livsmiljöer och spridningsvägar för växt- och djurarter samt
- hotade arter återhämtar sig och livsmiljöer har återställts i värdefulla kust- och havsvatten.

Miljömålen i 1 kap. 1 § miljöbalken samt de nationella miljö kvalitetsmålen ger uttryck för vad som i miljöbalken anges som **allmänna intressen** och som i vissa fall ska vägas mot enskilda intressen. Begreppet allmänna intressen är också viktigt i relation till krav på kompensation (enligt 16 kap. 9 § miljöbalken), vilket berörs nedan i kapitel 7.

6.5.3. Miljö kvalitetsnormer

I miljöbalkens 5 kapitel regleras miljö kvalitetsnormer som kan sägas vara regler för miljöns status. Statusbeskrivningen för kustvatten återfinns i föreskrifter från Havs- och vattenmyndigheten (HVMF 2012:18 och 2013:19). Havs- och vattenmyndigheten tillhandahåller mer ingående vägledning om miljö kvalitetsnormer i vattenförvaltningen (Naturvårdsverket 2011b).

I Sverige kan miljö kvalitetsnormer utgöra gränsvärdesnormer som *måste* uppnås eller riktvärdesnormer som *bör* uppnås. Normer kan också utformas som bioindikatorer eller för att ange miljö kvalitetskrav som följer av EU-medlemskapet. Miljöbalken anger dock inte vilken rättslig effekt de två sistnämnda typerna av miljö kvalitetsnormer reglerar, utan det är något som kan avgöras genom tolkning av den EU-rätt som miljö kvalitetskraven syftar till att genomföra.

Normerna som reglerar kemisk status enligt vattendirektivet karakteriseras som så kallade *gränsvärdesnormer* och har en mer direkt betydelse vid bedömningen av vilka krav på försiktighet som ska ställas på en verksamhet som påverkar den reglerade vattenstatusen. Bedöms det finnas en risk för att en gränsvärdesnorm överskrids kan mer omfattande krav ställas på en verksamhet, jämfört med vad som annars är möjligt. Det är inte heller tillåtet att ge tillstånd till verksamhet som medverkar till en sådan ökad förorening eller störning som kan antas på ett inte obetydligt sätt, medföra att en gränsvärdesnorm riskerar att överskridas.

Miljö kvalitetsnormerna som relaterar till ekologisk status i vatten enligt vattendirektivet, har av de svenska lagstiftarna och domstolarna inte uppfattats som gränsvärdesnormer och har därför inte fått samma avstyrande verkan som miljö kvalitetsnormer som beskriver kemisk status. Genom den tidigare nämnda Weser-domen klargörs att den svenska lagstiftningen inte uppfyller EU-rättens krav och att miljöbalken behöver ändras vad gäller regleringen i miljöbalkens 2 kapitel av de ekologiska normernas rättsliga effekt (Olsen-Lundh 2016, Michanek 2015). Det är oklart hur domstolar och myndigheter kommer att hantera dessa normer fram till ändringen är gjord. Som nämndes ovan (avsnitt 6.4) är domstolar och myndigheter skyldiga att tolka svensk lagstiftning mot bakgrund av direktivens ordalydelse och syfte. Det unionsrättsliga förbudet mot att ge tillstånd till verksamhet eller åtgärd som kan orsaka en

försämring av statusen eller äventyra uppnåendet av god status/god potential hos en vattenförekomst skulle t.ex. kunna upprätthållas genom tillämpning av lokaliseringsbestämmelsen i 2 kap. 6 § eller stoppregeln i 2 kap. 9 §. Eftersom det svenska genomförandet av vattendirektivet brister och direktivets bestämmelser om god ekologisk status är ovillkorliga och tillräckligt tydliga, är svenska myndigheter och domstolar också skyldiga att överväga att tillämpa vattendirektivets regler direkt (Michanek 2015). Detta skulle exempelvis kunna bli aktuellt i tillsynsärenden eller i tillståndsprövning. En ändring av de svenska bedömningsgrunderna för gömfröiga växter så att förekomsten av ålgräs kan påverka statusklassificeringen av kustvatten (såsom beskrevs ovan), skulle ge ytterligare rättsliga argument för att vara mycket restriktiv mot att ge tillstånd till verksamhet som kan komma att påverka livsmiljöerna för ålgräs.

6.5.4. Allmänna hänsynsregler (2 kap. MB)

Miljöbalkens andra kapitel innehåller allmänna hänsynsregler som gäller alla verksamheter och åtgärder som på något sätt berör miljöbalkens målsättning om en hållbar utveckling. I begreppet verksamhet inryms inte bara yrkesmässig verksamhet utan även privat sådan som t.ex. olika typer av markförändringar och byggande av bryggor m.m. Undantagna från de allmänna hänsynsreglerna är åtgärder som är av försumbar betydelse i det enskilda fallet, vilket i förarbetena till miljöbalken anges kunna vara exempelvis val av semesterort och bostadsort. För skydd av ålgräs bör även relativt små negativa effekter tillmätas betydelse, eftersom de tillsammans kan få avgörande inverkan på statusen på ålgräset som livsmiljö.

Syftet med reglerna är att begränsa de negativa konsekvenserna av olika typer av verksamheter, inte att i sig hindra dessa. Förutom att ange vilken typ av hänsyn som verksamhetsutövare och den som ska vidta en åtgärd måste vidta, anges också i vilken omfattning hänsyn ska tas, d.v.s. hur kostsamma försiktighetsmått som kan krävas.

Kunskapskravet – 2 kap. 2 §

Den som ska bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd måste ”skaffa sig den kunskap som behövs” för att bedöma och hantera de konsekvenser på miljön och människors hälsa som kan uppkomma genom den tänkta åtgärden eller verksamheten. Som tillstånds- eller tillsynsmyndighet finns därmed möjlighet att kräva att den som planerar en verksamhet eller åtgärd gör tydligt vilken påverkan på exempelvis ålgräs som kan bli följden av det som planeras. Särskilt i ärenden som inte tillståndsprövas, exempelvis anmälningsärenden (såsom vissa vattenverksamheter och vid anmälan enligt 12 kap. 6 § miljöbalken) och i strandskyddsdispenser, är det viktigt att som handläggare vara uppmärksam på om det är fråga om en verksamhet eller åtgärd som typiskt sett skulle kunna skada ålgräset. Se faktaruta 3.1. för mer information om på vilket sätt ålgräset kan komma påverkas.

Den som ska bedriva en verksamhet eller bedriver en sådan, liksom den som ska vidta en åtgärd som kan riskera påverka naturmiljön negativt ska ha alltså ha tillräcklig kunskap för att kunna bedöma på vilket sätt verksamheten eller åtgärden kan komma att påverka t.ex. livsmiljöer för olika arter samt hur dessa effekter kan undvikas eller åtminstone minimeras. Kunskap om effekterna handlar både om utformningen av den egna verksamheten och om förhållandena på bot-

ten som riskerar att bli påverkad. Hur långtgående krav på kunskap om ålgräsets tillstånd, verksamhetens eventuella påverkan på detta, liksom möjliga försiktighetsmått för att minimera eller undvika sådan påverkan, som ska ställas är en fråga att bedöma i det enskilda fallet. Finns det en risk att en verksamhet medför ytterligare störning på ålgräs i ett område där ålgräsets utbredning och täthet påverkats negativt tidigare bör dock verksamhetsutövaren ha kunskap om förhållandena i närområdet samt hur även en liten ytterligare påverkan kan komma att påverka habitatet i området samt över tiden. Likaså om verksamhetens påverkan ger försämrade möjligheter för ålgräs att återetableras.

Försiktighetskravet – 2 kap. 3 §

Den som avser att utföra en verksamhet eller bedriva en verksamhet är skyldig att:

utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

*Dessa försiktighetsmått ska vidtas **så snart det finns skäl att anta** att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.*

Viktigt att notera är att redan *riskan* för skadliga effekter motiverar att försiktighetsmått ska vidtas. Försiktighetsmått som kan aktualiseras för ålgräs är utformningen av en anläggning som ska byggas i vatten (t.ex. för att minimera skuggning av en brygga som ska byggas), undvikande av muddring i ålgräsängar och att minimera skadorna på grund av grumling i samband med muddring eller annat arbete i vattnet. För yrkesmässig verksamhet har försiktighetskravet i 2 kap 3 § uttryckts genom ett förtydligande att verksamheten måste använda bästa möjliga teknik (se avsnitt 6.4 ovan för en närmare beskrivning av de båda begreppen bästa tillgängliga respektive bästa möjliga teknik).

Val av plats – 2 kap. 6 §

En avgörande försiktighetsåtgärd för att skydda ålgräs är kravet att välja den plats som medför minst miljöpåverkan (intrång och olägenhet) men som samtidigt medför att verksamhetens ändamål kan uppnås. Ska det exempelvis anläggas en ny hamn eller marina i ett område med ålgräs kan lokaliseringskravet medföra att en sådan plats ska väljas som gör att muddring kan undvikas eller i vart fall minimeras, eftersom muddring kan ha stora direkta och indirekta effekter på ålgräset. Om alla platser är mer eller mindre olämpliga – t.ex. på grund av ålgräsets utbredning – kan detta vara ett skäl till att inte tillåta verksamheten. Som grund för att förbjuda verksamheten på platsen kan miljöbalkens 2 kap. 6 § användas. Det går även att hänvisa till stoppregeln i 2 kap. 9 § men då måste det kunna visas att det är den enskilda verksamheten som medför väsentlig påverkan på ålgräset livsmiljö. Likaså kan Natura 2000-reglerna i miljöbalkens 7 kap. medföra att en viss lokalisering förbjuds. Ett exempel är MÖD 2007:57 där en brygga för 22 båtplatser inte fick tillstånd på grund av att påverkan på de värdefulla miljöerna inom Natura 2000-området riskerade att påverkas. Målet rörde inte bara ålgräs, men det var en av de livsmiljöer som skyddades genom att tillstånd nekades. Ett annat exempel är Vänersborgs

tingsrätt som i mål M 2279-15 nekat tillstånd till en utökning av befintlig brygga på Resö. Skälen till beslutet angavs vara att området var skyddat som naturreservat, Natura 2000-område och att det inte var utrett att påverkan på ålgräs inte blev oacceptabel.

Eftersom kravet är att finna bästa plats ur miljö- och hälsosynpunkt för verksamheten är det avgörande att klargöra hur området inom vilket alternativa platser kan finnas (det s.k. sökområdet) ska avgränsas. Här måste hänsyn tas till både att syftet med verksamheten ska kunna uppnås och att det ska göras med minsta intrång och olägenhet för miljön. Vad syftet är varierar mellan olika typer av projekt. Är syftet att tillgodose behovet av fartygstransporter till och från Sverige blir sökområdet relativt stort. Om syftet istället är att tillhandahålla båtplatser för fritidsbåtar blir det område som är rimligt att undersöka betydligt mindre. Det blir i det fallet en fråga om att väga människors önskan om eller behov av närhet till båtplats mot kravet att välja en alternativ plats där störningarna minimeras.

Platsvalet påverkas av om det finns något naturskydd i det aktuella området eller om det är utpekad som riksintresse för något specifikt ändamål (se vidare avsnitt 6.5.6).

Fram till att en förändring av miljöbalken som reflekterar Weser-domens slutsatser gjorts, är rekommendationen att tillämpa lokaliseringskravet i 2 kap. 6 § miljöbalken med beaktande av syftet i vattendirektivet och särskilt kravet på icke-försämring. Finns det risk för att en verksamhet eller åtgärd kommer att påverka ålgräs på ett sätt så att den ekologiska statusen försämras eller uppnående av ekologisk status äventyras, är det sannolikt inte tillåtet att lokalisera verksamheten på platsen.

Ekonomisk avvägning mellan kostnad och nytta – 2 kap. 7 §

Såsom beskrevs ovan (avsnitt 6.4) ska alla krav i 2 kapitlet i miljöbalken tillämpas i den omfattning skyddsåtgärden bedöms vara miljömässigt motiverad. Detta görs genom en avvägning mellan kostnaden för skyddsåtgärderna och nyttan av dem. Om en åtgärd till skydd för ålgräs uppfattas som orimligt dyr i förhållande till värdet på ålgräset, så ställs generellt inte krav på verksamhetsutövaren att vidta skyddsåtgärden. Det har därför stor betydelse för hur man beräknar både nyttan av ålgräset samt kostnaderna att vidta skyddsåtgärderna (se kapitel 4). Det betyder också att kraven på att vidta skyddsåtgärder kan komma att påverkas av ny kunskap om ålgräsets betydelse. Oavsett om det efter en avvägning enligt 2 kap. 7 § miljöbalken inte anses miljömässigt motiverat att vidta skyddsåtgärder får enligt Weser-domen (C-461/13) en försämring av en kvalitetsfaktor inte tillåtas.

6.5.5. Hushållningsbestämmelser

Hushållningsbestämmelserna i 3–4 kapitlen i miljöbalken syftar till att ge ledning om vilka intressen som ska prioriteras för användning av mark och vatten. Detta är en fråga som framförallt får betydelse vid val av plats för en tillstånd- eller anmälningspliktig verksamhet och i beslut om dispens för intrång i olika former av naturskydd.

Enligt huvudregeln ska mark- och vattenområden användas för de ändamål som är lämpligast med hänsyn till läge, beskaffenhet och föreliggande behov (3 kap. 1 § miljöbalken). Användning som ger en ur allmän synpunkt god hushåll-

ning ska ha företräde. Ekologiskt särskilt känsliga områden ska så långt möjligt skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada naturmiljön (3 kap. 3 §). Områden som är viktiga för fisket ska skyddas så långt möjligt mot åtgärder som påtagligt kan påverka möjligheten att fiska. Områden som utpekats som riksintressanta för fiske ska skyddas mot sådan påverkan (3 kap. 5 §). Skador på ålgräsängar som fungerar som barnkammare för fiskyngel kan i ett senare led påverka fiskeintresset och bör därför omfattas av skydd mot åtgärder som kan försvåra fisket, t.ex. muddring. Områden med stora natur- eller kulturvärden eller som är viktiga för friluftslivet, ska skyddas så långt möjligt mot påtagliga skador (3 kap. 6 §). Utpekats ett sådant område som riksintresse ska det skyddas mot påtagliga skador, d.v.s. bestående negativ påverkan eller tillfälligt stor negativ påverkan.

Av 4 kap. miljöbalken följer att stora delar av kustvattnen i Bohuslän är av riksintresse för natur- och kulturvård och har ett skydd mot olika typer av exploatering och påverkan, såvida det inte är fråga om utveckling av en befintlig tätort eller det lokala näringslivet eller försvaret. Är det fråga om områden som är utpekade som Natura 2000-område (se vidare nedan) är dock skyddet betydligt starkare och det blir betydligt svårare att tillämpa något undantag.

Vid prövning av tillåtligheten av en verksamhets lokalisering ska hushållningsbestämmelserna tillämpas och kan således både hindra och främja en lokalisering i ett område där det finns livsmiljöer för ålgräs.

6.5.6. Områdesskydd (7 kap. MB)

Ett sätt för lagstiftarna att rättsligt styra vilken hänsyn som ska tas till arter och livsmiljöer är att peka ut geografiska områden och koppla dessa utpekanden till till regler om hur området får användas eller påverkas. Nedan beskrivs geografiskt avgränsade skydd som kan vara av betydelse för skyddet av ålgräs. Dessa regler återfinns framförallt i 7 och 8 kapitlen i miljöbalken men även de ovan beskrivna hushållningsbestämmelserna i 3 och 4 kapitlen och miljökvalitetsnormer enligt 5 kapitlet är kopplat till geografiska områden. De olika skydden kompletterar varandra eftersom de skyddar mot olika typer av påverkan. Generellt kan dock sägas att de mer precisa reglerna med tydlig geografisk avgränsning är lättare att tillämpa då de inte lämnar lika stort utrymme för tolkning.

Reglerna i 7–8 kap. miljöbalken skyddar mot olika former av mänsklig påverkan. I vissa fall anges redan i lagtexten vilken typ av påverkan som begränsas. Exempelvis medför strandskyddet ett skydd mot uppförande av nya byggnader eller ändringar av befintliga byggnader eller anläggningar som kan hindra eller avhålla allmänheten från att beträda ett strandområde liksom mot åtgärder som väsentligt förändrar livsvillkoren för djur och växter. I andra fall bestäms vilken typ av påverkan som ska begränsas från fall till fall genom särskilda föreskrifter (t.ex. för naturreservat).

Naturreservat (7 kap. 4 § MB)

Mark- eller vattenområden får av länsstyrelser eller kommuner förklaras som naturreservat för att bevara biologisk mångfald, vårda och bevara värdefulla naturmiljöer, för att tillgodose friluftslivsintressen samt för att skydda, återställa eller nyskapa värdefulla naturmiljöer eller livsmiljöer för skyddsvärda arter. Naturreservat kan alltså beslutas för att skydda ett vattenområde där det exempelvis finns skyddsvärda arter, såsom ålgräs eller bottnar där ålgräs skulle

kunna växa. Naturreservat kan också vara en användbar skyddsform då en ålgräsäng restaureras och behöver skydd. Naturreservat skyddar inte mot sådan påverkan där källan ligger utanför reservatet, exempelvis genom långväga luftföroreningar. Vid en lokalisering av en verksamhet och tillämpning av de allmänna hänsynsreglerna signalerar dock naturreservatet att det finns behov av särskilt hänsynstagande.

För varje naturreservat beslutas också om sådana restriktioner för hur området får användas som behövs för att uppnå dess syfte. Det kan handla om förbud mot att bygga, sätta upp stängsel, schakta, odla, dika, plantera, avverka, jaga, fiska, använda bekämpningsmedel eller att befinna sig i området. I syfte att skydda ålgräs, kan det således föreskrivas restriktioner att vistas i ett område, eller förbud att uppföra sådana anläggningar, t.ex. bryggor som kan skada ålgräset. Dessa föreskrifter kan bara upphävas om det finns *synnerliga skäl*, t.ex. då ett område har förändrats väsentligt eller då en detaljplan eller områdesbestämmelse väsentligt har förändrat förutsättningarna för områdets skydd (Prop. 1997/98:45 Del 2). Däremot kan dispens ges från föreskrifter om det finns *särskilda skäl*.

Trots att ålgräs växer i många av naturreservaten utmed Bohusläns kust, har reservaten sällan tillkommit för att skydda denna art och dess livsmiljö. Reservatsföreskrifterna är därför sällan utformade för att hindra påverkan på ålgräset (se faktaruta 3.1. för en summering av olika de viktigast hoten mot ålgräs). **Genom en översyn av befintliga föreskrifter skulle skyddet av ålgräs inom befintliga reservat kunna stärkas. Både kommuner och länsstyrelser kan också överväga möjligheten att utpeka nya reservat i syfte att skydda kvarvarande ålgräsängar.**

Natura 2000 (7 kap. 27 § MB)

Enligt habitatdirektivet måste som ovan nämndes alla EUs medlemsstater peka ut områden som representerar viktiga naturmiljöer med arter eller naturtyper som är särskilt skyddsvärda ur ett europeiskt perspektiv. Tillsammans bildar dessa utpekade områden ett nätverk som syftar till att uppfylla EUs åtaganden enligt bl.a. konventionen om biologisk mångfald.

I ett flertal av Bohusläns Natura 2000-områden växer det ålgräs. Verksamheter och åtgärder som på ett betydande sätt kan komma att påverka ett utpekat Natura 2000-område får inte påbörjas utan tillstånd från länsstyrelsen. Detta krav gäller oavsett om verksamheten kommer bedrivas eller åtgärden vidtas i själva området eller utanför. Det finns möjligheter till undantag från detta förbud men tillstånd får bara ges under speciella omständigheter och efter beslut av regeringen. En ansökan om anläggande av småbåtsbrygga i Tanums kommun avslogs 2004 av miljööverdomstolen eftersom domstolen ansåg att lokaliseringen innebar stor risk för påverkan på mjuka bottenar och ålgräsängar inom ett Natura 2000-område (MÖD 2004:29). Någon prövning av undantagen blev inte aktuellt då underlaget var för dåligt för att bedöma de naturvärden som riskerade att påverkas. Vid tillståndsprövning och tillsyn av verksamheter som kan komma att påverka ålgräs, t.ex. genom grumling vid muddring eller dumpning, måste det således klarläggas om det finns risk att påverka sådana Natura 2000-områden som är utpekade för att skydda naturtyper där det finns eller skulle kunna finnas ålgräs.

Biotopskydd (7 kap. 11 § MB)

En möjlighet till direkt skydd för ålgräs återfinns i miljöbalken (7 kap. 11 §) och förordningen (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. Förordningen ger länsstyrelser och kommuner möjlighet att utse ålgräsängar som biotopskyddsområde. Skyddet innebär att verksamheter och åtgärder som kan skada naturmiljön inte är tillåtna i utpekade områden (7 kap. 11 § miljöbalken). En fördel med biotopskyddsområden jämfört med andra typer av skydd är att det är relativt enkelt att införa, d.v.s. det behövs endast ett beslut från länsstyrelsen. En komplikation med utpekandet av ålgräsängar är att den geografiska utbredningen i viss mån förändras år från år (Nyqvist m.fl. (2009)). Biotopskyddet måste därför inkludera sådana områden till vilket ålgräset kan spridas i närtid. I takt med att metoden för att kartera ålgräs utvecklas, kan det förväntas bli enklare att avgränsa för biotopskydd relevanta områden.

Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram en specifik vägledning för inrättande av biotopskydd för ålgräs (Naturvårdsverket 2014). Fram till 2015 hade dock möjligheten att peka ut specifika områden med ålgräs som biotopskyddsområden inte utnyttjats, men i april 2016 beslöt Länsstyrelsen i Västra Götalands län att inrätta biotopskydd för ett 24 ha stort grundområde som bl.a. innehåller 2.4 ha ålgräs (Länsstyrelsen 2016). **Att peka ut ålgräsängar som biotopskyddsområden kan utgöra en effektiv åtgärd för att öka skyddet för detta habitat och bör därför intensifieras kraftigt. Detta gäller speciellt i områden där stora förluster av ålgräs skett som i södra Bohuslän där behovet av att skydda kvarvarande ålgräs akut.**

Strandskydd (7 kap. 16 § MB)

Strandzonen, generellt 100 meter från strandlinjen både upp på land och ut i vattnet (men högst 300m), har rättslig skydd mot viss typ av påverkan. Detta område kan utvidgas till högst 300 meter från strandlinjen. Inom strandskyddsområden är det förbjudet (enligt 7 kap 15 § miljöbalken) att bygga, ändra en byggnads användningsområde, gräva eller vidta åtgärder som väsentligt förändrar villkoren för djur och växter (exempelvis ålgräs). Detta medför att det inte är tillåtet med muddring, anläggande av bryggor, igenfyllnad etc. i ett strandskyddsområde. För vissa byggnader som behövs inom jordbruk och fiske gäller inte strandskyddet.

Dispens från strandskyddet kan under vissa förutsättningar beviljas om det finns särskilda skäl, t.ex. att en anläggning för sin funktion behöver ligga vid vattnet och behovet inte kan tillgodoses utanför området (7 kap. 18c §). Genom tillstånd enligt 9 eller 11 kap. miljöbalken eller tillåtlighet enligt 17 kap. miljöbalken (regeringen), kan en verksamhet tillåtas inom strandskyddat område. Dessutom kan kommunen under vissa förutsättningar genom detaljplan undanta ett område från strandskydd (4 kap. 17 § plan- och bygglagen) om det finns särskilda skäl för det och om intresset av att ta området i anspråk på det sätt som avses med planen väger tyngre än strandskyddsintresset.

Se faktaruta 6.1. för en sammanfattning av vad länsstyrelsen kan göra för att öka skyddet av ålgräs. Se även Naturvårdsverkets handbok om Strandskydd (Naturvårdsverket 2009b).

Faktaruta 6.1. Rekommendationer för att förbättra skyddet av ålgräs: Vad länsstyrelsen kan göra

Nedan ges exempel på vad länsstyrelsen kan göra för att öka skyddet av ålgräs

- Påskynda arbetet med att inrätta biotopskydd för ålgräsängar.
- Tillhandahålla kartmaterial över ålgräsets utbredning att användas i ärenden om tillsyn, anmälan, dispens, tillsyn, områdesskydd m.m.
- Se över föreskrifterna för befintliga naturreservat för att klargöra om det finns behov av att föra in restriktioner som syftar till att skydda livsmiljöer för ålgräs. Exempelvis kan det vara lämpligt att föra in förbud mot exploatering samt försiktighetsmått för att undvika skador som orsakas av fritidsbåtar.
- Se över om bevarandemålen för Natura 2000-områden bör inkludera ålgräs.
- Överväg införandet av nya naturreservat i syfte att skydda ålgräs.

6.5.7. Tillståndsprovning, dispens och tillsyn

I samband med provningar av tillstånd, anmälningar och dispenser för verksamheter eller åtgärder och i samband med tillsyn kan behovet av att skydda ålgräs aktualiseras. De olika typer av provningar där skydd för ålgräs kan aktualiseras är:

1. tillståndsärenden för miljöfarlig verksamhet (9 kap.) respektive vattenverksamhet (11 kap),
2. dispens för intrång i skyddade områden såsom naturreservat, Natura 2000-områden, strandskyddsområden, biotopskyddsområden och nationalparker (7 kap.),
3. dispens från dumpningsförbudet (15 kap. 33 §),
4. tillsyn av anmälningsärenden (9 eller 11 kap. eller 12 kap. 6 §).

För verksamheter som inte kräver vare sig tillstånd eller anmälan har tillsynsmyndigheten ändå en roll att kontrollera att verksamheten följer miljöbalkens krav. Nedan följer en kort beskrivning av exempel på olika typerna av provning och tillsyn och vilka hänsyn i relation till livsmiljön ålgräs som då bör övervägas. I anslutning till texten finns ett antal faktarutor med checklistor över frågor som är viktiga att beakta vid provning och tillsyn.

Tillståndspliktig och anmälningspliktig verksamhet

Miljöfarlig verksamhet är all användning av mark, byggnader eller anläggning som kan påverka människors hälsa eller miljön genom förorening eller annan störning (t.ex. påverkan genom ljud, vibrationer, ljus etc). Miljöfarlig verksamhet är indelad i fyra olika kategorier där de två första kategorierna (A och B) är tillståndspliktiga (den ena till miljödomstol och den andra till miljöprovning delegation vid länsstyrelse), den tredje kategorin (C) anmälningspliktig till kommunen samt en fjärde kategorin (U) som varken är tillstånds- eller anmälningspliktig. Det finns också vissa verksamheter, t.ex. små avlopp med WC där tillstånd söks hos kommunen. Vilken kategori en verksamhetstyp tillhör framgår av Miljöprovningförordningen (2013:251).

Vattenverksamhet är sådant anläggande i vatten som påverkar vattnets djup och läge (11 kap. 2 §) och huvudregeln är att vattenverksamhet kräver tillstånd enligt 11 kap. 9 § miljöbalken för att få bedrivas. Viss vattenverksamhet räcker det med att anmäla innan den får påbörjas (förordning 1998:1388 om vattenverksamhet m.m.). Tillstånd till vattenverksamhet söks vanligen hos mark- och

miljödomstolen i vissa fall (t.ex. markavvattning) hos länsstyrelse. Anmälan om vattenverksamhet görs

Tillstånd söker den som ska bedriva verksamheten. Innan ansökan inlämnas ska verksamheten samråda med viktiga intressenter (såsom närboende, kommunen och vissa myndigheter) och därefter upprätta en miljökonsekvensbeskrivning som utreder vilken påverkan den tänkta verksamheten kommer att innebära på alternativa platser samt hur dessa kan motverkas (6 kap. miljöbalken). **Finns det risk att verksamheten medför störningar på ålgräs bör detta uppmärksammas av kommuner och myndigheter redan i samband med samrådet.** Brister i miljökonsekvensbeskrivningen eller i ansökan kan medföra krav på kompletteringar och i sista hand att ansökan avvisas eller avslås.

Tillståndsmyndigheten eller domstolen prövar i vilken mån verksamheten uppfyller alla de krav som redovisats ovan och beslutar om tillstånd ska ges och i så fall under vilka villkor och för hur lång tid. Det är verksamhetsutövaren som är ansvarig för att ta fram underlaget för prövningen men den prövande myndighetens ansvar att se till att underlaget är tillräckligt för beslut om tillstånd. Prövningsmyndigheten bör därför särskilt se till att det finns information i miljökonsekvensbeskrivningen och i ansökan om

- i vilken mån det finns ålgräs i det område där verksamheten ska bedrivas eller åtgärden ska vidtas eller i ett område som kan komma att påverkas av verksamheten/åtgärden (även indirekta störningar genom exempelvis trafik till och från en anläggning bör redovisas)
- vilken effekt verksamheten kan komma att få på ålgräs och hur denna effekt påverkas av att det även kan finnas annan verksamhet som påverkar samma livsmiljö,
- hur dessa effekter kan motverkas.

När prövningsmyndigheten fått in ett tillräckligt underlag ska själva ansökan prövas. Den första frågan är att bedöma om verksamheten överhuvudtaget ska tillåtas på en viss plats. Som tidigare nämnts ställer lokaliseringsregeln i 2 kap. 6 § krav på att platsen är lämplig för ändamålet så att störningar och olägenhet kan undvikas så långt möjligt. Kommer livsmiljöer för ålgräs utmed Bohusläns kust att påverkas bör alltid verksamhetens lokalisering ifrågasättas. Förutom lokaliseringen av verksamheten ska prövningsmyndigheten ställa krav på försiktighetsmått för att störningar ska minimeras så långt möjligt. Detta kan t.ex. innebära att man vid muddring ställer krav på grumlingen minimeras väsentligt, att grumlande arbeten inte får utföras under växtsäsongen eller att tillskottet av näringsämnen vid en fiskodling begränsas genom en musselodling i anslutning till anläggningen. Kompensationskrav bör endast ställas som en sista möjlighet för att minimera störningar (se vidare kapitel 7 och 8).

Tillståndet ger verksamhetsutövaren en viss trygghet på så vis att varken tillsynsmyndigheten eller enskilda kan komma och ställa ytterligare krav mer än under vissa speciella omständigheter (t.ex. om oriktiga uppgifter lämnats i ansökan eller om man fått kunskap om nya allvarliga skador). Vanligen kan dock ett tillståndsvillkor alltid omprövas efter 10 år från att tillståndet gavs. Det är därför viktigt att kommuner och myndigheter är uppmärksamma på de tillståndsprovningar som görs och agerar i ett tidigt skede av prövningsprocessen.

I vissa undantagsfall behövs inget tillstånd utan det räcker det med att verksamheten anmäls till tillsynsmyndigheten innan den påbörjas (se 19 § förordning (1998:1388) om vattenverksamhet m.m). Anmälningsskyldiga vattenverksamheter som kan komma att påverka ålgräs är fyllning och pålning respektive grävning, muddring, sprängning eller liknande åtgärder – om de omfattar ett område som är mindre än 3000 kvadratmeter. Det kan t.ex. gälla anläggande av en ny brygga eller reparationer av en befintlig. Dessa ärenden kräver dock som huvudregel strandskyddsdispens så anmälan blir inte den enda prövning som görs. Som tillsynsmyndighet är det viktigt att i dessa ärenden bevaka att tillräcklig kunskap finns på samma sätt som beskrevs ovan gällande tillståndsprövning. Om kunskap om påverkan är bristfällig ska verksamhetsutövaren föreläggas att presentera utförligare utredning av konsekvenserna.

Se faktaruta 6.2. för en lista med förslag till uppgifter som kan ingå i en ansökan om tillstånd. Se även Naturvårdsverkets handbok om vattenverksamheter (Naturvårdsverket 2008).

Faktaruta 6.2. Rekommendationer för att förbättra skyddet av ålgräs: Tillståndsprövning

Listan nedan innehåller förslag till uppgifter som kan ingå i en ansökan om tillstånd för en miljöfarlig verksamhet (enligt 9 kap. miljöbalken) eller vattenverksamhet (enligt 11 kap. miljöbalken) som kan komma att påverka livsmiljön ålgräs. Listan är inte uttömmande och alla uppgifter behöver inte ingå i alla ansökningar. Istället får omfattningen av underlaget bedömas från fall till fall. Listan kan också utgöra utgångspunkt vid prövning av anmälningsärenden och vid tillsyn. Ibland kan ytterligare uppgifter behövas och prövningsmyndigheten kan då begära in dem från sökanden.

1. Beskrivning av bottenstrukturer och djup i det område som kan komma att påverkas av verksamheten, inklusive eventuell förekomst av ålgräs (areell utbredning och skottäthet), vilket redovisas på karta med positionsangivelser.
2. Information om nuvarande och historisk utbredningen av ålgräs samt utbredningen av grunda (0-5 m) mjukbottensområden inom vattenförekomsten där verksamheten ska utföras, om detta finns tillgängligt (kan tillhandahållas av Länsstyrelsen).
3. Beskrivning av hur och när (kontinuerligt eller vid specifika tillfällen) verksamheten kan komma att påverka livsmiljöer i grunda havsvikar och då särskilt ålgräsängar.
4. Beskrivning av åtgärder och försiktighetsmått för att minska påverkan på ålgräs samt metoder för att följa påverkan.
5. Beskrivning av eventuella skyddade områden enligt 7 kap. MB som kan komma att påverkas av verksamheten och uppgifter om eventuellt ålgräs inom dessa områden. Om verksamheten eller åtgärd påverkar ett Natura-2000 på ett betydande sätt krävs ett särskilt tillstånd enligt 7 kap 28a § miljöbalken.
6. Beskrivning av verksamhetens påverkan på möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormen god ekologisk status i vattenförekomsten som berörs.

Vid prövningen eller tillsyn bör följande frågor klargöras:

1. Är verksamheten tillåten enligt 2 kap. 6 § MB med hänsyn till närheten till känsliga livsmiljöer såsom ålgräsängar? Finns det en risk för negativ påverkan på livsmiljöer för ålgräs kan lokaliseringen inte mer än undantagsvis vara tillåten och då under villkor om försiktighetsmått för att minimera skadorna.
2. Vilka krav på försiktighetsmått ska ställas för att undvika eller åtminstone minimera störningarna?

Ska det ställas krav på kompensationsåtgärder (förutom krav på försiktighetsmått)? Se vidare avsnitt 6 och 7.

Dispensärenden

Som nämnts ovan finns det under vissa förutsättningar möjlighet att få dispens från restriktioner och förbud, under vissa förutsättningar i kombination med särskilda villkor och krav på kompensation (16 kap. 2 och 9 §§ miljöbalken). Hur detta går till beskrivs närmare i avsnitt 7.3. Dispens kan sökas från det generella förbudet att dumpa avfall (exempelvis muddermassor) inom Sveriges sjöterritorium eftersom det kan skada vattenmiljön (15 kap. 31 §). Dumpningsförbudet följer av ett antal internationella konventioner såsom den s.k. Londonkonventionen samt regionala havsrättskonventioner såsom OSPAR och HELCOM.

Dispens för dumpning i kustvatten och inom territorialhavet söks hos länsstyrelsen och kan endast ges under förutsättning att olägenheter för människors hälsa och miljön inte uppkommer. Myndigheten som prövar dispensansökan måste därför ha god kännedom om dumpningens effekter på de marina ekosystemen, inte minst ålgräs som är känsliga för nedsatta ljusförhållanden, vilket kan uppkomma i samband med dumpningen. Dumpning inomskärs är alltid direkt olämplig i de fall det finns ålgräs som kan komma att påverkas antingen direkt eller i ett senare skede. Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram en rapport (2015:28) ”Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på?” som ger vägledning för myndigheter som ska pröva dispens från dumpningsförbudet. Det är också viktigt att uppmärksamma att dispensen inte medför någon rätt att utföra den dispensgivna verksamheten. Om skada eller olägenhet ändå skulle uppstå och denna inte avhjälps, kan ytterligare villkor för dispensen uppställas och i slutändan kan även dispensen återkallas. Det krävs alltså en god tillsyn och uppföljning av meddelade dumpningsdispenser.

Dispens från strandskyddet söks i de flesta fall hos kommunen och i några fall hos länsstyrelsen (t.ex. inom naturreservat som beslutats av länsstyrelsen). Har en verksamhet eller åtgärd givits tillstånd enligt andra bestämmelser i miljöbalken (framförallt 9, 11 eller 17 kap.) ska frågan om strandskyddet ha prövats i samband med den allmänna frågan om lokalisering. Högsta Domstolen har uttalat att det inte är fråga om att bortse från strandskyddet utan att syftet är att undvika en dubbel prövning av samma verksamhet eller åtgärd (NJA 2008 s. 55). I tillståndsprövning av till exempelvis vattenverksamhet såsom muddring ska därför strandskyddsbestämmelserna beaktas av tillståndsmyndigheten när denna prövar en ansökan om tillstånd (se vidare nedan).

Dispens kan endast ges om det finns särskilda skäl (t.ex. att området behövs för ett angeläget allmänt intresse och andra skäl som anges i 7 kap. 18c och 18d §§ miljöbalken) och att syftet med skyddet inte påverkas (d.v.s. djur- och växtlivets samt det rörliga frilluftslivet). Vid prövning av dispens görs en avvägning mellan den enskildes intressen och det allmänna intresset. För att skydda ålgräset är det således viktigt att klargöra dess många funktioner och värden (se ovan beskrivningar i avsnitt 3.2 och kapitel 4). I ett beslut om strandskyddsdispens ska de särskilda skälen för dispens tydligt anges. Likaså måste beslutet innehålla tydliga uppgifter om inom vilket område dispensen ges och vilken åtgärd dispensen avser.

När en kommun får in en ansökan om strandskyddsdispens för en verksamhet som också utgör en vattenverksamhet som ska anmälas till länsstyrelsen enligt 11 kap. 9 a § miljöbalken kan kommunen i vissa län överlämna handläggningen av strandskyddsärendet till länsstyrelsen. Därigenom undviks dub-

belprovning, vilket är samhällsekonomiskt kostsamt. Likaså kan myndigheten ha bättre möjligheter att ställa krav på relevanta utredningar och annat underlag som behövs för att kunna bedöma om dispens ska ges. Det finns också andra fall då en verksamhet ska prövas enligt 9 eller 11 kap. då strandskyddsdispensen kan inkluderas i den prövningen istället för som ett separat ärende av kommunen.

För att kunna avgöra om dispensen ska ges och eventuellt förenas med villkor behövs vidare information om hur den åtgärd för vilken dispens söks kan komma att påverka djur- och växtlivet, t.ex. livsmiljöer för ålgräs. I områden där ålgräset kraftigt minskat, t.ex. kusten i södra Bohuslän bör dispens till verksamhet som kan påverka ålgräs även i liten omfattning i princip inte ges. Skulle det ändå finnas sådana mycket speciella omständigheter att dispens övervägs bör detta förenas med krav på sådana försiktighetsmått att någon påverkan på ålgräset inte sker.

Se faktaruta 6.3. för en lista med förslag på vilken information sökande bör tillhandhålla vid prövning av dispens från strandskydd och dumpningsförbud.

Faktaruta 6.3. Rekommendationer för att förbättra skyddet av ålgräs: Strandskyddsdispens och dispens från dumpningsförbud

Strandskyddsdispens

Vid prövning av dispens från strandskydd bör den sökande tillhandahålla information om

1. Förekomsten av ålgräs i området för vilket dispens söks samt i närområdet (vattenförekomsten).
2. Historisk förekomst av ålgräs i området, om detta finns tillgängligt (kan tillhandahållas av Länsstyrelsen)
3. Påverkan på ålgräs och livsmiljön där ålgräs kan växa som dispensen kan medföra samt effekten av denna

Ska den planerade vattenverksamheten tillståndsprövas av mark- och miljödomstol ska frågan om strandskyddsdispens hanteras inom ramen för tillståndprocessen. I fall då det räcker att anmäla den planerade vattenverksamheten till tillsynsmyndigheten kan frågan om strandskyddsdispens samordnas med hanteringen av anmälan.

Mer vägledning finns i Naturvårdsverkets Handbok om Strandskydd 2009:4. Utgåva 2.

Dispens från dumpningsförbud

Dumpningsdispens bör aldrig medges i områden inomskärs eftersom dessa områden alltid innehåller vegetation (som t.ex. ålgräs) som kan ta allvarlig skada av den ökande grumligheten och sedimentationen som följer vid en dumpning.

Vid prövning av dispens från dumpningsförbudet bör den sökande tillhandahålla information om:

1. Strömförhållanden i området där dumpning planeras, om området är att anse som ackumulations- eller transportbotten, samt om det föreligger risk att dumpningen kan påverka grundområden inomskärs.
2. Förekomsten av ålgräs (levande och historisk) närområdet (vattenförekomsten) som skulle kunna påverkas av dumpningen.

Mer vägledning finns i Havs- och vattenmyndighetens rapport Handläggning av en dumpningsdispens – Vad ska man tänka på? Rapport 2015:28.

Tillsyn

Ansvar för att kontrollera att miljöbalkens krav och domar och beslut som fattats enligt denna, verkligen efterlevs ligger på en rad tillsynsmyndigheter. Detta tillsynsansvar medför att tillsynsmyndigheter förutom att kontrollera efterlevnaden också är skyldiga att vidta åtgärder så att verksamhetsutövare vidtar rättelse och följer kraven i balken och i domar och beslut. Detta kan ske genom att tillsynsmyndigheten förelägger verksamhetsutövaren att följa vissa anvisningar eller helt förbjuder verksamheten. Det kan också betyda att tillsynsmyndigheten initierar utredning av polis och åklagare eller fattar beslut om andra sanktioner. I Sverige kompletteras myndigheternas tillsynsansvar med verksamhetsutövarens ”egenkontroll”. Som verksamhetsutövare är du inte bara skyldig att följa miljöbalkens krav på hänsynstagande, utan du är också skyldig att själv kontrollera att så verkligen sker. Verksamheter har vanligen ett kontrollprogram och inte sällan anger tillstånden hur denna kontroll ska ske.

Vilken myndighet som har tillsyn över exempelvis en marina, framgår av miljötillsynsförordningen (2011:13). Tillsyn över miljöfarlig verksamhet (kategori A och B) utövas av länsstyrelsen som kan överlåta denna tillsyn till kommunen. Övrig miljöfarlig verksamhet har kommunen tillsynsansvar för medan tillsyn över vattenverksamhet vanligen sköts av länsstyrelsen. Av miljötillsynsförordningen framgår även vilka myndigheter som ska se till att de rättsliga skyddet i 7 och 8 kapitlet i miljöbalken efterlevs.

Finns det inget tillstånd för en verksamhet som riskerar att påverka en livsmiljö för ålgräs, t.ex. en brygga eller en mindre marina, är det tillsynsmyndighetens uppgift att se till att kontrollera att verksamheten är tillåten och att tillräckliga försiktighetsmått vidtas. Är verksamheten direkt olämpligt lokaliserad eller medverkar till stor påverkan på en ålgräsäng, ska tillsynsmyndigheten pröva om verksamheten är tillåten och om sådana krav på försiktighetsmått ska ställas som medför att störningen upphör eller minskar. Det kan således bli aktuellt för tillsynsmyndigheten att ställa krav på försiktighetsmått i efterhand, t.ex. fiskefrämjande åtgärder (enligt 11 kap. 8 § miljöbalken) eller att betala en särskild fiskeavgift (6 kap. 5 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet).¹ Har verksamhet som är tillstånds- eller anmälningspliktig inte ansökt om tillstånd eller anmält sin verksamhet, ska tillsynsmyndigheten göra en åtalsanmälan (26 kap. 2 § miljöbalken).

Se faktaruta 6.2. för en lista med förslag på frågor som en tillsynsmyndighet bör vara uppmärksam på vid tillsyn av verksamhet som kan komma att påverka ålgräs.

6.6. Bristanalys av dagens rättsliga förvaltning

Skyddet av ålgräsängar är otillräckligt

Den negativa utvecklingen av de svenska livsmiljöerna för ålgräs som beskrivits i avsnitt 3.3 ovan, tyder på att förvaltningen av dessa miljöer varit otillräcklig. Ytterligare påverkan på redan utsatta områden har kunnat ske utan att detta

¹ Se även MÖD 2015-06-26, mål nr M 11172-14.

ansetts som otillåtet eller att sanktioner vidtagits. Av detta kan man dra slutsatsen att det bristande skyddet inte enbart beror på en undermålig tillämpning utan också på att skyddet i sig är otillräckligt. Denna situation medför svårigheter att leva upp till internationella åtaganden i exempelvis OSPAR och Östersjökonventionen (HELCOM) och strider också mot målsättningen om god ekologisk status i vattendirektivet och god miljöstatus i havsmiljödirektivet.

Flera av områdesskydden enligt 7 kap. miljöbalken (t.ex. naturreservat och biotopskydd) omfattar endast restriktioner för verksamheter inom området. Verksamheter utanför det skyddade området begränsas således inte direkt genom skyddsreglerna, även om de medför väsentlig påverkan på de skyddade livsmiljöerna. Begränsningar av verksamheter utanför denna typ av skyddsområden får därför ske med andra instrument, t.ex. tillsyn av tillämpningen av de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken.

Kumulativ påverkan på ålgräsängarna måste beaktas

Det otillräckliga skyddet kan till stor del förklaras av att den avvägning som sker i det enskilda fallet sällan medför att värdet av ålgräsets ekosystemtjänster och dess biologiska mångfald värderas högre än värdet av den enskilda exploateringen. Det ses således inte som miljömässigt motiverat att vidta mer omfattande skyddsåtgärder eller att helt stoppa verksamhet som bryggor, marinor, sjöbodar, nya bostäder etc. De ”många små stegens tyranni” medför således att stora värden kan gå förlorade genom nya eller förändrade verksamheter och anläggningar som var och en sällan ses som ett direkt hot, men som tillsammans över tid kan orsaka stora skador. Är verksamheterna dessutom inte tillståndspliktiga (exempelvis vattenverksamheter som påverkar ett område som är mindre än 3000 m²) så är underlaget i form av miljökonsekvensbeskrivning m.m. generellt sett mindre. Det blir då svårare att avgöra om riskerna med verksamheten är sådana att den ska förbjudas eller förses med restriktioner. Det är därför viktigt att prövnings- och tillsynsmyndigheter inte enbart beaktar den enskilda verksamheten för sig utan tar hänsyn till att den kan vara en del av en större påverkan från många olika källor över tid. Detta är särskilt viktigt då det finns miljökvalitetsnormer som kan komma att påverkas.

Den som påverkar ålgräsängarna betalar inte för skadorna

Principen att förorenaren ska betala för den skada som kan uppkomma genom dennes verksamhet är också svår att applicera i de fall skadorna redan är ett faktum. Visserligen finns det ett allmänt krav på verksamhetsutövare att åtgärda skadorna men i praktiken kan det bli mycket svårt och kostsamt för en tillsynsmyndighet att genomdriva ett sådant krav gentemot många små verksamhetsutövare som påverkat habitatet över en längre tidsperiod (t.ex. genom båttrafik). Idag är det framförallt staten som får träda in för att åtgärda gamla miljösynder men hittills har ingen restaurering gjorts för ålgräshabitat. I det beslutade åtgärdsprogrammet för havsmiljön har det angivits att restaurering av ålgräsängar ska ske (Havs- och vattenmyndigheten 2015). För att lyckas med dessa restaureringar är det viktigt att utreda orsakerna till pågående förluster och brist på naturlig återhämtning av ålgräs i vissa områden (se avsnitt 3.4.8), och noga utvärdera lämpliga platser för restaurering enligt de rekommendationer som ges i Handboken om ålgräsrestaurering (Moksnes m.fl. 2016).

Skydden i 7 kap. utnyttjas inte

Skydden av naturområden enligt 7 kapitlet miljöbalken är som beskrivits av olika dignitet och skyddar från olika typer av påverkan men oftast enbart påverkan inom det skyddade området. Reglerna om påverkan på Natura 2000 områden är de enda som direkt skyddar från verksamheter utanför området. Flera av skydden förutsätter ett direkt utpekande av området där ålgräset växer, något som kan vara en relativt komplicerad process exempelvis vad gäller naturreservat. Biotopskydd däremot är betydligt enklare rent formellt men har hittills ändå bara just börjat användas. **Länsstyrelser bör omedelbart påskynda utpekandet av biotopskydd för ålgräsängar och andra värdefulla havsmiljöer.** Biotopskydd skulle inte utgöra ett heltäckande skydd för livsmiljöer för ålgräs men medför ett ytterligare hinder mot skadlig påverkan och kan dessutom utgöra en viktig signal om ålgräsets skyddsvärde.

Fokusera på ålgräs vid tillståndsprövning och tillsyn

Ett bättre skydd av ålgräshabitat kan åstadkommas genom en annorlunda tillämpning av de allmänna hänsysreglerna som beskrivits ovan. Särskilt gäller detta lokaliseringskravet men även försiktighetskravet och kravet på att använda bästa möjliga teknik. Det finns som visats möjlighet att ställa krav på försiktighetsmått men då krävs ett väldokumenterat underlag av förlusterna av ålgräs, värdet på de ekosystemtjänster som livsmiljön medverkar till samt kunskap om teknik att skydda mot påverkan.

Revidera bedömningsgrunder och kvalitetsfaktorer för gömfröiga växter så att djuputbredning och areell utbredning av ålgräs inkluderas

Förekomst av gömfröiga växter (inklusive ålgräs) ska enligt vattendirektivet utgöra en kvalitetsfaktor i statusklassificeringen. Detta behöver tydliggöras i havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMSF 2013:19) samt i vägledande dokument. Idag förekommer ålgräs i föreskriften, men bedömningsgrundens utformning gör att mjukbottnar med ålgräs i praktiken exkluderas från statusklassningen (se avsnitt 5.2.1). Bedömningsgrunden och kvalitetsfaktorn för gömfröiga växter behöver revideras så att djuputbredningen av ålgräs inkluderas i statusklassningen av de vattentyper där den förekommer. Ålgräsets areella utbredning bör också utgöra en indikator för statusklassning enligt havsmiljödirektivet, exempelvis för biologisk mångfald. Sådana förändringar kopplat till ett tydligt förbud mot ytterligare försämring av vattenstatusen skulle medföra betydligt bättre skydd för livsmiljöer som ålgräsängar. Ett sådant försämringsförbud kräver att miljö kvalitetsnormer utgör så kallade gränsvärdesnormer enligt första punkten i 5 kap. 2 § miljöbalken.

7. Rättslig grund för krav på ekologisk restaurering och ekologisk kompensation

7.1. Bakgrund

Såsom beskrevs i avsnitt 6.4 utgör försiktighetsprincipen och principen om att förorenaren ska betala, stöd för att kräva att den som genom en verksamhet eller åtgärd riskerar att påverka miljön ska iaktta försiktighet även om det inte finns fullständig bevisning för att handlandet kan orsaka en viss störning. Likaså, att den som påverkar miljön genom förorening eller annan påverkan ansvarar för avhjälpandet av skadan. I princip kan alltså verksamhet som medfört skador på ålgräsängar, åläggas ansvar för att restaurera den förstörda ängen. I praktiken kan det dock vara svårt att genomdriva ett sådant efterbehandlingsansvar, särskilt om verksamheten som orsakade påverkan upphört.

Trots försiktighetsprincipen och förorenaren betalar principen kan det ändå konstateras att ett visst mått av påverkan, även sådan påverkan som är oåterkallelig, har accepterats. Som exempel kan nämnas de många bryggor och småbåtshamnar som anlagts i ålgräsängar. Såsom beskrivits ovan i kapitel 6 är det dock viktigt att notera att ett tillstånd till en verksamhet, inte medför att kravet på försiktighetsmått och restaurering av förstörda habitat upphör. Även en verksamhet som till fullo efterlevt tillståndets villkor kan således bli ställd inför ytterligare krav.

För att hindra en ytterligare degradering av den biologiska mångfalden har inom EU-rätten (t.ex. genom de ovan beskrivna vattendirektivet, havsmiljödirektivet och habitatdirektivet) och även genom nationell rätt och det nationella miljömålsarbetet, i ökad utsträckning ställts krav på uppnåendet av en viss miljöstatus. Dessa krav har ofta kompletterats med krav som syftar till att förhindra ytterligare försämring från ny eller förändrad verksamhet, eftersom det uppfattats som kontraproduktivt att tillåta vissa verksamheter att ytterligare försämma samma tillstånd som andra aktörer åläggs att förbättra. I arbetet med att återställa och restaurera miljö tillstånd har det också blivit tydligt att även sådan påverkan som i det enskilda fallet har ansetts acceptabel vid ett tillfälle, i ett senare läge kan komma att medföra kostnader för någon annan.

EUs strategi för biologisk mångfald (Europeiska kommissionen 2011) syftar bland annat till att tillförsäkra att ingen ytterligare förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster sker ("ensure no net loss of biodiversity and ecosystem services"). Kommissionen har enligt strategin i uppgift att under 2016 föreslå hur ett system för "no net loss" av ekosystem och ekosystemtjänster kan se ut, t.ex. genom ekologisk kompensation (s.k. "offsetting" på engelska; se faktaruta 2.1.). För att utveckla ny eller befintlig verksamhet måste därför nya lösningar användas som snarare medför nettoförbättringar än nettoförluster av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Ett sådant initiativ är exempelvis "The Business and Biodiversity Offsets Programme" (BBOP) som arbetar för att hjälpa företag att skydda biologisk mångfald och bygger sin verksamhet på skadelindringshierarkin (se fak-

taruta 2.1.), dvs. att i första hand undvika, minimera, och återskapa skada på naturvärden innan kompensationsåtgärder övervägs.

Nedan beskrivs hur den svenska miljöbalken reglerar frågan om ekologisk kompensation och möjligheten att ställa krav på att förluster av ekologiska värden ska kompenseras. Miljöbalken innehåller dels en mer generell möjlighet till att ställa krav på kompensation (i 16 kapitlet 9 §) samt flera mer specifika möjligheter. I huvudsak syftar dessa regler till ett preventivt skydd, i samband med förprovning av verksamheter och åtgärder, men i relation till allvarlig miljöskada finns också ett kompensationskrav i samband med återställning av redan skadad natur. Beskrivningen av reglerna i avsnitt 7.2 är inriktad på förutsättningarna att kräva ekologisk kompensation för förluster av ålgräs. Reglerna i sig har dock ett bredare tillämpningsområde.

7.2. Krav på kompensation för intrång i allmänna intressen (16 kap. 9 § MB)

Den generella rättsliga möjligheten att kräva kompensationsåtgärder finns i 16 kap. 9 § miljöbalken. Regeln säger att tillstånd och dispenser *får* förenas med krav på bland annat kompensation av de intrång i allmänna intressen som en verksamhet medför. Krav på kompensation kan således ställas i alla provningar av tillstånd och dispens enligt miljöbalken. Den viktiga begränsningen är att den prövande myndigheten inte *måste* ställa krav på kompensation. Det är alltså upp till den som prövar ett enskilt ärende att göra bedömningen om kompensation ska krävas eller inte. Vad kompensationen ska bestå av anges inte i denna regel vilket gör att en relativt bred tolkning av begreppet kompensation får anses rimlig. Det kan alltså tänkas att andra åtgärder än kompensationsrestering kan ses som kompensation enligt 16 kap. 9 § miljöbalken (se avsnitt 2.2).

7.2.1. Allmänna intressen

Vad som utgör allmänna intressen berörs kort i miljöbalkens förarbeten, där det anges att allmänna intressen kan vara naturvårdsintressen men även andra intressen (prop. 1997/98:45 s. 209). Ett argument för att ålgräset är av allmänt intresse är de olika erkännanden av ålgräsets skyddsvärde som finns i både svensk lag och internationella överenskommelser. Sådant rättsligt erkännande av skyddsvärde finns genom att ålgräs är en av de särskilt angivna biotoper som är möjliga att skydda med biotopskydd (enligt bilaga 3 till förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.), att ålgräs ingår som en indikator-art för bedömningen av vattenstatus enligt EU:s ramdirektiv för vatten och havsmiljödirektivet, liksom upptagandet av ålgräs på OSPARs lista över hotade arter och habitat (OSPAR 2008) och HELCOMs rödlista över livsmiljöer i Östersjön (HELCOM 2013). Även Sveriges undertecknande av RAMSAR-konventionen är ett skäl till att betrakta ålgräs som ett allmänt intresse då det omfattas av konventionens definition av våtmarker. I tillägg till de formella argumenten för att ålgräs är av allmänt intresse så är det också väl dokumenterat vilken betydelse det har för det kustnära ekosystemet som helhet, både i näringskedjan och mer strukturellt för vattnets kvalitet och erosionsskydd (närmare beskrivet i avsnitt 3.2 och kapitel 4). Att ålgräs omfattas av begreppet

allmänt intresse är mot bakgrund av beskrivningen ovan tydligt. I avsnitt 7.2.2 redogörs för de ytterligare kriterier som ska uppfyllas för att kompensation ska kunna krävas enligt 16 kap. 9 § miljöbalken.

7.2.2. Intrångets omfattning och allvarlighetsgrad

I förarbetena till miljöbalken (prop. 1997/98 del II s. 209f) står att kravet på kompensation ska anpassas till hur allvarligt intrånget är och vilken nytta eventuella kompensationsåtgärder kan medföra. Även om inte lagtexten direkt anger att en sådan avvägning mellan kostnad och nytta ska göras, så följer det av den s.k. proportionalitetsprincipen. Samma princip ligger bakom den avvägning som ska göras enligt 2 kap. 7 § miljöbalken (se avsnitt 6.5.4)

De i 7.2.1 anförda argumenten visar på att ålgräs ska uppfattas som ett viktigt allmänt intresse och att negativ påverkan på ålgräs därför bör ses som allvarligt. Påverkan på ålgräs kan också innebära svårigheter att uppnå de målsättningar som finns i dels de svenska nationella miljömålen och EU:s strategi för biologisk mångfald.

En fråga att ta ställning till är om det finns någon nedre gräns i areal räknat där små intrång inte ses som allvarliga. Någon formell sådan gräns existerar inte, och det bör tas i beaktande att även små enskilda intrång kan få stora effekter när de blir många till antalet. Särskilt bör det synsättet användas när det som i ålgräsens fall sedan tidigare finns stora förluster av den aktuella livsmiljön, speciellt i områden där mycket lite ålgräs återstår idag som t.ex. i Kungälv kommun (se avsnitt 3.3.3). Det måste dock också beaktas att kostnaden av kompensationen står i rimlig proportion till skadan. Eftersom en ålgräsrestaurering enligt gällande rekommendationer (Moksnes m.fl. 2016) inkluderar ett års förundersökningar för att identifiera en lämplig lokal, samt 10 års uppföljning kan kostnaderna för dessa undersökningar anses bli oproportionerligt höga vid mycket små skador på enstaka eller tiotals kvadratmeter.

I denna rapport rekommenderas generellt att ekologisk kompensation för ålgräs övervägs i alla ärenden där skadan på ålgräs omfattar 100 m² eller mer av en ålgräsäng, samt att det krävs om skadan omfattar 1000 m² eller mer. Om ett fungerande system med s.k. *habitat-banking*, där verksamhetsutövare kan betala för redan utförda restaureringar (se avsnitt 8.5), fanns för kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige skulle kompensation kunna krävas för alla skador, också mycket små, utan att kostnaderna skulle bli oproportionerligt höga.

Sammantaget finns goda grunder för att hävda att ålgräsängarna är av allmänt intresse och att påverkan av dem därmed kan ligga till grund för ett krav på kompensation.

7.2.3. Hur direkt måste påverkan vara?

Intrång i allmänna intressen kan ske på olika sätt. Här skiljs mellan direkt och indirekt påverkan. Direkt fysisk påverkan kan utgöras av muddring av ålgräsängar, utfyllnad av bottnar, byggande av bryggor eller liknande som skuggar ålgräset. Att den typen av påverkan innebär ett intrång är odiskutabelt. Det är också relativt lätt att mäta storleken av intrånget och därmed att sätta en rimlig nivå på kompensationskravet. Svårare blir det om mer indirekt, eller diffus påverkan ska bedömas. Typexemplet på indirekt påverkan är utsläpp av närings-

ämnen där en specifik skada är svår att koppla samman med ett visst utsläpp. Intrånget är inte kopplat till en viss skada utan snarare ett tillskott av ett redan alltför vanligt förekommande ämne. Kompensation i en sådan situation kan röra sig om anläggande av våtmark för att fånga upp näringsämnen innan de når känsliga vattenområden. Så skedde i fallet MÖD 2005:5 där Mark- och miljööverdomstolen beslutade att en våtmark skulle anläggas som kompensation för utsläpp av näringsämnen från en fiskodling. Syftet med kompensationen var att hindra en ökad kvävebelastning i Västerhavet. Fiskodling i öppna nätkassar ansågs vara bästa tillgängliga teknik och då kunde kvävet inte fångas upp vid källan utan kompensation ansågs vara en lämplig lösning.

7.3. Krav på kompensation vid dispenser och skada som rör områdesskydd enligt 7 kapitlet

7.3.1. Dispenser från reservatföreskrifter eller upphävande av reservat (7 kap. 7 § MB)

Om naturreservat ska upphävas eller dispens för intrång i reservatet meddelas gäller särskilda skyddsregler. Sådana beslut får bara fattas om det finns synnerliga respektive särskilda skäl och om intrånget kompenseras i naturreservatet eller på ett annat område (7 kap. 7 § 4 stycket miljöbalken). Kompensationen är här i skäligen utsträckning obligatorisk, till skillnad från den allmänna regeln i 16 kap. 9 §. Nu bör också påminnas om att sådan exploatering är undantagsfall – naturreservatet har ju inrättats för att skydda naturen. Men i de fall då exploatering ändå blir aktuell bör kompensation utnyttjas för att motverka förlusterna som uppstår.

Kompensationen kan genomföras så att ett motsvarande område ges skydd eller genom att öka naturvärdet av ett annat område, exempelvis genom att restaurera en våtmark utanför själva reservatet. En kompensation som utgör ett utpekande av ett annat område som naturreservat kan snarast kallas formell kompensation, till skillnad från ekologisk. För att undvika långsiktiga förluster är det viktigt att prioritera ekologisk kompensation. Ekonomisk kompensation, d.v.s. att verksamhetsutövaren eller exploitören betalar för sin påverkan, ska enligt propositionen (prop. 1997/98:45 del II s. 77) inte tillåtas. Att kompensation ska ske i skäligen utsträckning innebär att ”alldeles obetydliga” intrång kan få göras utan krav på kompensation, liksom att en avvägning får göras mellan kompensationsåtgärdens nytta och kostnaden för den (prop. 1997/98:45 Del II s. 76f). Utanför kompensationskravet hamnar även sådant som enligt reservatföreskrifterna kan få göras med tillstånd, och inte är förbjudet.

Det har därför stor praktisk betydelse om en åtgärd är förbjuden (med möjlighet till dispens) enligt reservatföreskrifterna eller om den får genomföras med tillstånd från ansvarig myndighet. I MÖD 2009:38 konstaterade Mark- och miljööverdomstolen att det allmänt bör vara lättare att få ett tillstånd än en dispens, och att särskilda skäl för tillstånd bara kan krävas om det angivits i reservatföreskrifterna. Domen rörde inte frågan om kompensation men visar hur utformningen av föreskrifter påverkar skyddet i ett reservat. En påminnelse är här på sin plats; om intrång ska tillåtas måste de vara förenliga med reservatets syfte.

Kompensationskrav för påverkan på ålgräs inom naturreservat blir alltså beroende av hur reservatets föreskrifter är utformade. **Det viktigaste budskapet rörande naturreservat är att se till att föreskrifterna skyddar ålgräs, då blir kompensation lättare att besluta om i ett läge där någon form av exploatering är aktuell.** Om påverkan sker genom exempelvis muddring så ska kompensation krävas om muddring är förbjudet enligt föreskrifterna, medan det inte måste krävas kompensation om det står att muddring får genomföras efter tillstånd. I det senare fallet är fortfarande 16 kap. 9 § miljöbalken tillämplig, men som ovan beskrivits inte obligatorisk att använda för beslutande myndigheter. Att ålgräset ligger inom ett naturreservat bör dock vara ytterligare argument för att det innebär ett allvarligt intrång på ett allmänt intresse att påverka biotopen negativt och därmed starkare skäl för en prövande myndighet att utnyttja möjligheten i 16 kap. 9 § miljöbalken än i områden som inte är naturreservat.

7.3.2. Vid skada på Natura 2000-områden (7 kap. 29 § MB)

Som det framgår av avsnitt 6.5.6 är skyddet för miljön inom ett Natura 2000-område starkt och det krävs (enligt 7 kap. 28a § miljöbalken) tillstånd från länsstyrelsen för aktivitet som på ett betydande sätt kan komma att påverka skyddade arter och livsmiljöer. Påverkas skyddade arter och livsmiljöer på ett betydande sätt är det endast regeringen som kan tillåta aktiviteten. Sådana tillstånd ges som bara i verkliga undantagsfall och då med krav på åtgärder som behövs för att kompensera för miljövärden så att syftet med det skyddade området ska kunna tillgodoses. Enligt Europeiska kommissionens tolkningsanvisningar (Europeiska kommissionen 2000) kan kompensation bestå av följande åtgärder:

- återskapar en livsmiljö i ett nytt område eller utvidgar ett område som ska inkorporeras i Natura 2000-nätet,
- förbättrar livsmiljön i en annan del av området eller i ett annat Natura 2000-område i proportion till projektets negativa följder,
- i exceptionella fall föreslår ett nytt område enligt livsmiljödirektivet.

Det är alltså i första hand ekologisk kompensation som ska tillämpas, endast i exceptionella fall kan utpekande av ett annat område räknas som kompensation. Frågan om när kompensationen ska vara genomförd berörs också i samma vägledning. Där sägs att kompensationen som huvudregel ska vara genomförd innan de skadliga åtgärderna genomförs. På så sätt undviks tillfälliga förluster av ekosystemtjänster, och risken för misslyckande minimeras (se kapitel 9 för detaljer). Mark- och miljööverdomstolen har i fallet MÖD 2006:44 tillämpat kompensationskravet i 7 kap. 29 § på det sätt som framgår av kommissionens vägledning. Målet rörde byggandet av Botniabanan och den livsmiljö som var aktuell var ett våtmarksområde av betydelse för fågellivet. Mark- och miljööverdomstolen godkände inte ett prövotidsvillkor för kompensationen utan uttalade att kompensationsåtgärderna i huvudsak skulle vara genomförda när intrånget i Natura 2000-området sker.

En mycket viktig poäng när det handlar om Natura 2000-områden är att inte all natur inom området omfattas av samma skydd. Det är i första hand de utpekade arterna och livsmiljöerna som har det starka skyddet. Övriga arter och livsmiljöer kräver därför inte per automatik kompensation, även om de finns

inom ett Natura 2000-område. De kan dock som vanligt ligga till grund för kompensation enligt 16 kap. 9 § miljöbalken. För att stärka skyddet inom Natura 2000-områden kan det kombineras med andra områdesskydd, exempelvis naturreservat, vilket har gjorts på många platser.

7.3.3. Dispenser från biotopskydd (7 kap. 11 § MB)

Som visats i Naturvårdsverkets rapport (Naturvårdsverket 2015) om tillämpningen av kompensationskrav är dispenser från biotopskydd de beslut som i störst omfattning kombineras med krav på kompensation. Det finns inget självständigt krav på kompensation vid dispenser från biotopskydd, utan kravet får ställas med utgångspunkt i 16 kap. 9 §. Intrång i en skyddad biotop framstår dock som rimligt att betrakta som allvarligt, vilket kan förklara de ofta förekommande kompensationskraven. **Utpekande av ålgräsängar som biotopskyddsområden skulle därmed förutom det direkta skyddet mot exploatering även högst troligt leda till att kompensation skulle krävas** för intrång som ändå tillåts. Ett första biotopskyddsområde för bland annat ålgräs (Sunninge sund – Sundsvik, vid Uddevallabrons södra fäste) beslutades av länsstyrelsen i Västra Götaland i april 2016.

7.3.4. Dispenser från strandskydd (7 kap. 16 § MB)

Liksom biotopskydd kan strandskydd ses som ett uttryck för allmänna intressen och skulle därför kunna ligga till grund för kompensationskrav enligt 16 kap. 9 § miljöbalken. Naturvårdsverkets genomgång (Naturvårdsverket 2015) av tillämpningen av kompensation visar att kompensation inte någon gång mellan 2011 och 2014 har krävts i samband med utfärdande av dispenser från strandskyddet. Det finns dock inget hinder mot ett kompensationskrav kopplat till strandskyddsdispens. Verksamheter och åtgärder som vidtas i vatten, exempelvis anläggande av bryggor, omfattas även av bestämmelserna om vattenverksamheter och kräver som minst en anmälan till länsstyrelsen (se vidare i avsnitt 7.5).

7.4. Krav på kompensation med stöd av 2 kapitlet miljöbalken

Reglerna i 2 kap. miljöbalken syftar i första hand till att begränsa skador och risker för skador. Ordalydelsen till det generella försiktighetskravet i 2 kap. 3 § kan ge intryck av att öppna upp för ett krav på kompensationsåtgärder. Enligt lagtexten ska den som bedriver en verksamhet utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de **försiktighetsmått i övrigt** som behövs för att förebygga, hindra eller **motverka** att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Kompensation skulle kunna vara ett sätt att motverka de problem som uppstår. Varken förarbetena eller praxis ger dock stöd för en sådan tolkning. Tvärtom är placeringen i 16 kap. 9 § av den generella möjligheten att ställa krav på kompensation, ett tecken på att det inte varit avsikten att omfatta kompensationskrav i 2 kap.

I förarbetet (Prop. 1997/98:45) till miljöbalken sägs i anslutning till 11 kap. 8 § att de åtgärder som nämns där också omfattas av 2 kap. 3 §. Kompensation utanför det skadade området kan krävas med stöd i 16 kap. 9 § p. 3. Uttalandet talar för att en skiljelinje mellan kompensationsåtgärder och försiktighetsmått

skulle kunna vara den geografiska placeringen av en specifik åtgärd. Den tolkningen stöds också av två fall från Miljööverdomstolen där anläggande av våtmark har diskuterats. Miljööverdomstolen prövade i MÖD 2002:80 frågan om en våtmark som kompensation för kvarvarande utsläpp efter rening i avloppsreningsverk. Kostnaden för anläggandet av våtmark ansågs inte stå i proportion till den nytta det skulle medföra. Domen hänvisar till 16 kap. 9 § men i domskälen används begreppen skyddsåtgärder och försiktighetsmått, vilket talar för att våtmarken bedömdes enligt 2 kap. 3 §. Våtmark har i ett annat fall, MÖD 2005:5, benämnts kompensationsåtgärd av Miljööverdomstolen. Där rörde det sig om etablerande av våtmark som skulle fånga upp kväve någonstans mellan sjön Fryken i Värmland och Västerhavet. Våtmarken skulle i MÖD 2002:80 ha legat i reningsverkets närområde, medan det i MÖD 2005:5 var ett större avstånd mellan fiskodlingen och våtmarken. Skillnaden mellan de båda rättsfallen är i linje med uttalandet från förarbetena (Prop. 1997/98:45 Del 2 s. 130) gällande relationen mellan 11 kap. 8 § och 2 kap. miljöbalken. Var gränsen för verksamheten går, och därmed hur långt kraven i 2 kap. 3 § miljöbalken sträcker sig, är dock inte alltid tydligt.

Krav på kompensation är som huvudregel tveksamma att ställa med stöd i 2 kapitlet miljöbalken. Däremot är reglerna där, främst 2 kap. 3 och 6 §§, mycket betydelsefulla för att undvika och minimera skadlig inverkan på ålgräs.

7.5. Krav på kompensation vid skada på fisk vid vattenverksamhet (11 kap. 8 §)

Fiske (dvs. den mänskliga aktiviteten) som påverkas genom vattenverksamhet utgör enligt miljöbalken **11 kap. 8 §** ett särskilt skyddsvärt intresse för vilket det finns kompensationskrav. Enligt lagrummet ställs krav på att *vidta och för framtiden underhålla behövliga anordningar för fiskens framkomst eller fiskets bestånd [...] samt iaktta de villkor eller förelägganden i övrigt som på grund av verksamheten kan behövas till skydd för fisket i det vatten som berörs av vattenverksamheten*. Det finns alltså möjlighet att kräva ekologisk kompensation för den vattenverksamhet som orsakar skada på fisket. Mark- och miljööverdomstolen har i mål M 11172-14 (2015-06-26) påpekat att kraven i 11 kap. 8 § kan tillämpas såväl vid tillståndsprövning som vid anmälan om vattenverksamhet och vid tillsyn över vattenverksamhet. Domstolen hänvisar i sin dom till proposition 2004/05:129 där regeringen intog den ståndpunkt som domstolen senare upprepade. Här finns en betydelsefull skillnad gentemot kompensationsregeln i 16 kap. 9 § miljöbalken som endast gäller vid prövning av tillstånd och dispens.

Kompensation enligt 11 kap. 8 § kan däremot även tillämpas vid tillsyn av vattenverksamhet, med den begränsning som följer om det finns ett tillstånd för verksamheten. En situation då krav kan ställas i samband med tillsyn är **om en anmälningspliktig vattenverksamhet orsakat skador på ålgräs som förbisetts i samband med anmälan**.

Ett alternativ till att kräva ekologisk kompensation är att besluta om en fiskeavgift som avser att ersätta de förluster för fisket som uppstår. Det är viktigt att uppmärksamma att fiskeavgiften inte är en ekologisk kompensation, utan avser att allmänt tillgodose fiskets intressen. Fiskeavgiften kan användas generellt för att vidta åtgärder som främjar fisket och behöver således inte gå till att

kompensera för en viss förlust av fisk eller fiske. Medel från avgifterna kan användas för åtgärder för att förbättra livsmiljöer.

För ålgräs har ekologisk kompensation enligt 11 kap. 8 § krävts i tillståndet för Göteborgs hamn att bygga ut i Arendal (se vidare i avsnitt 8.2.1). I sammanhanget kan också nämnas att domstolen i samma mål bedömde att den föreslagna kompensationen genom plantering av ålgräs skulle täcka det behov som fiskeavgiften ska fylla, och därför beslutade att inte ta ut fiskeavgift.

7.5.1. Ekologisk kompensation

Redan i 1918 års vattenlag fanns en bestämmelse om att förluster för fisket som uppkommer vid byggande i vatten skulle kompenseras (2 kap. 8 § 1918 års vattenlag). Detta gällde exempelvis för den som fick tillstånd att bygga kraftverksdammar. Skyldigheten var inte begränsad enbart till kraftverksbyggen utan gällde även andra byggnader i vatten (Klintberg 1955). Ekologisk kompensation kan exempelvis röra sig om anläggande av nya lekområden för att ersätta sådana som förstörts av kraftverksdammar eller någon annan aktivitet. Det kan också röra sig om kompensation av ålgräsängar.

En begränsning som funnits under lång tid är avvägningen mellan kostnad och nytta när det gäller själva kompensationsåtgärden. Om nyttan för fisket av en kompensationsåtgärd inte skäligen kan anses motsvara kostnaden så kan kravet på kompensation sättas ner. Exakt hur nyttan ska beräknas framgår inte, men det är fiskets intressen som ska tillgodoses.

7.5.2. Fiskeavgift

Kompensation av intrång i fisket sker i praktiken ofta genom en avgift istället för krav på konkreta kompensationsåtgärder. Möjligheten till denna omvandling ges i 6 kap. 5 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Storleken på fiskeavgiften har varit föremål för diskussion i prövningar. I förhållande till kostnaderna för en kompensationsrestaurering av ålgräs (1,2–2,5 miljoner kronor per hektar; se kapitel 7 i Moksnes m.fl. 2016) har avgifterna generellt varit mycket låga, men dock ökat under senare år vilket redovisas i kapitel 8. Som diskuterats i kapitel 4 utgör produktionen av fisk endast en av många värdefulla ekosystemtjänster som ålgräsängar förser människan med. En fiskeavgift riskerar därför att bli en otillräcklig kompensation för en förlorad ålgräsäng.

7.6. Krav på kompensation vid miljöskador

De tidigare redovisade kompensationsreglerna rör bedömningar på förhand om vilka effekter som kan komma att bli följden av verksamheter och åtgärder. Förluster av ålgräs kan dock också uppkomma mer oväntat. Skador som uppstått utan att ha varit del av en tillståndsprövning kan i vissa fall klassificeras som föroreningsskador eller allvarliga miljöskador. Ansvaret för att kompensera skador är beroende av vilket typ av skada som är aktuell varför de behandlas var för sig nedan.

7.6.1. Föroreningsskada

Föroreningsskada är en miljöskada som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. För sådana skador gäller att den som är ansvarig för dem **i skäligen omfattning** ska utföra eller bekosta det avhjälpande som på grund av föroreningen behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. Hänsyn ska tas till hur långt tillbaka föroreningsskadan ligger, om det fanns ett uttryckligt ansvar att förhindra skadeverkningar samt övriga omständigheter. Begränsningarna innebär att det dels måste finnas ett tydligt samband mellan en viss förorening och skada, dels att avhjälpandet bedöms som skäligt.

7.6.2. Allvarlig miljöskada

Som ett led i genomförandet i Sverige av miljöansvarsdirektivet (2004/35/EG) genomfördes år 2007 förändringar av 10 kapitlet miljöbalken. Framförallt ändrades 5 § som efter ändringen föreskriver krav på den som är ansvarig för en allvarlig miljöskada. Allvarlig miljöskada definieras i 10 kap. 1 § och utgör förorening av mark som innebär en betydande risk för människors hälsa, påverkan på vatten med betydande negativ effekt för kvaliteten på vattenmiljön eller ett betydande försvårande av skyddet för arter eller livsmiljöer, förtecknade enligt 7 kap. 27 § första stycket eller 8 kap. 1 eller 2 § miljöbalken.

Krav på kompensation uppstår då miljön efter allvarliga miljöskador inte kan återställas. Resonemanget om när kompensation aktualiseras liknar det som gäller vid förprovning, exempelvis provning av tillstånd. Enligt 10 kap. 5 § miljöbalken ska den som är ansvarig för en allvarlig miljöskada utföra eller bekosta omedelbart förebyggande av ytterligare skada samt återställa miljön till det skick som hade varit om inte skadan inträffat. Dessutom ska kompensation genomföras för tillfälligt förlorade miljövärden under tiden det tar att återställa den skadade miljön. Om ett återställande inte är möjligt, ska de permanenta skadorna kompenseras. Omfattningen av kompensationskravet begränsas av att ansvaret för miljöskadan kan jämkas om det som orsakat problemet har varit tillåtet av myndigheter eller om farligheten inte var känd när skadan orsakades. Kompensation efter allvarlig miljöskada har ännu inte prövats i svensk praxis.

7.7. Sammanfattande analys

När ålgräs påverkas finns flera alternativ för att ställa krav på kompensation men antalet fall där dessa möjligheter tillämpats är begränsade. Generellt tillämpliga för vattenverksamheter är reglerna i 16 kap. 9 § och 11 kap. 8 § miljöbalken. Det finns för- och nackdelar i förhållande till användningen av de två kompensationsreglerna. **För att kunna kräva full ekologisk kompensation är det lämpligast att ställa krav med stöd i 16 kap. 9 §.** I den regeln får alla ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster användas som argument för kompensation, vilket gör behovet av ekologisk kompensation tydligare. Nackdelen är att det hittills finns väldigt lite praxis att stödja sig mot för att ställa långtgående krav på kompensation. Det saknas också tydlighet i frågan om när en kompensation bör aktualiseras. Ett tänkbart skifte kan ses i domen om utbyggnad av Göteborgs hamn vid Arendal där hamnen ålades att kompen-

sera för den förväntade förlusten av ålgräs (Mål nr M 4523-13, 2015-11-24. Vänersborgs tingsrätt.) se vidare i avsnitt 8.2.1.

Krav på att kompensera förluster för fisket enligt 11 kap. 8 § är det andra alternativet, antingen som ekologisk kompensation eller i form av en fiskeavgift. Fördelen med att hänvisa till 11 kap 8 § är att den kan tillämpas även vid tillsyn över vattenverksamhet och därmed kan fånga upp fler situationer än kompensation enligt 16 kap 9 § miljöbalken som bara gäller vid prövning av tillstånd och dispens. Nackdelen är att det uttryckligen endast är förluster för fisket som ska ersättas, medan andra ekosystemfunktioner- och tjänster inte kompenseras. Fiskeavgifterna har också varit låga i förhållande till kostnaderna för ekologisk kompensation, även om de har ökat under senare år.

En framtida situation där **fler ålgräsängar pekas ut som biotopskyddsområden skulle ytterligare kunna stärka möjligheten att kräva kompensation, men framförallt ställa större krav på att undvika och minimera förlusterna.**

8. Användning av ekologisk kompensation i marina miljöer

8.1. Användning av ekologisk kompensation i Sverige generellt

Ekologisk kompensation innebär att skador på naturmiljöer ska kompenseras genom tillförsel av nya naturvärden, exempelvis genom krav på nyskapande av miljöer, skydd och skötsel av nya områden eller genom restaurering. Under 2015 genomförde Naturvårdsverket en kartläggning med syfte att undersöka i vilken utsträckning ekologisk kompensation tillämpas i Sverige idag och i vilken typ av ärenden (Naturvårdsverket 2015). Enligt rapporten, där över 10 000 beslut (från 2011–2014) undersöktes, visade det sig att reglerna om ekologisk kompensation tillämpades på ett mycket varierande sätt, både när man jämförde olika typer av ärenden men också vid jämförelse mellan tillämpningen i olika delar av Sverige. Generellt så ledde mindre intrång och intrång i natur som inte innefattades av något formellt skydd mycket sällan till några krav på kompensation. Intressant att konstatera från rapporten är att den absoluta majoriteten av fall där kompensation krävdes var vid dispenser från biotopskydd, där kraven föreskrevs med uttryckligt stöd av 16 kap 9§ i många fall. I övrigt hänvisas till rapporten för detaljer.

I marina miljöer har ekologisk kompensation enligt rapporten använts i mycket liten utsträckning. Bland cirka 210 beslut rörande vattenverksamhet hittades enbart två beslut med krav på kompensation (Naturvårdsverket 2015). Båda fallen rörde markavvattning, men kraven på kompensation skiljde sig åt, där det ena innefattade restaurering av en våtmark medan det andra innefattade skötselåtgärder samt restaurering av en äng och ett dike. Dock hittas inga fall där kraven på ekologisk kompensation innefattade restaurering, nyskapande eller skydd och skötsel av helt marina miljöer. I dagsläget kompenseras negativ påverkan på fisk vanligtvis enbart med en fiskeavgift (enligt 6 kap 5 § och 9 § lagen 1998:812 med vissa bestämmelser om vattenverksamhet m.m.). Då denna typ av kompensation innebär att skadan ersätts ekonomiskt kan den inte ses som en ekologisk kompensation (se faktaruta 2.1.), även om medlen i slutändan kan användas till olika former av naturvård.

Sammanfattningsvis visar rapporten att användandet av ekologisk kompensation har ökat och att det finns många exempel på ekologisk kompensation utförd i terrestra miljöer även om utveckling och tydligare vägledning behövs. För marina miljöer behöver dock en påtaglig utveckling ske av metoder för ekologisk kompensation och restaurering. Det behövs en verktygslåda med vetenskapligt förankrade metoder och åtgärder. Det finns till synes också ett behov av att utöka möjligheterna att kräva kompensation för intrång i dessa miljöer.

8.2. Krav på ekologisk kompensation i marina miljöer

Det finns mycket få fall där påverkan på marina miljöer lett till krav på kompensation i form av faktiska åtgärder. Såvitt känt har ännu ingen kompensationsrestaurering i marin miljö genomförts eller utvärderats, även om flera fall som rör ålgäs nu är på gång (se nedan). I några fall har det ställts som villkor att blåstång sätts ut efter utförda arbeten i vatten, vilket skulle kunna betecknas som ekologisk kompensation (Se t.ex Mål 30030-05, 2006-09-28, Stockholms tingsrätt; Mål nr 1048-11, 2012-11-12 Växjö tingsrätt; Mål 2414-12, 2014-10-10, Nacka Tingsrätt). Domstolen har dock inte i något av fallen benämnt åtgärden som kompensation utan verkar ha sett det som en åtgärd enligt 2 kapitlet miljöbalken.

8.2.1. Krav på ekologisk kompensation av ålgräs

Domstolsärenden där kompensation för ålgräsförluster har krävts är lättråkade. De ärenden som kunnat identifieras är kort återgivna i detta avsnitt. Specialfallet med fiskeavgifter behandlas separat i avsnitt 8.2.2.

Miljödomstolen i Vänersborg har i ett fall 2007 beslutat att det i samband med anläggandet av en marina i Hälleviksstrand ska göras försök att underlätta nyetablering av ålgräsängar (Mål nr M 417-06, 2007-03-13 Vänersborgs tingsrätt). Kravet framställdes i försökssyfte då det saknades erfarenheter av hur goda möjligheterna var att lyckas. Kompensationen skulle bestå i dumpning av muddermassor för att höja havsbotten till ett djup där ålgräs skulle kunna etablera sig, inte genom plantering utan genom naturlig kolonisering. I domen saknas närmare villkor om hur kompensationen ska genomföras och istället får tillståndshavaren och tillsynsmyndigheten i uppdrag att komma överens om detaljerna. I fallet var den direkta påverkan på ålgräs liten och kompensationen kan ses som ett förslag till ekologisk kompensation av potentiellt ålgräshabitat, dock med svagt vetenskapligt stöd för metoderna. Uppföljning av ärendet visar att höjning av botten har genomförts till viss del, men att massorna från muddringen blev av mindre omfattning än beräknat. Inga tecken har synts på att ålgräs koloniserar. Åtgärden har därför bedömts som misslyckad och en fiskeavgift om 103 125 kr för 0,3 ha ålgräs har ålagts bolaget (Mål nr M 4428-15, 2016-05-12, Vänersborgs tingsrätt).

I tillståndsprövningen av en utbyggnad av industrihamnen Wallhamn på Tjörn 2013 hanterades också påverkan på ålgräs som bestod av muddring av delar av ängar samt eventuell påverkan på längre sikt även utanför de muddrade områdena (Mål nr M 1956-12, 2013-11-13 av Vänersborgs tingsrätt). Det finns två separata ställningstaganden från domstolen, dels att den slutliga frågan om kompensation skjuts upp i avvaktan på utvärdering av slutliga effekter av verksamheten, dels ett beslut om att fiskeavgift ska betalas. Det uppskjutna beslutet innebär att Wallhamn fem år efter avslutad muddring ska presentera en utredning av ålgräsets utveckling i anslutning till hamnens verksamhet. Om minskning av ålgräs kan hänföras till muddringen ska förslag på kompensationsåtgärder presenteras.

I ärendet om utvidgning av Göteborgs hamn, yrkade Havs- och vattenmyndigheten och länsstyrelsen på att ekologisk kompensation, i form av restaurering av ålgräs, skulle vara ett villkor för verksamheten (Mål nr M 4523-13,

2015-11-24. Vänersborgs tingsrätt). Hamnen motsatte sig inte att utföra plantering. Domstolen meddelade ett krav på plantering av ålgräs i form av ett provotidsvillkor. Metoderna för kompensation ansågs något osäkra i den skala som var aktuell, vilket angavs som skäl för att föreskriva en provotid om åtta år under vilken kompensation skulle etableras. Kravet under provotiden gällde 1,7 ha ålgräs vilket motsvarade den areal som skulle påverkas negativt av hamnens utbyggnad. Av domen framgår att kompensationen (om den lyckas) även får ses som skydd för fisket enligt 11 kap. 8 § miljöbalken. Det talar för att kompensationskravet i grunden utgår från 16 kap. 9 § även om det inte uttrycks explicit. Domstolen hänvisar även till miljö kvalitetsnormerna för vatten och att kompensationen bör kunna bidra till att minska risken för en försämring av vattenförekomsten.

I Verkö hamn i Blekinge ska möjligheten att återplantera ålgräs utredas, däremot finns inget uttalat krav på att återplantering ska genomföras (Mål nr M 2831-14, 2015-12-17, Växjö tingsrätt).

8.2.2. Fiskeavgifter

Fiskeavgiften är med den terminologi som används i rapporten inte att betrakta som ekologisk kompensation. Den benämns dock ofta som kompensation eller ersättning i de beslut som innehåller krav på att en avgift ska betalas, och kan ses som en kompensation för skador på det allmänna fiskeintresset. Storleken på avgiften har varierat i olika ärenden. Som beskrivits i avsnitt 7.5.2 är syftet att ersätta skador på fisket, inte generellt de förluster av livsmiljöer som orsakas. Nedan följer några exempel på fall där fiskeavgift har dömts ut.

Mark- och miljödomstolen vid Nacka tingsrätt har i en bedömning av utbyggnad i Klintehamn på Gotland år 2014 beslutat om en fiskeavgift om 191 000 kr (Mål M 6215-12 meddelad 2014-09-17 Nacka tingsrätt). Avgiften avsåg utfyllnad av ett område om 2,7 ha som delvis var bevuxet med ålgräs. Avgiften angavs beräknad utifrån en årlig yngelkompensation om 2 825 kr/ha som kapitaliserades med 4 % ränta. Närmare än så beskrev inte domstolen beräkningarna, men siffrorna tyder på att det rörde sig om en tidsperiod av 25 år utan indexuppräknings av avgiften och med en ränta av 4 % för hela perioden, inte årligen. En sådan beräkningsmodell för omräkning av årlig avgift till engångsbelopp förefaller tveksam (se avsnitt 4.2.3 och 8.4.2 för diskussion om diskontering).

I fallet Wallhamn 2013 som nämndes i avsnitt 8.2.1 beslutades en fiskeavgift om 350 000 kr där muddringen planerades förstöra 0,25 ha ålgräsäng. Storleken på fiskeavgiften inbegrep här både påverkan på bottnar med ålgräs och bottnar utan någon makrovegetation men som ändå är viktiga för fisk. Någon närmare uppgift om vad som ligger bakom avgiftens bestämmande framgår inte av domen.

Ett ärende där en större summa dömts ut år 2014 är tillståndsprövningen av Stockholms hamns planer på att anlägga en stor hamn vid Norvik utanför Nynäshamn där bland annat ålgräsängar skulle påverkas negativt (Mål nr 2414-12 meddelad 2014-10-10, Nacka tingsrätt). Mark- och miljödomstolen har beslutat om en fiskeavgift om 4 750 000 kr som ett engångsbelopp efter förslag från Havs- och vattenmyndigheten. Avgiften beräknas som en årlig avgift om 40 500 kr som räknats upp och kapitaliserats för en period av 50 år (synbarlig-

en med strax över 3 % i ränta). Hänsyn togs till att hamnprojektet är omfattande och delvis berör tidigare opåverkade områden.

Tidigare nämnda fallet med Verkö Hamn i Karlskrona innebar också det en hög fiskeavgift om 4 700 000 kr. En årlig avgift bestämdes av domstolen till 41807 kr för 8,5 hektar. Engångsbeloppet beräknades genom kapitalisering över 50 år med 3 % ränta.

Av ovan nämnda exempel framgår att olika beräkningsprinciper har tillämpats i olika fall, där både tidsperiod och räntevärden skiljer sig åt, vilket ger stora effekter på beräknad avgift. Det tycks därför finnas behov att se över olika metoder för att finna gemensamma principer vid beräkning av fiskeavgifter. I första hand rekommenderas dock att prioritera kompensationsrestaurering framför fiskeavgifter.

8.3. Diskussion om tillämpningen

Som synes är tillämpningen av kompensationskrav för ålgräsförluster än så länge väldigt knapp. Inga kända fall av genomförd ekologisk kompensation finns i Sverige. Vad som dock hänt de senaste åren är att krav på ekologisk kompensation i en ökande utsträckning har framförts i samband med prövning av exploatering som påverkar ålgräs. Domen att Göteborgs hamn ålagts att kompensera för orsakade skador genom plantering av ålgräs kan tyda på att en förändring är på gång.

De krav som från domstolshåll har ställts för att minska effekterna av påverkan på ålgräs har dock än så länge i de flesta fall handlat om att en fiskeavgift ska betalas. Att fiskeavgiften är det instrument som oftast har använts beror säkerligen delvis på att det är generellt tillämpligt över hela kusten medan andra kompensationskrav (bortsett från 16 kap. 9 §) är bundna till områdesskydd. Jämfört med den generella kompensationsregeln i 16 kap. 9 § miljöbalken är det också så att kompensation för påverkan på fisket alltid ska genomföras medan allmänna intressen får bli föremål för kompensationskrav. Att fiskeavgifter varit vanligare än ekologisk kompensation kan också tänkas bero på avsaknaden av beprövade metoder för exempelvis ålgräsrestaurering.

Fiskeavgiften utgör ingen ekologisk kompensation, och har historiskt satts lägre än de beräknade kostnaderna för ekologisk kompensation av motsvarande area ålgräs. Under senare har det dock kommit domar där avgiften ligger närmare vad en restaurering skulle kosta. Även om beloppet på fiskeavgiften ökat, medför alla avgifter en kortsiktig och ofullständig kompensation för förluster av ekosystemtjänster som i många fall kan ses som mer eller mindre permanenta. En ekologisk kompensation är därför alltid att föredra.

8.4. Erfarenheter av Kompensationsrestaurering av ålgräs USA

I USA finns lärdomar att hämta om arbete med kompensationsrestaurering av ålgräs och andra sjögräsarter. Den juridiska grunden för ekologisk kompensation i USA är den federala lagen "Clean Water Act" (CWA, 1977) under vilken en *no-net-loss-policy* av våtmarker har utarbetats. I definitionen av våtmarker under Clean Water Act ryms sjögräsängar, liksom enligt Ramsarkonventionen. Tillstånd krävs för vissa typer av aktiviteter enligt Clean Water Act, relativt likt

vad som räknas som vattenverksamhet i Sverige. I ärenden som omfattas av prövningen enligt föreskriften tillämpas *skadelindringshierarkin* (se faktaruta 2.1.) där kompensation för skador endast tillämpas i sista hand, när undvikande och minimering av skador inte räcker till.

I USA har transplantering av sjögräs används som metod för att restaurera skadade eller förlorade habitat sedan 1940-talet, och idag finns väl fungerande, vetenskapligt baserade metoder tillgängliga (Fonseca m.fl. 1998). Baserat på Clean Water Act har kompensationsrestaurering av sjögräs utförts i de flesta av USAs kuststater sedan 1980-talet. De flesta projekt har varit relativt små (mindre än 1 ha), men flera större projekt (upp till 400 ha) har också genomförts, ofta i samband med utvidgning av nationella hamnar. Framgången har varit varierande (totalt mindre än 50 % överlevnad), med många misslyckanden, oftast på grund av felaktigt valda planteringsområden och för att vetenskapligt beprövade planteringsmetoder inte har tillämpats. I många stater saknas också dokumentation och uppföljning av projekten varför framgången är oklar (Fonseca m.fl. 1998).

Det finns också exempel på där kompensationsrestaurering tillämpats framgångsrikt, vilket är fallet i södra Kalifornien där runt 90 % av alla ålgräsrestaureringar sedan 1980-talet (cirka 50 fall) har nått uppsatta mål. Det som utmärker södra Kalifornien från andra delar av USA är att statliga och federala myndigheter, tillsammans med olika privata aktörer, har utvecklat detaljerade rekommendationer för kompensationsrestaurering av ålgäs (*Southern California Eelgrass Mitigation Policy*; SCEMP; NOAA 1991) som använts i alla kompensationsärenden sedan 1991. SCEMP är i sig inget juridiskt bindande dokument, men ligger till grund för normerande rekommendationer som National Marine Fisheries Service (NMFS) lämnar i ärenden som rör kompensation av ålgräs. Syftet med SCEMP är att undvika nettoförluster av ekologisk funktion kopplad till ålgräs i Kalifornien, där skadelindringshierarkin följs och kompensation endast används i sista hand.

SCEMP innehåller en detaljerad beskrivning av metoder för val av lokal, plantering, och uppföljning, samt för hur resultaten ska utvärderas. En viktig aspekt i SCEMP är att ansvaret för att restaureringen lyckas läggs på exploitören, och om inte målet för restaureringen nås inom 3 år måste en ny plantering ske enligt detaljerade specifikationer. För att ta hänsyn till naturliga variationer i ålgrästillväxt som exploitören inte kan kontrollera och inte heller bör hållas ansvarig för, jämförs planteringsresultatet med tillväxten i naturliga referensängar. En annan viktig aspekt är att exploitören också måste kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster som i sker perioden mellan att den exploaterade ängen förstörs och tills dess att den restaurerade ängen återfått alla ekosystemfunktioner (se avsnitt 8.4.1 för detaljer), varför kompensationen sker i förhållandet 1,2:1 (d.v.s. arealen av den restaurerade ängen måste vara 20 % större än den förstörda). Av samma anledning "bestraffas" förseningar med att arealen ökar med 7 % för varje månads försening. För att minska risken att misslyckas och att behöva upprepa planteringen uppmuntrar policyn exploitören att plantera en större areal än den som krävs. Det eventuella "överskottet" kan exploitören använda i framtida ärenden genom s.k. "habitat banking". Större aktörer så som San Diegos hamn och den amerikanska marinen (US Navy) restaurerar stora områden i förväg för att kunna använda som kom-

pensation för framtida exploatering. Detta ger fördelen att någon överkompensation inte behöver genomföras eftersom det inte blir några tillfälliga förluster. Det minskar också riskerna för misslyckande eftersom den nya ängen redan är på plats när exploateringen tillåts.

Sedan 2014 är SCEMP ersatt av California Eelgrass Mitigation Policy (CEMP) som gäller för hela delstaten med i stort sett samma krav som föregångaren (NOAA 2014). För att minska risken för nettoförluster över tid ska enligt CEMP också risken för att restaurering misslyckas beaktas när omfattningen på kompensationen ska beräknas, upp till 480 % mer än den förlorade arealen (NOAA 2014).

En jämförande studie av kompensationsrestaurering av sjögräs i olika delar av USA visar att det finns stora regionala skillnader i de krav som ställs på utförarna, de metoder som används, hur projekten följs upp samt hur väl de lyckats, trots att samma juridiska krav ställs i hela USA och att vetenskapliga metoder för sjögräsrestaurering är väl beskrivna och finns tillgängliga i alla landsdelar (K. Laas m.fl., opublicerad data). Delstater med detaljerade rekommendationer eller policy för kompensation av sjögräs har i större utsträckning använt etablerade metoder och följt upp restaureringen, och tycks också ha varit mer framgångsrika med kompensationen än delstater utan gemensamma rekommendationer. I de senare delstaterna är det större variation mellan metoderna liksom i de krav som ställs på utförarna, t.ex. i fråga om kompensationens omfattning. En policy med rekommendation för kompensationsrestaurering tycks därför inte bara öka sannolikheten för att projekten ska lyckas utan också minska rättsosäkerheten för verksamhetsutförare som med tydlig information på förhand kan skapa en realistisk bild av de krav som kommer att ställas. Framgången i Kalifornien kan bero på att policyn skrevs i ett samarbete mellan myndigheter och privata aktörer som arbetar med kompensationsåtgärder, vilket ökade acceptansen för rekommendationerna. Det faktum att metoden för restaurering av ålgräs i delstaten var väl fungerande när rekommendationerna formulerades underlättade också möjligheterna att ställa krav på att verksamhetsutföraren skulle ansvara för att kompensationen lyckades (Merkel, Hoffman, personlig kommunikation, San Diego 2013).

8.5. Habitat banking

Med *habitat banking* menas marknadsbaserade system där privata aktörer eller myndigheter har möjlighet att restaurera ekologiska habitat i syfte att upparbeta och sälja kompensationskrediter till verksamhetsutövare (privata eller offentliga) som behöver kompensera sin påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster. För att *habitat banking* skall fungera behövs även en kreditmäklare roll (själva banken) samt tillsynsmyndigheter som godkänner en upprättad bank, övervakar de transaktioner som sker och utövar tillsyn. *Habitat banking* har tillämpas i många år i länder som USA och Tyskland och utprövas just nu i England. I USA beräknas *habitat banking* omsätta 1,3–2,2 miljarder dollar (Enejtjärn Natur AB 2015). I Sverige förekommer ännu inte *habitat banking* som lösning för att tillhandahålla kompensationsåtgärder, men arbete pågår, främst bland privata aktörer som undersöker möjligheter inom bland annat skogsbruket. Viktiga förutsättningar för utveckling av *habitat banking* i Sverige är att intresset för biologisk mångfald och kraven på

kompensation ökar, samt att det finns ett rättssäkert och förutsägbart system med tydliga ramar (Enefjärn Natur AB 2015).

Ett fungerande system med *habitat banking* skulle ha flera fördelar vid tillämpning av kompensationsrestaurering av ålgräs. Bland annat skulle det ge en verksamhetsutövare som utför en kompensation incitament att plantera mer än det som krävs om överskottet kan säljas på en marknad. Detta skulle minska risken för misslyckade restaureringar utan att kostnaden för verksamhetsutövare ökar. Vidare skulle problemet med oproportionellt höga kostnader för små skador på ålgräsängar undanröjas (se avsnitt 7.2.2) då verksamhetsutövare skulle kunna köpa redan planterade arealer av ålgräs som kompenserar för skadan. Med *habitat banking* skulle därför alla typer av skador kunna kompenseras, också mycket små.

8.6. Rekommendationer för kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige

Den amerikanska erfarenheten av kompensationsrestaurering visar att det inte bara är av stor vikt att ta fram vetenskapliga metoder för hur en restaurering av sjögräs ska utföras. Den visar också att det är centralt att utforma gemensamma regler eller rekommendationer för en rad viktiga aspekter:

- vilka metoder som ska användas
- hur omfattningen på kompensation ska beräknas
- hur uppföljningen av restaureringen ska ske
- hur resultatet ska bedömas samt
- vad som ska ske om restaureringen inte lyckas

Uppföljning av projekten är av största vikt, dels för att säkerställa att kompensation verkligen nått uppställda mål, dels för att dra nytta av erfarenheterna i framtiden. Idag finns vetenskapligt baserade metoder för alla moment av ålgräsrestaurering i svenska vatten (val av område, plantering och uppföljning; se Moksnes m.fl. 2016). Däremot saknas det regler eller rekommendationer för vilka krav som bör ställas vid en kompensationsrestaurering, samt hur den bör utformas och utvärderas. De få rättsfall i Sverige där kompensationsrestaurering av ålgräs varit aktuella tyder på att det finns ett behov av att informera också domstolar om vetenskapligt baserade metoder för ålgräsrestaurering (se avsnitt 8.2.1) samt angående hur kompensationens omfattning ska skattas och resultatet bedömas.

Som ett stöd för myndigheter, domstolar och konsulter som hanterar ärenden där kompensation av ålgräs kan bli aktuellt presenteras i **bilaga 2** till denna rapport **rekommendationer för kompensationsrestaurering av ålgräs i Sverige**. Förslaget är baserat på *Southern California Eelgrass Mitigation Policy*, men är anpassat för svenska förhållanden och dagens situation där en storskalig kompensationsrestaurering ännu är oprövad. Havs- och vattenmyndigheten avser att ge ut bilaga 2 till rapporten som en digital vägledning.

Syftet med de föreslagna rekommendationerna är att undvika eller minimera nettoförluster av ålgräsmiljöer och dess ekosystemtjänster. Det är därför centralt att skadelindringshierarkin används i alla ärenden, vilket innebär att skador på

ålgräs i första hand ska undvikas, i andra hand minimeras och endast i sista hand tillåtas och då endast kombinerat med krav på att en kompensationsrestaurering genomförs. Att endast som sista utväg tillåta exploatering av ålgräs är speciellt viktigt i Västerhavet där förluster av ålgräs kan leda till lokala försämringar av vattenmiljön så att ålgrästillväxt och restaurering inte längre är möjlig (se avsnitt 3.4.8). I Bohuslän är det också viktigt på grund av de stora förluster av ålgräs som redan skett i regionen, varför de områden där en kompensationsrestaurering kan utföras till största del utgörs av bottnar där ålgräs växte på 1980-talet. En kompensation på dessa områden leder därför alltid till en nettoförlust av ålgräs totalt, om exploateringen medför en permanent förlust (se avsnitt 2.2.3).

Nedan följer en sammanfattning på de viktigaste rekommendationerna:

- Kompensationsrestaurering av ålgräs bör krävas i alla ärenden där skadan på ålgräs omfattar minst 1000 m², samt överbägas om skadan omfattar minst 100 m².
- Kompensationsrestaurering ska utföras med bästa tillgängliga vetenskapligt utprovade metoder för skandinaviska förhållanden och inkludera utvärdering av lämpliga lokaler samt övervakning i 10 år för att utvärdera resultaten.
- Kompensationer som startar efter att skadan skett bör motsvara en areal som är minst 30 % större än den förlorade ålgräsängen, (förhållande 1,3:1) för att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster
- Det är verksamhetsutövaren som ansvarar för att restaurering lyckas. Om inte målet för restaureringen har uppnåtts efter 10 år måste nya åtgärder genomföras.

9. Bedömning av omfattningen av en kompensationsåtgärd

9.1. Bakgrund

Viktiga frågor vid skada eller förlust av en ålgräsäng eller andra livsmiljöer där ekologisk kompensation är aktuellt, är var och hur kompensation ska genomföras, samt hur omfattningen av kompensationen ska bedömas (*scaling* på engelska). De flesta metoder som utvecklats för dessa bedömningar tar sin utgångspunkt i ekonomisk teori där det är människan (och inte naturen) som ska kompenseras (Cole 2011). En generellt socialt accepterad norm är att en person som skadas, kan ersättas (kompenseras) genom att personen får något annat än det som förlorats vid skadan. Samma princip kan användas när samhället förlorar ekosystemtjänster i samband med att en miljöresurs skadas eller förloras. För att kompensationen ska kunna uppfattas som rättvis och som en kompensation för samhället i stort, är det viktigt att kunna uppskatta hur olika individer bedömer det som skadas och det som ska kompensera för skadan (Cole 2012).

Även om de metoder som beskrivs nedan för att beräkna omfattningen av en kompensationsåtgärd inte uttryckligen använder konceptet *ekosystemtjänster* utan förändringar i en miljöresurs har vi valt att göra detta i denna rapport. Detta eftersom ekosystemtjänster har fått en allt mer framträdande roll inom svensk miljöpolitik (SOU 2013:68), och speciellt inom diskussionen om ekologisk kompensation i EU (Enetjärn m.fl. 2015) och USA (NAS 2013). Ekosystemtjänstkonceptet ger också ökad flexibilitet och kostnadseffektivitet när kompensationsåtgärder ska användas som ett förvaltningsredskap. I kapitel 4 har vi också använt detta koncept när vi värderar ekosystemtjänster ekonomiskt (i detta fall med monetära värden).

För att kunna utföra en korrekt kompensation så krävs det att skadan eller förlusten värderas kvantitativt, antingen monetärt i t.ex. kronor eller i en icke-monetär enhet som t.ex. antalet fiskar eller hektar ålgräs. För att utföra denna typ av bedömningar behövs därför generellt ett flervetenskapligt arbetssätt med både ekonomisk och ekologisk kunskap. Fördelen med att inkludera ekonomisk teori är att det som samhället föredrar kan inkluderas i värderingen. Exempelvis kan tillgång och efterfrågan på en resurs eller ekosystemtjänst inkluderas i värderingen så att t.ex. ekosystemtjänsten *upptag och förvaring av näringsämnen* värderas högre i ett kustområde där näringsutflödet till havet är stort och där reningsmöjligheter är begränsade än i ett kustområde med väl utbyggda reningsverk och begränsat näringsbelastning. Ekonomisk expertis kan också bidra genom att ta hänsyn till hur kompensationsåtgärden värderas om det sker nära platsen där skadan skett eller långtifrån, samt att beräkna hur tiden påverkar värdet om det t.ex. tar lång tid att återställa skadan eller för det kompenserade habitatet att återfå sina ekosystemtjänster.

Vid ekologisk kompensation sker först en skattning av den ekologiska skadan (som har skett eller kommer att ske) varefter omfattningen av kompensationen beräknas så att ingen nettoförlust i ekosystemtjänster eller miljöresurser sker av skadan (*offsetting* på engelska). Nedan följer beskrivningar av metoder för att utföra dessa typer av beräkningar.

9.2. Ekvivalensmetoder

I USA, där rättsliga krav på ekologisk kompensation har varit väl utvecklade sedan mitten av 1990-talet, används i huvudsak ekvivalensmetoder (*Equivalency Analysis*, EA) för att bedöma omfattningen av en ekologisk kompensation. Användandet av ekvivalensmetoder förväntas öka också i Europa vid bedömnings av kompensationsärenden på grund av kraven från flera EU-direktiv med fokus mot ekologisk kompensation (se kapitel 7). Som stöd i denna utveckling har EU kommissionen finansierat utvecklingen av en handledning för att utföra ekvivalensanalyser (*Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU; REMEDE Toolkit*; Lipton m.fl. 2008). Nedan följer en kort beskrivning av dessa metoder.

Ekvivalensanalys är en metod för att beräkna omfattningen av en resursbaserad kompensation så att den är ”ekvivalent” (likvärdig) i värde med den aktuella miljöskadan. Det finns flera olika typer av ekvivalensanalyser beroende på hur skadan värderas. **Värde-ekvivalensanalyser** mäter värdet på miljöskadan och kompensationsåtgärden i termer av hur det påverkar en individs ”välmående”. Oftast (men inte alltid) mäts detta i monetära enheter. **Habitat-ekvivalensanalyser** och **resurs-ekvivalensanalyser** mäter värdet på miljöskadan på samma sätt, men i ekologiska (icke-monetära) enheter som anses representera en individs förändring i välmående. Exempelvis skulle hektar skadat och restaurerat habitat kunna utgöra enheten i analysen. Enligt både EUs miljöansvarsdirektiv (bilaga II, avsnitt 1.2.2) och amerikansk lagstiftning föredras habitat- och resursekvivalensanalyser (se t.ex. EU LD Annex II, Sec 1.2.2).

Alla tre typer av analyser är flervetenskapliga och kräver både ekologisk och ekonomisk kompetens. Även om habitat- och resursekvivalensanalyser tycks röra sig om enkel kompensationsanalys av typen ”hektar-mot-hektar” eller ”fisk-mot fisk” (icke-monetära enheter) så inkluderar de specifika antaganden om hur samhället påverkas av skadan. Både monetära och icke-monetära metoder utgör *värderingsanalyser* där beslutet om en skada ska kompenseras, och hur stor kompensationen ska vara inkluderar underförstått en analys av samhällets acceptans för avvägningen mellan för- och nackdelar, oavsett i vilken enhet skadan värderas. Vid en skadeanalys med ekvivalensmetoder behöver en rad viktiga frågor besvaras, exempelvis hur en individs eller ett samhälles välmående och välfärd ska mätas, hur man ska välja en relevant måtenhet som tillåter en avvägning mellan miljöskada och kompensation, hur man kan justera för att skadan och kompensationen kan inträffa vid olika tidpunkter eller på olika platser (Cole 2011). För en mer detaljerad beskrivning av ekvivalensanalyser (på engelska) se Cole (2014).

9.3. REMEDE-metodens 5 steg

Enligt REMEDE projektets handledning (*REMEDE Toolkit*; Lipton m.fl. 2008) rekommenderas en femstegsprocess för att kunna bedöma omfattning och nivå på en kompensationsåtgärd genom ekvivalensmetoder. Denna process är generell och kan användas för alla typer av kompensationsprojekt i både terrester och akvatisk miljö, och både för projekt som involverar en oförutsedd skada i miljön (t.ex. kemiutsläpp) och vid planerade projekt där kompensationsrestaurering ska utföras antingen innan eller efter en skada sker. De beskrivna meto-

derna är applicerbara både i fall där en resurs förstörs permanent, och när skadan är tillfällig.

Faktaruta 9.1. REMEDE-metodens fem steg för ekvivalensanalys och bedömning av omfattning och nivå på kompensationsåtgärder

Steg 1: Inledande utvärdering

- Bestäm om ekvivalensanalys är lämpligt för ärendet
- Beskriv skadan och identifiera tillgänglig data
 - Identifiera den påverkade miljön
 - Bestäm lämplig skala för utvärderingen

Steg 2: Bestäm och kvantifiera förlusten (Debet)

- Beräkna omfattningen av miljöskadan
- Identifiera skadade resurser, habitat och tjänster.
 - Bestäm orsaken till skadan.
 - Identifiera lämplig värderingsenhet som skadan kan kvantifieras med.
 - Kvantifiera skadans omfattning.
 - Beräkna tillfälliga förluster av ekosystemtjänster samt den totala miljöskulden (debet).

Steg 3: Bestäm och kvantifiera kompensationen (Kredit)

- Identifiera kompensationsmetod och beräkna miljövinster
- Identifiera och utvärdera kompensationsalternativ som kan anges i samma värderingsenhet.
 - Beräkna miljövinsten per kompensationsenhet för varje kompensationsalternativ
 - Välj det mest lämpliga kompensationsalternativet baserat på ett antal kriterier som anses vara relevanta för verksamhetsutövare, myndigheter och andra intressenter.

Steg 4: Beräkna omfattningen och genomföra kompensationen

- Jämför kompensationens miljövinster med den totala miljöskadan.
- Beräkna omfattningen på kompensationen för det utvalda projektet genom att dela miljöskulden (debet) med miljövinsten per kompensationsenhet.
 - Genomför kompensationsprojektet.

Steg 5: Utvärdera resultat

- Planera, genomför, följ upp och utvärdera kompensationen
- Identifiera målet med kompensationen.
 - Definiera vad som utgör en lyckad kompensation samt hur detta ska mätas.
 - Beskriv metoder för att genomföra kompensationen och utvärderingen.
 - Genomför kompensationen och utvärderingen.

Metoderna kan också användas i olika typer av situationer exempelvis där det skadade och den kompenserade miljön utgörs av samma resurs (t.ex. samma habitat), på samma plats, eller där en resurs ska ersättas av en annan typ av resurs, eller på en annan plats. REMEDE-metodens fem steg börjar med att samla in data och mäta omfattningen på miljöskadan och slutar med en re-

kommandation på hur mycket kompensation som krävs för att kunna överväga den förlust som miljöskadan orsakat samhället (se faktaruta 9.1. för en summering och www.envliability.eu för detaljer).

9.4. Bedömning vid kompensationsrestaurering av ålgräs

REMEDE-metod kan vara relevant för många typer av ärenden som rör ålgräsmiljöer, t.ex. om en äng skadats vid en oljeolycka eller vid omfattande skador från båttaktiviteter, och där kompensationsrestaurering av ålgräs inte är ett alternativ. Vid kompensationsrestaurering av ålgräs i ärenden som rör planerad exploatering, vilket är fokus för kompensationsåtgärder i denna rapport, är analysen enklare av flera anledningar, bl.a. för att förlusten av ålgräs är permanent, och för att värderingsenheten är areal ålgräs både för förlusten och tillskottet av ekosystemtjänster (dvs. ”debet” och ”kredit” i den ekonomiska analysen). Utmaningen i denna typ av ärenden är framförallt att beräkna värdet av den tillfälliga förlusten av ekosystemtjänster, varför detta beskrivs närmare nedan.

9.4.1. Tillfälliga förluster av ekosystemtjänster

En mycket viktig del i en ekvivalensanalys är att skatta värdet av de tillfälliga förluster i resurser och ekosystemtjänster som sker från det att skadan eller förlusten skett, till dess att kompensationen återställt alla tjänster fullt ut om detta är möjligt (*interim losses* på engelska; se figur 9.1). Det är viktigt att observera att denna förlust till samhället gäller separat och utöver eventuella marknadsförluster (t.ex. för turist- eller fiskerinäring) och avgifter eller skadestånd som kan uppkomma genom ett civilrättsligt ansvar. **Poängen här är att det inte räcker att kompensera förlusten av en livsmiljö vid skada eller exploatering i förhållandet ett-till-ett eftersom det sker en förlust i form av ekosystemtjänster under perioden som habitatet återhämtar sig.** Även vid en relativt snabb och naturlig återhämtning av ett skadat habitat sker en förlust av ekosystemtjänster till samhället. Enda tillfället då det kan räcka med en ett-till-ett kompensation är när kompensationen utförts och habitatet med alla ekosystemtjänster är helt etablerade (vilket kan ta många år), innan skadan skett.

Denna tillfälliga förlust har ofta inte uppmärksamats i svenska kompensationsärenden (se avsnitt 8), men kan representera stora värden till samhället om skadan är allvarlig och det tar många år innan ekosystemtjänsterna har återställts. I t.ex. en fallstudie då en 12 ha stor mjukbotten skadades allvarligt i Helsingborg, men som antogs kunna återhämta sig naturligt efter 4 år, beräknades bortfallet i ekosystemtjänster under 4-års perioden motsvara värdet av att restaurera cirka 1 ha ålgräs och dess ekosystemtjänster under 100 år (Cole & Kriström 2008; se www.envliability.eu för fler verkliga och hypotetiska fallstudier).

Omfattningen av en tillfällig förlust bestäms i huvudsak av hur allvarlig skadan är på resursen, hur stor areal som påverkats samt hur lång tid det tar innan ekosystemtjänsterna återfås (där formen på återhämtningsförloppet också är viktigt). Eftersom livsmiljön skadas övertid anges ofta den totala skadan (debet) i enheten ”hektar-år” (Cole & Kriström 2008). Vidare så påverkas omfattningen också starkt av vilken **diskonteringsränta** som används för att räkna

ned värdet av habitatets ekosystemtjänster i framtiden. Nedan ges ett exempel på hur omfattningen på den tillfälliga förlusten kan beräknas vid kompensationsrestaurering av ålgräs.

9.4.2. Diskontering av ekosystemtjänsternas värde

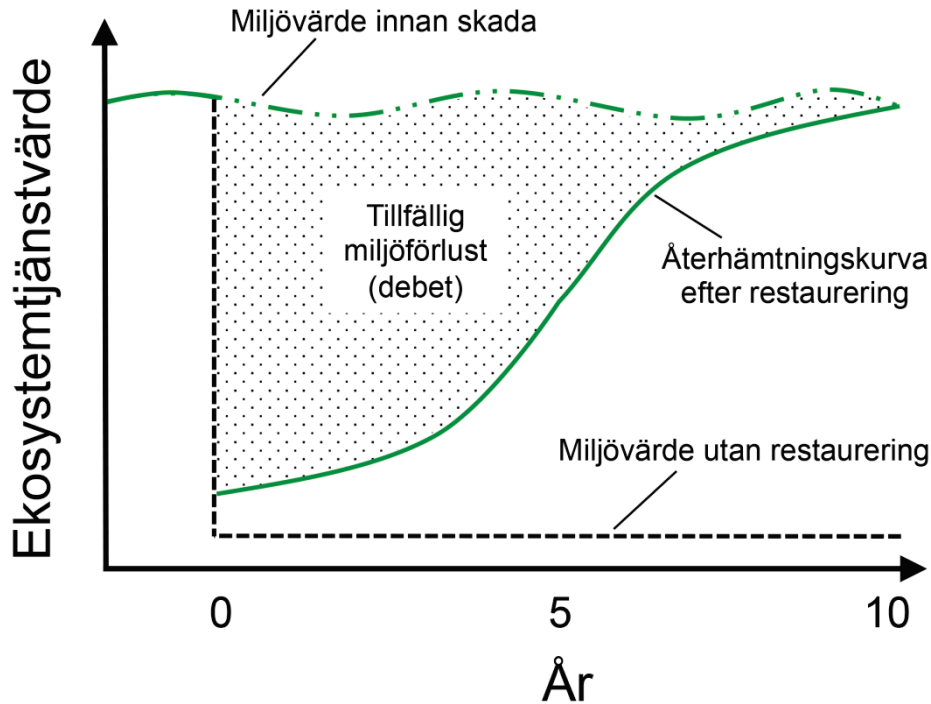
Vid beräkning av värden (monetära eller icke-monetära) som inte kommer att tillfalla samhället förrän i framtiden tas ofta hänsyn till att samhället värderar dessa framtida värden lägre än om resursen hade fått idag. Denna typ av beräkning kallas *diskontering* och innebär att värdet på t.ex. ekosystemtjänsten räknas ned med en årlig procentsats (se avsnitt 4.2.3). Diskontering kan få stor effekt på det beräknade värdet av ekosystemtjänster och den skattade omfattningen av en kompensation i dagensvärde. Den beror både på vilken diskonteringsränta som används samt på hur lång tidsperiod som beräkningen baseras på. Fördelen med att använda diskonteringsränta är att jämförelse kan göras mellan miljöförluster och vinster (debet och kredit) som infaller vid olika tidpunkter. Det kan också motivera exploatörer att utföra kompensationsrestaurering så snart som möjligt.

9.5. Exempel på beräkning vid kompensationsrestaurering av ålgräs

En viktig fråga vid kompensationsrestaurering av ålgräs är hur mycket större ålgräsområde än det som förloras som ska planteras för att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster. Om kompensationsrestaurering utförts och alla ekosystemtjänster återfås innan exploateringen skett så kan man argumentera att det kan räcka att plantera samma areal som gått förlorad (om t.ex. kompensationen genomförs på samma plats). Däremot måste en större areal planteras om restaureringen startar vid samma tidpunkt eller efter det att ålgräset förlorats eftersom det kan ta 10 år eller mer innan alla ekosystemfunktioner och tjänster återfås fullt ut efter en plantering (se nedan). För att beräkna omfattningen av denna areal måste den totala förlusten av ekosystemtjänster under perioden som ekosystemtjänsterna i den restaurerade ängen utvecklas (debet) vägas mot den totala mängden ekosystemtjänster som fås av den extra areal ålgräs under en beräknad livslängd på den restaurerade ängen (kredit). Diskonteringsräntan används då för att justerar värdet av den framtida ängen till dagens värde.

Nedan ges ett exempel på beräkningar för både debet och kredit för ett fall som kan representera ett typiskt exempel för en kompensationsrestaurering av ålgräs för en planerad exploatering. I exemplet antas att förlusten vid exploateringen är 100 % inom det påverkade området, och att restaureringen sker i närområdet med ålgrässkott som planteras samtidigt som exploateringen startar (se figur 9.1). Värdeenheten för beräkningen är areal ålgräs (dvs antal hektar-år) där det för enkelhetens skull antas att en hektar ålgräs exploateras. Av praktiska skäl vägs inte kvaliteten (exempelvis tätheten av skott) på den exploaterade ålgräsängen in i beräkningen eftersom det är mycket svårt att förutspå kvaliteten på den restaurerade ängen, samt för att det är oklart hur detta påverkar olika ekosystemtjänster. Istället ska den restaurerade ängen uppnå en skotttäthet som minst motsvarar den exploaterade (NOAA 2014). Eftersom det

finns osäkerheter i hur lång tid det tar innan ekosystemtjänster återfås efter en plantering, samt olika uppfattningar om vilken diskonteringsränta och tidsperiod som ska användas vid beräkning av framtida värden har flera värden använts för att ge en skattning av osäkerheten i beräkningarna.



Figur 9.1. Tillfälliga miljöförluster vid kompensationsrestaurering av ålgräs. Vid en exploatering som medför att en ålgräsäng förloras sänks värdet på ekosystemtjänster i habitatet dramatiskt, med liten möjlighet till naturlig återhämtning (streckad linje svart linje). Om en kompensationsrestaurering av ålgräs genomförs samtidigt som förlusten, tar det i detta exempel cirka 10 år innan alla ekosystemtjänster når samma nivå som i den naturliga ängen innan skadan, vilket medför en tillfällig förlust av ekosystemtjänster (skuggat område). Det är denna tillfälliga miljöförlust (debet) som måste kompenseras genom att ett större område planteras än det som förlorats vid exploateringen.

Återhämtningsperiod

Enligt litteraturen tar det minst 5 år efter en plantering innan vissa ekosystemfunktioner som mat och skydd åt juvenila fiskar närmar sig dem i en naturlig äng (Fonseca m.fl. 1998). Vissa ekosystemfunktioner, som inlagringshastigheten av kol, kan däremot ta upp till 18 år innan en restaurerad äng når värden jämförbara med referensområden (Evans & Short 2006, Marba m.fl. 2015). I beräkningarna har två tidsperioder undersöks (5 och 10 år) som värden på återhämtningen. Hur ekosystemfunktionerna återhämtar sig över tiden är dåligt studerat, men kan antas ha en sigmoid form där den sker långsamt de första åren varefter den accelererar för att sedan åter sakta ned när endast vissa ekosystemfunktioner och tjänster långsamt ökar (9.1). I beräkningen har detta skattats med en linjär funktion där ekosystemfunktionerna ökar med 17 och 9 % per år från år noll tills de når 100 % efter år 5 respektive år 10 i de två fallen (vissa ekosystemtjänster antas alltså fås direkt efter planteringen av skott).

Diskontering

Givet osäkerhet om en lämplig diskonteringsränta undersöker vi tre olika värden i beräkningen (0, 2,5 och 5,0 %) där värderingen sker vid starten av restaureringen och värdet på ekosystemtjänsterna därefter räknas ned under den planterade ängens livslängd som genererar ekosystemfunktioner. Två olika tidsperioder undersöktes (25 och 50 år).

Resultat

I detta exempel medför exploateringen av en hektar ålgräs en förlust av ekosystemtjänster som motsvarar 2,5–2,8 ha ålgräs vid 5 års återhämtning, och 5,0–6,3 ha ålgräs vid 10 års återhämtning, vid 0–5 % diskontering under de 5 respektive 10 åren av återhämtning. Denna förlust kan vägas upp genom att plantera 0,06 till 0,30 ha extra ålgräs vid 5 års återhämtning vid olika diskonteringsvärden och 25 eller 50 års tidshorisont. Vid 10 års återhämtning varierade värdet mellan 0,13 och 0,86 ha extra ålgräs (tabell 9.1). I medeltal krävdes 0,30 ha extra ålgräs.

Tabell 9.1. Kompensering för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster (*interim losses*) vid förlust av en hektar ålgräs i det hypotetiska exemplet. Tabellen anger hur många procent extra ålgräs som behöver planteras för att kompensera för de tillfälliga förluster i ekosystemtjänster som sker från det att ålgräset planterats tills att den restaurerade ängen återfått alla ekosystemtjänster motsvarande en naturlig äng beroende på hur snabbt återhämtningen sker (Återhämtn.), samt över vilken tidshorisont (Tidsh.) som de framtida ekosystemtjänsterna värderas och vilket diskonteringsvärde som används.

Återhämtn.	Tidsh. (år)	Diskontering (%)		
		0	2,5	5
5 år	25	12,5	19,5	29,8
	50	5,6	11,4	21,3
10 år	25	25,0	47,4	86,3
	50	12,5	29,5	63,5

Resultaten från detta exempel visar att diskonteringsräntan och tidsperioden över vilket den restaurerade ängens ekosystemtjänster värderas ger stora effekter på skattningen över hur mycket extra ålgräs som behöver planteras. I detta exempel gav en högre diskonteringsränta och kort tidshorisont högre kompensationskrav (observera dock att dessa förhållanden kan vara annorlunda i andra fall). Också den skattade återhämtningsperioden påverkade resultaten, där 10 års återhämtning gav cirka 2–3 gånger större kompensationskrav än 5 års återhämtning. Det är alltså viktigt att noga välja dessa variabler.

Om den diskonteringsränta används som rekommenderas av svenska myndigheter (4 %; Naturvårdsverket 2003, SIKÅ 2009) under en tidshorisont på 50 år fås att 0,32 ha extra ålgräs behöver planteras i medelvärde, vilket är likt medelvärdet i tabell 9.1 (0,30 ha).

Baserat på dessa resultat, och för ärenden som liknar detta fall, kan det **därför rekommenderas att ålgräs som förloras vid exploateringen kompenseras med minst 30 % mer än det som förlorats** (minst i för-

hållandet 1,3:1) för att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster under återhämtningen. Dessa rekommendationer stämmer väl överens med en amerikansk policy för kompensationsrestaurering av ålgräs i Kalifornien där kompensering i förhållandet 1,2:1 rekommenderas när risken att misslyckas är låg (NOAA 2014; se också avsnitt 8.4). Observera att det finns andra faktorer som påverkar omfattning (se nedan) och att förhållandet 1,3:1 endast gäller för ovan beskrivna exempel.

Om kompensationsrestaurering startar efter att skadan skett medför detta större tillfälliga förluster av ekosystemtjänster varför en större areal måste planteras för att kompensera. I ovan nämnda amerikanska policy för kompensationsrestaurering av ålgräs har man räknat fram att omfattningen behöver ökas exponentiellt med tiden sedan skadan skett (pga. av diskontering), så att exempelvis omfattningen behöver ökas med 17 % om restaureringen startar ett år efter skadan, men med 38 % och 63 % om restaureringen startar 2 respektive 3 år efter skadan (baserat på 3 % diskontering och 13 års tidshorisont; NOAA 2014; tabell 9.2). Detta medför att restaurering med frön, som medför att ekosystemtjänsternas fås med ett års fördröjning efter att fröna planteras, kan behöva kompensera ett 17 % större område än om restaureringen utförs med skott (vid dessa antaganden och alla ekologiska förhållanden är lika).

Tabell 9.2. Summering av rekommenderad ökning av compensationens omfattning vid försening av genomförandet av restaureringen för att kompensera för tillfälliga förluster av ekosystemtjänster. Ökningen av omfattningen (procentuell ökning av restaurerad areal) visas i förhållande till storleken på förseningen (från NOAA 2014).

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

9.6. Andra faktorer som kan påverka compensationens omfattning

Omfattningen och nivån av en kompensering påverkas även av andra faktorer (se tabell 9.3 för en sammanfattning). Nedan följer en diskussion om några aspekter som är relevanta vid kompensationsrestaurering av ålgräs.

Tabell 9.3. Summering av faktorer som kan påverka omfattningen och nivån på en kompensationsrestaurering

Faktor	Påverkan på omfattningen och nivån på kompensationen
Mått (kr, hektar-år, m.m)	Beroende på vilka mått som används kan debet/kredit värderas olika vilket kan öka/minska omfattningen på kompensationen.
Diskonteringsränta	En högre ränta driver ned nuvärdet av framtida debet och kredit. Beroende på tidsperioden kan detta öka/minska omfattningen på kompensationen.
Tidshorisonten	Debet och kredit kan värderas över olika tidsperioder vilket kan påverka omfattningen på kompensationen, men varierar från fall till fall på bl.a. diskonteringsräntan och när olika ekosystemfunktioner levereras.
Sannolikheten att lyckas med restaureringen	Kan användas som argument för att öka omfattningen på kompensationen i områden där kompensationsärendena har varit mindre framgångsrika.
Sannolikheten för naturlig återkolonisering	Kan användas som argument för att öka omfattningen på kompensationen i områden där sannolikheten av naturlig återhämtning är hög.
<i>Off-site</i>	Kan användas som argument för att öka omfattningen på kompensationen om de förlorade ekosystemtjänsterna utgör en bristvara i närområdet, eller <i>vice versa</i> .
<i>Out-of-kind</i>	Kan antingen öka eller minska omfattningen på kompensationen beroende på de ekosystemtjänster som den nya miljön ger och hur samhället värderar dessa.

Sannolikheten att lyckas

I områden där resultatet av restaurering är mer osäker kan det vara motiverat att kräva en större kompensation för att försäkra att ingen nettoförlust sker av ålgräs till följd av kompensation. Detta är speciellt relevant om det saknas regelverk som medför att en misslyckad restaurering måste göras om. I staten Kalifornien används ett beräkningsverktyg för att skatta omfattningen på en kompensation som tar hänsyn till hur lyckade tidigare ålgräsrestaureringar varit i ett område när omfattningen beräknas, för att minska risken att nettoförluster av ålgräshabitat sker. I exempelvis mellersta Kalifornien där alla kompensationsrestaureringar varit framgångsrika krävs en kompensation i förhållandet 1,2:1, medan det i t.ex. norra Kalifornien där endast 25 % av kompensationsärendena varit framgångsrika krävs en kompensation i förhållandet 4,8:1 (NOAA 2014).

I svenska vatten där kompensationsrestaurering av ålgräs ännu är en obeprövad metod är det inte möjligt att idag inkludera denna aspekt vid beräkning av kompensationens omfattning. Försök som utförts i Bohuslän visar dock att risken att en plantering misslyckas är hög i flera områden, bl.a. på grund av att vattenkvaliteten försämrats lokalt efter att ålgräset försvunnit (se avsnitt 3.4.8). Det kan därför vara motiverat att inkludera denna aspekt om eller när kompensationsrestaurering börjat användas.

Sannolikheten för naturlig kolonisering av ålgräs

I Bohuslän har ålgräs troligen förkommit vid en eller annan tidpunkt i historien på alla mjukbottensområden som tillåter tillväxt av ålgräs (se bilaga 1). Alla naturliga livsmiljöer där ålgräsrestaurering kan ske bör därför ses som potenti-

ella ålgräshabitat där naturlig kolonisering för eller senare troligen sker (även om det kanske kan ta hundratals år). Kompensationsrestaurering handlar därför i första hand om att påskynda återkomsten av livsmiljöns ekosystemtjänster. I områden där sannolikheten är stor att naturlig kolonisering kommer att ske inom en snar framtid (t.ex. om en naturlig ålgräsäng finns i närheten) är värdet lägre av en restaurerad äng än i ett område där en kolonisering är osannolik. Detta eftersom nettoeffekten av restaureringen på ekosystemtjänster över tid är lägre i det förra fallet då vinsten räknas in över en kortare tidsperiod. Det kan därför argumenteras att större kompensation ska krävas när restaureringen sker i områden där sannolikheten av naturlig återhämtning är hög inom den tidshorisont som används för att beräkna miljövinsterna (kredit) från kompensationen, eftersom vinsten från ekosystemtjänsterna då summeras över en kortare period.

Off-site

Om kompensationsrestaurering inte kan ske inom samma närområde där ålgräset skadas (*off-site* på engelska) kan detta eventuellt påverka kompensationens omfattning, och det skulle kunna argumenteras för en större kompensationsinsats om de förlorade ekosystemtjänsterna utgör en bristvara i närområdet. Detta gäller framför allt om kompensation sker i ett område där det bedöms att behovet av ålgräsets ekosystemtjänster är lägre än i skadeområdet på grund av behov och tillgång på alternativa habitat så att nettoeffekten av ekosystemtjänsterna från den restaurerade ängen ej är jämförbar med de från den förlorade. Om däremot det omvända förhållandet råder, att ekosystemtjänsterna bedöms vara mer värdefulla i området där restaureringen genomförs kunde detta anses uppväga en off-site kompensering, eller t.o.m. vara argument för att utföra kompensering i mindre omfattning än den skadade, om det kan påvisas att den positiva nettoeffekten i skadeområdet motiverar detta. I Kaliforniens beräkningsverktyg av kompensationens omfattning ingår denna aspekt (NOAA 2014).

Out-of-kind

Ovan har vi endast diskuterat de fall när en skada på ålgräs kompenseras med restaurering av samma livsmiljö. I de fall när detta inte är möjligt kan det vara aktuellt att kompensera med ett anna livsmiljö som ger liknande ekosystemtjänster (*out-of-kind* på engelska; NAS 2013; Enetjärn m.fl. 2015). Det är viktigt att påpeka att detta inte är att föredra i första hand då ålgräset ger unika ekosystemtjänster som inte alla kan ersättas av ett annat habitat. I dessa fall påverkar många olika faktorer omfattningen på kompensationen inte minst av hur samhället värderar olika typ av ekosystemtjänster varför det är svårt att dra generella slutsatser. Bland annat kan de förlorade ekosystemtjänsterna och de från kompensationen verka på olika tidshorisonter vilket påverkar beräkningen av omfattningen på kompensationen. Se REMEDE *Toolkit* för mer information för denna typ av kompensering (Lipton m.fl. 2008; www.envliability.eu).

Omnämmanden

Vi tackar följande personer för värdefulla synpunkter på rapportens innehåll: Ingemar Andersson, Malin Hemmingsson, Karin Wall, Jenny Liökel, Max Vretborn, Karl Norling, Karin Pettersson, Ann-Karin Thorén vid Havs- och vattenmyndigheten, Jörgen Sundin och Linn Åkesson vid Naturvårdsverket, Jens Olsson, Patrik Kraufvelin och Ulf Bergström vid SLU Aqua, Fredrik Larson, Anita Tullrot, Ewa Lawett, Jessika Öberg och Johan Larsson vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Charlotte Carlsson vid Länsstyrelsen i Skåne län, Rita Jönsson vid Länsstyrelsen i Kalmar län, Martin Stålhammar vid Länsstyrelsen i Blekinge län, Ulrika Marklund vid Orust kommun, Maria Hübinette vid Kungälv kommun, Mats Lindegarth vid Havsmiljöinstitutet, WATERS och Göteborgs universitet, samt Professor Susanne Baden och Professor Henrik Pavia vid Göteborgs universitet.

10. Källförteckning

10.1. Vetenskapliga publikationer och rapporter

- Anno. (2016.) Havet 2015–2016: Om miljötillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, Havs-och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket.
- Arber A (1920) *Water Plants. A Study of Aquatic Angiosperms*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Aronson J (2010) What can and should be legalized in ecological restoration? *Revista Arvore* 34:451–454.
- Baden S, Pihl L (1984) Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. *Ophelia* 23:65–90.
- Baden S, Boström C (2001) The leaf canopy of seagrass beds: Faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast: Review, p. 213–231. In K.Reise [ed.], *Ecological comparisons of sedimentary shores*. Ecological studies, 151. Springer-Verlag.
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R (2003) Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio* 32:374–377.
- Baden S, Boström C, Tobiasson S, Arponen H, Moksnes P-O (2010) Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic–Skagerrak area. *Limnology and Oceanography* 55, 1435–1448.
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson C-J, Åberg P (2012) Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser* 451: 61–73.
- Barnard PL, Davis RA, Jr. (1999) Anthropogenic vs. natural influences on inlet evolution: west-central Florida. Final Proceedings Coastal Sediments 1999 Conference. Fire Island, NY, pp. 1489–1504.
- Bintz JC, Nixon SW (2001) Responses of eelgrass *Zostera marina* seedlings to reduced light. *Mar Ecol Prog Ser* 223:133–141.
- Blandon A, Zu Ermgassen PS (2014) Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 141:1–8. doi:10.1016/j.ecss.2014.01.009
- Blomqvist M, Krause-Jensen D, Olsson P, Qvarfordt S, Wikström S.A (2012). *Potential eutrophication indicators based on Swedish coastal macrophytes: Deliverable 3.2–1*. Swedish Institute for the Marine Environment.
- Bockelmann AC, Beining K, Reusch TBH (2012) Widespread occurrence of endophytic *Labyrinthula* spp. in northern European eelgrass *Zostera marina* beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 445: 109–116.
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM eds. (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project. ISBN: 87-89143-21-3.
- Boström C, Baden S, Krause-Jensen D (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green E.P., Short F.T. (eds.) *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA, p 27–37.
- Boström C, Baden S, Bockelmann A-C, Dromph K, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Möller T, Nielsen Laurentius S, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E (2014) Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24:410–434. DOI:10.1002/aqc.2424.

- Bradshaw (1984) Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape planning* 11: 35–48.
- Bradshaw (1995) Underlying principles of restoration. *Can J Aquat Sci* 53:3–9.
- Bulleri F, Chapman MG (2010) The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J. Appl. Ecol.* 47:26–35.
- Burdick DM, Short FT (1999) The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environmental management* 23:231–240.
- Burkholder JM, Mason KM, Glasgow HB jr. (1992). Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina* L.: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 163–178.
- Carr JA, D’Odorico P, McGlathery KJ, Wiberg PL (2012) Modeling the effects of climate change on eelgrass stability and resilience: future scenarios and leading indicators of collapse. *Mar Ecol Prog Ser* 448:289–301.
- Choi, Y. D. (2004) Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research* 19:75–81.
- Choi YD (2007) Restoration ecology to the future: A call for new Paradigm. *Restoration Ecology* 15:351–353.
- Choi, Y.D., V.M. Temperton, E.B. Allen, A.P. Grootjans, M. Halassy m.fl. (2008) Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15:53–64.
- Cole SG, Kriström B (2008) D12: Tank Collapse & Chemical Release (Helsingborg, Sweden). Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU (REMEDE). Sixth Framework Programme. Report.
- Cole SG (2011) Wind power compensation is not for the birds: an opinion from an environmental economist. *Restor. Ecol.* 19, 147–153. doi: 10.1111/j.1526-100X.2010.00771.x
- Cole, SG, Hasselström L, Engkvist F, and Söderqvist T (2012) Using markets to supply ecosystem services – How to make it happen? *FORES Study 2012-3*. ISBN: 978-91-979505-6-5.
- Cole SG (2013) Equity over efficiency: a problem of credibility in scaling resource-based compensation?. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 2 (1), 93–117.
- Cole SG (2014) Ekvivalensmetoder (Equivalency Analysis EA) Del IV, Kap. 3. Samhälls-ekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning (Kriström B, Bergman MB. Eds). Naturvårdsverket. Rapport 6628.
- Cole SG, Moksnes P-O (2016) Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science* 2:121.
- Dallas KL, Barnard PL (2011) Anthropogenic influences on shoreline and nearshore evolution in the San Francisco Bay coastal system. *Estuarine, coastal and shelf science* 92:195–204.
- Dasgupta P (2008) Discounting climate change. *J. Risk. Uncertain* 37:141–169
- DeCock AW (1980) Flowering, pollination, and fruiting in *Zostera marina* L. *Aquatic Botany* 9:202–220.
- Dennison WC, Orth RJ, Moore KA, Stevenson JC, Carter V, Kollar S, Bergstro, PW, Batiuk RA (1993) Assessing water quality with submerged aquatic vegetation: Habitat requirements as barometers of Chesapeake bay health. *BioScience* 43:86–94.
- Duarte CM (1995) Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87–112.
- Duarte CM (2002) The future of seagrass meadows. *Env. Conserv.* 29:192–206.

- Duarte CM, Sintes T, Marba N (2013) Assessing the CO₂ capture potential of seagrass restoration projects. *J. Appl. Ecol.* 50:1341–1349.
- Duffy JE, Hughes AR, Moksnes P-O (2014) Ecology of seagrasses. *In: Bertness m.fl. Community Ecology and Conservation.* Sinauer Associates Inc. pg 272–298.
- Elliott M, Burdon D, Hemingway KL, Apitz SE (2007) Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science – a revision of concepts. *Estuar. Coast. Shelf S* 74:349–366.
- Enetjärn AB 2015. Habitat banking: Framtider för marknadsbaserade lösningar för biologisk mångfald 2030. Rapport.
www.enetjarnnatur.se/site_specific/uploaded.../habitat-banking.pdf
- Envall M (2012) Ålgräsbredning (*Zostera* sp.) i Västra Götalands län sommaren 2008. Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2012:58.
- Envall M, Lawett E (2016) Satellitbildsanalys för uppföljning av vegetation på grund marin botten. Metodtest med fältverifikation för uppskattning av utbredning av ålgräs och annan långskottsvegetation men satellitbildsanalys – jämförelse Sveriges västkust och ostkust. Havs och Vattenmyndighetens rapport 2015:6
- Erfteimeijer PLA, Lewis RRIII (2006) Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 52:1553–1572.
- Eriander L, Laas K, Bergström P, Gipperth L, Moksnes P-O. (*i manuskript*) The effects of small-scale coastal development on the eelgrass distribution along the Swedish west coast– ecological impact and legal predicaments.
- Eriander L, Infantes E, Olofsson M, Olsen JL, Moksnes P-O. (2016) Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *J Exp Mar Biol Ecol.* 479:76–88. DOI:10.1016/j.jembe.2016.03.005
- Europeiska kommissionen (2000), SKÖTSEL OCH FÖRVALTNING AV NATURA 2000-OMRÅDEN Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG
- Europeiska Kommissionen (2010) KOMMISSIONENS BESLUT av den 1 september 2010 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, 2010/477/EU
- Europeiska kommissionen (2011), Vår livförsäkring, vårt naturkapital – en strategi för biologisk mångfald i EU fram till 2020, KOM(2011) 244 slutlig
- Europeiska kommissionen (2015) RAPPORT FRÅN KOMMISSIONEN TILL EUROPARLAMENTET OCH RÅDET HALVTIDSÖVERSYN AV STRATEGIN FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD I EU FRAM TILL 2020, COM(2015) 478 final.
- Evans NT, Short FT (2006) Functional Trajectory Models for Assessment of Transplanted Eelgrass, *Zostera marina* L., in the Great Bay Estuary, New Hampshire. *Estuaries* 28:936–947.
- Farber S, Costanza R, Childers DL, Erickson J, Gross K, Grove M, et al. (2006) Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bio Science* 56:121–133.
- Fischer, B., Bateman, I., and Turner, R. K. (2011). "Valuing ecosystem services: benefits, values, space and time," in *Working Paper Series No. 3, Ecosystem Services Economics*, (Nairobi: UN Env Prog). Available online at: http://www.bioecon-network.org/pages/UNEP_publications/03%20Valuing%20Ecosystem%20Services.pdf
- Fonseca MS, Kenworthy WJ, and Thayer GW (1998) Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No. 12.
- Fourqurean JW, Duarte CM, Kennedy H, Marba N, Holmer M, Mateo MA, Apostolaki ET, Kendrick GA, Krause-Jensen D, McGlathery KJ, Serrano O (2012)

- Seagrass ecosystems as globally significant carbon stock. *Mature Geo-Sci.* 5:505–509.
- Frederiksen M, Krause-Jensen D, Holmer M, Sund Laursen J (2004) Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquat. Bot.* 78:167–181.
- Fredriksen S, Christie H, Saethre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Mar. Biol. Res.* 1:2–19.
- Giesen WBJT, van Katwijk MM, den Hartog C (1990) Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquat. Bot.* 37:71–85.
- Green EP, Short FT (2003) *World Atlas of Seagrasses*. California University Press.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Christensen PB (2005) Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquat Bot.* 82:143–156.
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., ... Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(24), 7348–7355. <http://doi.org/10.1073/pnas.1503751112>
- Harwell MC, Orth RJ (2001) Long distance dispersal potential in a marine macrophyte. *Ecology* 83:3319.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2012) God Havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 1: Inledande bedömning av miljötillståndet och socioekonomisk analys. Avsnitt 2.3.3 Makroalger och gömfröiga växter. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:19, sid. 76–89.
- Havs- och vattenmyndigheten (2014) Svenskt havsfiske under 2013 – definitiv data. Havs- och vattenmyndighetens rapport.
- Havs- och vattenmyndigheten (2014) God Havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 3 Övervakningsprogram. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:20.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015) God havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön, Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30
- Heck KL Jr, Pennock JR, Valentine JF, Coen LD, Skelnar SA (2000) Effects of nutrient enrichment and small predator density on seagrass ecosystems: an experimental assessment. *Limnol. Oceanogr.* 45(5):1041–1057.
- HELCOM (2010) Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 122*
- HELCOM (2010) Towards an ecologically coherent network of well-managed Marine Protected Areas – Implementation report on the status and ecological coherence of the HELCOM BSPA network. *Baltic Sea Environment Proceedings, No. 124B, 148 pp, Helsinki Commission.*
- HELCOM (2013) Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. *Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138.*
- Hendriks IE, Sintes T, Bouma TJ, Duarte CM (2008) Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*Posidonia oceanica*) on flow and particle trapping. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 356:163–173.
- Hily C, Raffin C, Brun A, den Hartog C (2002) Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France). *Aquat. Bot.* 72:37–53

- Holmer M, Bondgaard EJ (2001) Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquat. Bot.* 70, 29–38.
- Holmer M, Laursen L (2002) Effect of shading of *Zostera marina* (eelgrass) on sulfur cycling in sediments with contrasting organic matter and sulfide pools. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 270:25–37.
- Holmer M, Nielsen RM (2007) Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*) *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 353:245–252.
- Holt TJ, Hartnoll RG, Hawkins SJ (1997) The sensitivity and vulnerability to man-induced change of selected communities: intertidal brown algal shrubs, *Zostera* beds and *Sabellaria spinulosa* reefs. English Nature, Peterborough, English Nature Research Report 234.
- Jackson L, Lopoukhine N, Hillyard D (1995) Ecological restoration: a definition and comments. *Rest. Ecol.* 3:71–75.
- Johnson LT, Hope C (2012) The social cost of carbon in U.S. regulatory impact analyses: an introduction and critique. *Journal of Environmental Studies and Sciences*. Volume 2, 3:205–221
- Jones CA, Pease KA (1997) Restoration-based compensation measures in natural resource liability statutes. *Contemp. Econom. Policy* 15:111 – 122.
- Karlsson J (1999) Kungsbackafjordens marina flora: Djuputbredning av makroalger samt utbredning av ålgrs (*Zostera marina*) och nating (*Ruppia maritima*) sommaren 1999. Rapport till Miljö- och hälsoskyddskontoret i Kungsbacka kommun.
- Keeler BL, Polasky S, Brauman KA, Johnson KA, Finlay JC, O’Neill A, Kovacs K, Dalzell B (2012) Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *PNAS* 109:18619–18624.
- Kendrick GA, Eckersley J, Walker DI (1999) Landscape-scale changes in seagrass distribution over time: a case study from Success Bank, Western Australia. *Aquat Bot* 65: 293– 309.
- Kennedy H, Beggins J, Duarte CM, Fourqurean JW, Holmer M, Marba N, Middleburg JJ (2010) Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biochem. Cy.* 24: DOI: 10.1029/2010GB003848.
- Klintberg, LAF (1955) Om byggande i vatten enligt 2, 3 och 5 kap. vattenlagen : lagtext med kommentar och sakregister (Stockholm: Norstedt).
- Koch EM (1999) Preliminary evidence on the interdependent effect of currents and porewater geochemistry on *Thalassia testudinum* Banks ex König seedlings. *Aquat. Bot.* 63: 95–102.
- Krause-Jensen D, Greve TM, Nielsen K (2005). Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. *Water Resour. Manag.* 19: 63–75.
- Krause-Jensen D, Sagert S, Schubert H, Boström C (2008) Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8:515–529.
- Kruk-Dowgiallo L (1991): Long term changes in the structure of underwater meadows of the Puck Lagoon. *Acta Ichth. et Pisc.* Vol. XXI, Supplement. Szczecin, 77–84.
- Källström B, Nyqvist A, Åberg P, Bodin M, André C (2008) Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat Bot* 88:148–153.
- Larson F (2013) Sakkunnigutlåtande i mål M2414-12 angående anläggande och drift av hamn vid Norvikudden i Nynäshamns kommun. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län. Diarie nr. 532-14151-2013.
- Larkum A, Orth RJ, Duarte C (eds.) (2007) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands.

- Lawett, Olsson, Envall (2013) Ålgräs på Västkusten – test av metoder för fjärranalys, kartering, inventering och kvalitetsklassificering. Länsstyrelsen Rapport 2013:84
- Layman CA, Quattrochi JP, Peyer CM, Allgeier JE (2007) Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecol. Lett.* 10:937-944.
- Lilley RJ, Unsworth RK (2014) Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global Ecol. Conserv.*, 2:367-377.
- Lipton J et al. (2008) "REMEDE Toolkit for Performing Resource Equivalency Analysis to Assess and Scale Environmental Damage in the European Union" Available at: http://www.envliability.eu/docs/D13MainToolkit_and_Annexes/D13MainToolkit.html.
- Loo L-O (2015) Stora bestånd av ålgräs förlorade i Kattegat. Havet 1888. Havsmiljöinstitutet.
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JB (2006) Depetion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312:1806-1809.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län 2016. Beslut om bildande av biotopskyddsområdet Sunninge sund – Sundsvik i Uddevalla kommun, beslut 2016-04-18, dnr 511-20538-2015.
- Mace G, Bateman I (2011) "UK National Ecosystem Assessment. Chapter 2: Conceptual Framework and Methodology." <http://uknea.unep-wcmc.org/LinkClick.aspx?fileticket=KsXkgw7AKSY%3d&tabid=82>.
- Mangi SC, Davis CE, Payne LA, Austen MC, Simmonds D, Beaumont NJ, Smyth T (2010) Valuing the regulatory services provided by marine ecosystems. *Environmentrics* 22:686–698.
- Marba N, Krause-Jensen D, Alcoverro T, Birk S, Pedersen A, Neto JM ...Duarte CM (2013). Diversity of European seagrass indicators: patterns within and across regions. *Hydrobiologia*, 704: 265–278.
- Marba N, Arias-Ortiz A, Masque P, Kendrick GA, Mazarraza I, Bastyan GR, Garcia-Orellana J, Duarte CM (2015) Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *J. Ecol.* 103:296–302.
- McKone KL, Tanner CE (2009) Role of salinity in the susceptibility of eelgrass *Zostera marina* to the wasting disease pathogen *Labyrinthula zosterae*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 377:123-130.
- McGlathery, K.J., Reynolds, L.K., Cole, L.W., Orth, R.J., Marion, S.R. & Schwarzschild, A. (2012) Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 448:209–221.
- Michanek, Gabriel and Zetterberg, Charlotta (2012), *Den svenska miljörätten* (Uppsala: Iustus).
- Michanek (2015) Tillstånd får inte ges om aktuell ytvattenstatus försämras eller uppnåendet av god ytvattenstatus äventyras. Analys av EU-domstolens förhandsavgörande C–461/13, JP Miljönet
- Miljødirektoratet 2015. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem for vann i henhold till vanforeskriften. revidert 2015.
- Moksnes P-O. 2009. Restaurering av ålgräsängar i Sverige. Länsstyrelsen Västra Götalands län. Rapport 2009:26.
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S (2008) Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117: 763–777.

- Moksnes P-O, Belgrano A, Bergström U, Casini M, Gårdmark A, Hjelm J, Karlsson A, Nilsson J, Olsson J, Svedäng H (2011) Överfiske – En miljöfarlig aktivitet: Orsaker till fiskbeståndens utarmning och dess konsekvenser i svenska hav. Havsmiljöinstitutets rapport 2011:4 (25 pg.).
- Moksnes P-O, Elam J, Grimvall A (2015) Samlad analys av regionala och nationella havsmiljödata. Havsmiljöinstitutet. Rapport no. 2015:2 (212 pg)
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige: Vägledning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9. 146 sidor. ISBN 978-91-87967-17-7.
- Moksnes P-O, Larson, F, Tullrot, A (manuskript). Åtgärdsprogram för ålgräsangar. Havs- och vattenmyndighetens rapport.
- Mossberg B, Stenberg L (2005) Den nya nordiska floran. Wahlström & Widstrand. ISBN 91-4-21319-8.
- Munkes B (2005) Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquat. Sci.* 67:372–381.
- Naturstyrelsen 2011. Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011–2015. Programbeskrivelse. Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.
- Naturvårdsverket (2003) Konsekvensanalys steg för steg.Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2007) Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till Handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket (2009a) Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan. Förslag till nationell åtgärdsplan.
- Naturvårdsverket (2009b) Strandskydd – en vägledning för planering och prövning. Handbok 2009:4, Utgåva 2. ISBN 978-91-620-0175-9
- Naturvårdsverket (2011a) Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11 Beslutad: November 2011
- Naturvårdsverket (2011b) Vägledning om tillämpning av miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram för vatten inom tillsynsarbetet.
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800022035/1348912852044/vagledning-miljokvalitetsnormer-for-vatten-inom-tillsynsarbetet.pdf>
- Naturvårdsverket (2014) Ålgräs, ett komplement till handbok 2012:1 Biotopskyddsområden. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/skyddade-omraden/biotopskydd/14-algrasangar-20140415.pdf>
- Naturvårdsverket (2015) Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation. En kartläggning. ISBN 978-91-620-6667-3.
- Naturvårdsverket (2016) Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1. ISBN 978-91-620- 0179-7
- NOAA 2014, California Eelgrass Mitigation Policy (CEMP) NOAA West Coast Fisheries. http://www.westcoast.fisheries.noaa.gov/publications/habitat/california_eelgrass_mitigation/Final%20CEMP%20October%202014/cemp_oct_2014_final.pdf (besökt 2016-02-11)
- Nyqvist A, André C, Gullström M, Baden S, Åberg P (2009) Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. *Ambio* 38, 85–88.
- Ochieng CA, Short FT, Walker DI (2010) Photosynthetic and morphological response of eelgrass (*Zostera marina* L.) to a gradient of light conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 382:117–124.

- Olander L, Johnston RJ, Tallis H, Kagan J, Maguire L, Polasky S, Urban D, Boyd J, Wainger L, Palmer M (2015) "Best Practices for Integrating Ecosystem Services into Federal Decision Making." Durham: National Ecosystem Services Partnership, Duke University. doi:10.13016/M2CH07.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106:147–156.
- Olesen B (1999) Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106:147-156.
- Olsen Lundh C (2014) Miljö kvalitetskrav eller miljö kvalitetsnormer? Reflektioner med anledning av en rapport om Sveriges implementering av ramvattendirektivet. *Nordisk Miljö rättslig Tidskrift*, volym 2014:2, sid 61–94.
- Olsen Lundh, C. (2016) *Panta Rei – om miljö kvalitetskrav och miljö kvalitetsnormer*. Havsmiljö institutet, Malmö 2016
- Olsson P (2005) Inventering av ålgräsängar längs Skånes kust. Länsstyrelsen i Skånes Län. Rapport Natur och kultur.
- Olsson P (2015) Undersökningar i Öresund 2014: Ålgräs. Öresunds vattenvårdsförbund. Rapport 2015:5
- Onuf CP (1994) Seagrasses, dredging and light in Laguna Madre, Texas, USA. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 39:75–91.
- Orth RJ, Moore KA (1983) Chesapeake Bay: An unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. *Science* 222:51–53.
- Orth RJ, Luckenback M, Moore A (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. *Ecology* 75:1927–1939.
- Orth RJ, Harwell MC, Bailey EM, Bartholomew A, Jawad JT, Lombana AV, Moore KA, Rhode JM, Woods HE (2000) A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 200:277–288.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56: 987–996.
- Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB (2012) Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 448: 177–195.
- OSPAR (2008), OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Publication number 2008-6. OSPAR Commission
- OSPAR (2012) OSPAR Recommendation 2012/4 on furthering the protection and conservation of *Zostera* beds.
- Paulrud A (2006) "Marginal valuation of improving the sport-fishing catch" *Tourism Economics* 12:437–449.
- Persson M, Andersson S, Baden S, Moksnes P-O (2008) Trophic role of the omnivorous grass shrimp *Palaemon elegans* in a Swedish eelgrass system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 371:203–212.
- Pettersson K (2011) Hur mycket tål kusten? Västerhavet 2011, Aktuellt om miljön i Skagerrak, Kattegat och Öresund.
- Pihl L, Svenson A, Moksnes P-O, Wennhage H (1999) Distribution and production of ephemeral algae in shallow coastal areas on the Swedish west coast. *J. Sea Res.* 41:281–294.
- Pihl L, Wennhage H (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *J. Fish Biol.* 61:148–166.
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67:123–132.

- Ralph PJ, Short FT (2002) Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 226: 265–271.
- Ramsar (2016) The List of Wetlands of International Importance. <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf> (2016-02-19).
- Rasmussen E (1977) The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. Pages 1–51 in McRoy CP, Helfferich C, eds. Seagrass Ecosystems. New York: Marcel Dekker.
- Regeringskansliet (2010) Förslag till åtgärdsplan för genomförandet av Helcoms aktionsplan för Östersjön. <http://www.regeringen.se/informationmaterial/2010/06/m2010.23/>
- Reusch TBH (2002) Microsatellites reveal high population connectivity in eelgrass (*Zostera marina*) in two contrasting coastal areas. Limnol. Oceanogr. 47:78–85.
- Rosenberg R, Elmgren R, Fleischer S, Jonsson PO, Persson G, Dahlin H (1990) Marine eutrophication case studies in Sweden. Ambio 3: 102–108.
- SAB, (Science Advisory Board) (2009) “Valuing the Protection of Ecological Systems and Services: A Report of the EPA Science Advisory Board.” EPA SAB 09 012. Washington, DC. [http://yosemite.epa.gov/sab/CSABPRODUCT.NSF/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/\\$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/CSABPRODUCT.NSF/F3DB1F5C6EF90EE1852575C500589157/$File/EPA-SAB-09-012-unsigned.pdf).
- Sandén P, Håkansson B (1996) Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. Limnol. Oceanogr. 41:346–351.
- Scheffer M, Carpenter SR (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. Trends Ecol. Evol. 18: 648–656.
- Schoellhamer DH (1996) Anthropogenic sediment resuspension Mechanisms in shallow microtidal Estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci. 43:533–548.
- Short FT, Ibelings BW, den Hartog C (1988) Comparison of a current eelgrass wasting disease to the wasting disease of the 1930's. Aquat. Bot. 30:295–304.
- Short FT, Wyllie-Echeverria S (1996) Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environ. Conserv. 23, 17–27.
- Short FT, Burdick DM, Short CA, Davus RC, Morgan PA (2000) Developing success criteria for restored eelgrass, salt march and mud flat habitats. Ecol Eng. 15:239–252.
- SIKA (2009) Värden och metoder för transportsektorns samhällsekonomiska analyser – ASEK 4, SIKA Rapport 2009:3. Östersund.
- Stål J, Pihl L (2007) Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. ICES J. Mar. Sci. 64:446–452.
- Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnbäck P, Söderqvist T, Wennhage H (2008) Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: Integrating ecosystem and function into fisheries management. Ocean. Coast. Manage. 51:594–600.
- Svedäng H, Bardon G (2003) Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES J. Mar. Sci. 60:32–3.
- Svensson L (2014) Bland sjögräs och tång i Hanöbukten. Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike. Rapport 2014:07.
- Söderqvist T, Scharin, H (2000) The Regional Willingness to Pay for a Reduced Eutrophication in the Stockholm Archipelago. Beijer.
- Troell M, Pihl L, Rönnbäck P, Wennhage H, Söderqvist T, Kautsky N (2005) Regime shifts and ecosystem services in Swedish coastal soft bottom habitats: when resilience is undesirable. Ecology and Society 10:30.

- Turner KT, Paavola J, Cooper P, Farber S, Jessamy V, Georgiu S (2003) Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecol. Econ.* 46: 493–510.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997) Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1105–1118.
- Van der Heide T, van Nes EH, Geerling GW, Smolders AJP, Bouma TJ, van Katwijk M (2007) Positive feedback in seagrass ecosystems: implications for restoration success in conservation and restoration. *Ecosystems* 10:1311–1322.
- van Katwijk MM, Vergeer LHT, Schmitz GHW, Roelofs JGM (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 157:159–173.
- van katwijk MM, Hermus DCR, de Jonge DJ, Asmus RM, de Jonge VN (2000) Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgol. Mar. Res.* 54: 117–128.
- Vattenmyndigheterna 2015. Vatteninformationsystem Sverige (VISS). <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>
- Walker DI, Kendrick GA, McComb AJ (2006) Decline and recovery of seagrass ecosystems—the dynamics of change. Pages 551–565 in Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM, eds. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht (The Netherlands): Springer.
- Waycott M, Duarte C, Carruthers T, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT, Williams SL (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106, 12377–12381.
- Wijkmark N, Enhus C, Isaeus M, Lindahl U, Nilsson L, Nikolopoulos A, Nyström Sandman A, Näslund J, Sundblad G, Didrikas T, Hertzman J. (2015) Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/06. ISSN: 1651–8527.
- Wennhage H, Pihl L (2002) Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *J. Fish Biol.* 61:207–228.
- World Register of Marine Species (WoRMS) 2016. <http://www.marinespecies.org/>. Hämtad april 2016.
- Young TP, Petersen DA, Clary JJ (2005) The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecol. Lett.* 8:662–673.
- Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Moksnes P-O, Olsson J, Bergström U. (2016). Meta-analysis reveals top-down processes are as strong as bottom-up effects in North Atlantic coastal food webs. *Journal of Applied Ecology*. 53:1138–1147. doi: 10.1111/1365-2664.12654.

10.2. Offentliga tryck

- SOU 2007:60 Sverige inför klimatförändringarna – hot och möjligheter.
- SOU 2013:68 Synliggöra värdet av ekosystemtjänster, – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster.
- Prop. 1997/98:45, Miljöbalk.
- Prop. 2004/05:129, En effektivare miljöprövning.
- Prop. 2013/14:141, En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.
- Ds 1997:52, Kompensation för förlust av miljövärden.

10.3. EU-direktiv

RÅDETS DIREKTIV 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (livsmiljödirektivet / habitatdirektivet).

EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EG av de 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (vattendirektivet).

EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2004/35/EG av den 21 april 2004 om miljöansvar för att förebygga och avhjälpa miljöskador (miljöansvarsdirektivet).

EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi) (havsmiljödirektivet).

10.4. Rättsfall

Högsta domstolen

NJA 2008 s. 55 Tillämpning av reglerna om strandskydd vid prövning av en ansökan om vattenverksamhet.

Mark- och miljööverdomstolen

MÖD 2002:80 Kompensation ej krävts, reningsverk, våtmark.

MÖD 2004:29 Natura 2000, småbåtshamn ej tillåten pga. risk för skada på naturvårdsintressen.

MÖD 2005:5 Kompensationskrav, fiskodling, våtmark.

MÖD 2006:44 Kompensationskrav, Natura 2000, Botniabanan.

MÖD 2007:57 Natura 2000, båtbygga ej tillåten pga. risk för skada på skyddade livsmiljöer.

MÖD 2009:38 Naturreservat, om betydelsen av föreskrifternas utformning för omfattningen av hinder mot exploatering.

Mål nr 10607-12, 2013-03-15 Mark- och miljööverdomstolen.

Mål M 11172-14 (2015-06-26) Mark- och miljööverdomstolen, om möjligheten att tillämpa kraven i 11 kap. 8 § miljöbalken om fiskefrämjande åtgärder vid tillsyn.

Mark- och miljödomstolar

Nacka tingsrätt, Mål nr M 6215-12 meddelad 2014-09-17 (Klintehamn) *om fiskeavgift i samband med muddring.*

Nacka tingsrätt, Mål nr 2414-12 meddelad 2014-10-10 (Norviks hamn) *om beräkningen av fiskeavgift.*

Stockholms tingsrätt, Mål 30030-05, 2006-09-28 (utbyggnad av befintlig pir, Nacka kommun) *om återplantering av blåstång.*

Vänersborgs tingsrätt, Mål nr M 417-06 meddelad 2007-03-13 (Hälleviksstrand) *muddring, skapande av grund mjukbotten.*

Vänersborgs tingsrätt, Mål nr M 1956-12 meddelad 2013-11-13 (Wallhamn) *muddring, ålgräs, fiskeavgift.*

Vänersborgs tingsrätt, Mål nr M 2279-15 meddelad 2015-10-06 (Resö) *nekad utökning av bygga pga. risk för påverkan på naturvårdsintressen, Natura 2000, naturreservat.*

Vänersborgs tingsrätt, Mål nr M 4523-13, 2015-11-24. (Arendal) *kompensationskrav, utredningsvillkor, ålgräs.*

Vänersborgs tingsrätt, Mål nr M 4428-15, 2016-05-12, (Hälleviksstrand) *fiskeavgift, misslyckad kompensation.*

Växjö tingsrätt, Mål nr 167-03, 2004-04-22 (Senoren) *om återplantering av blåstång*

Växjö tingsrätt, Mål nr 1048-11, 2012-11-12 (Oskarshamn) *om återplantering av blåstång.*

Växjö tingsrätt, Mål nr M 2831-14, 2015-12-17 (Verkö Hamn) *ålgräs, utredning av kompensationsmöjligheter, återplacering av blåstång, omfattning av fiskeavgift.*

10.5. EU-domstolen

Mål 96/81 Kommissionen mot Nederländerna [1982] ECR 1791. Om utformningen av åtgärdsprogram för efterlevnad av EU-direktiv.

C-461/13 Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. mot Förbundsrepubliken Tyskland (Weser- domen) Om tolkningen av Ramdirektivet för vatten (2000/60/EU), särskilt om förbud mot försämring och kvalitetskrav.

Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige

– Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund

Rapporten ger en bakgrund och beskrivning av den ekologiska och rättsliga situationen för förvaltning av ålgräs i Sverige idag. Fokus ligger på beskrivningar av hur ekologisk restaurering och kompensation av ålgräs kan bidra till utvecklingen av en bättre förvaltning av ålgräs-ekosystem och andra livsmiljöer i grunda kustområden i Sverige.

Kompensationsrestaurering är en komplex verksamhet där många förutsättningar samspelar. Det finns idag få genomförda restaureringsprojekt i kustmiljöer och rättspraxis är ännu inte särskilt utvecklad. Det är viktigt att poängtera att kompensationsrestaurering inte kan ses som en försiktighetsåtgärd bland andra. Istället ska kompensation användas som ett sätt att minimera skadorna på ekologiska värden då en verksamhet ändå anses tillåten.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten kan utgöra ett stöd för framför allt tillsyns- och prövningsmyndigheter i frågor som rör förvaltning och restaurering av grunda kustvattenmiljöer och ålgräs.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8

ISBN 978-91-87967-16-0

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg
Tel: 010-698 60 00
www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**
