# Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

**Uppdatering av kunskapsläget 2016-2024**

Rapport 2025:13

Havs och Vatten myndigheten

Rekommenderat format vid citering:

Eriander, L., Alenius, B., Infantes, I., Olsson, A., Moksnes, P.-O. 2025. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige. Uppdatering av kunskapsläget 2016-2024. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2025:13, 98 sidor (exklusive bilagor), ISBN 978-91-89982-07-9 (pdf, digital version).

Projektledare: Ingemar Andersson, Havs- och vattenmyndigheten

Nyckelord: *Zostera marina*, ålgräsäng, bandtång, gömfröiga växter, restaurering, Västerhavet, Östersjön, uppföljning, utvärdering, kostnadsberäkning, tidsberäkningar, sandtäckning, strandkrabba, ljusberäkningar

# Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

## Uppdatering av kunskapsläget 2016–2024

Louise Eriander[1], Beatrice Alenius[2],
Eduardo Infantes[3], Anders Olsson[2], Per-Olav Moksnes[1]

[1]Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet,
[2]Länsstyrelsen i Västra Götaland,
[3]Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Göteborgs Universitet

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

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2025-08-18

ISBN: 978-91-89982-07-9

Omslagsfoto: Eduardo Infantes. Bilden föreställer tätt planterade ålgrässkott på en lokal i Kosterhavets nationalpark där studier pågår för att bedöma om täta planteringar kan minska skador från strandkrabba.

Spridningstillstånd:
Lantmäteriet flygbilder/drönarfotografier LM/023846 (HaV dnr 1660-23)
Sjöfartsverket flygbilder/drönarfotografier 25-01516 (HaV dnr 1660-23)

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

# Förord

Tillståndet i kust- och havsmiljön behöver förbättras. Ett stort antal internationella och nationella åtaganden samt beslut ställer 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, miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård.

På internationell nivå finns idag ett stort fokus på att restaurera och återställa skadade naturmiljöer. Förenta Nationerna (FN) har utlyst perioden 2021–2030 till ett decennium för restaurering av ekosystem[1], men har även genom *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework* deklarerat en överenskommelse med konkreta mål vad gäller restaurering av ekosystem till 2030[2]. Europeiska unionen (EU) höjde ambitionen rejält 2024 genom att anta en för medlemsländerna gemensam förordning om restaurering och återställning av natur (NRF)[3]. med tydliga och tidsatta mål utifrån sin biodiversitetsstrategi för 2030[4] Våtmarkskonventionen[5] har också ett antal resolutioner som berör kustnära grunda vatten, där ingår bland annat bevarande, restaurering och kustplanering som viktiga åtgärder.

EU:s förordning för restaurering av natur[6] trädde i kraft 18 augusti 2024 och syftar till att införa åtgärder för att långsiktigt återställa minst 30 % av EU:s land- och havsområden som berörs av lagen till gott tillstånd senast 2030, samt alla ekosystem som behöver återställas senast 2050[7] (artikel 4 och 5) (Europaparlamentet 2024). Den främsta bakgrunden till förordningen är den fortgående förlusten av biologisk mångfald inom unionen och ambitionen att faktiskt uppfylla kraven i det sedan 30 år gällande art- och habitatdirektivet.

En viktig förutsättning för restaureringsarbetet är en väl fungerande verktygslåda, med vetenskapligt grundade metoder. Denna rapport ger en uppdaterad kunskapsbild över den utveckling som skett sedan den första handboken för restaurering av ålgräs togs fram 2016 (Moksnes m.fl. 2016; Hav rapport 2016:9). Handboken utgör ett led i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (åtgärderna 29, 30 och 31; Havs- och vattenmyndigheten rapport 2015:30, 2021:20). Målgrupper för handboken är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av marina kustmiljöer på 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. Handboken kan också utgöra underlag för kurser vid universitet och högskolor. Även om väl fungerande metoder för ålgräsrestaurering nu finns tillgängliga för svenska förhållande är restaurering av ålgräs tidskrävande, dyrt och förenat med osäkerheter. Följaktligen

---

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

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

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

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

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

[6] Hela förordningen: https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-15907-2023-INIT/en/pdf

[7] Article 4 & 5 https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-15907-2023-INIT/en/pdf.

är det av största vikt att förvaltningen i första hand fokuserar på att skydda återstående ålgräsängar och endast som en sista åtgärd tillåter kompensationsrestaurering som en lösning vid exploatering. Ett stort tack riktas till alla dem som bidragit med information, underlag och synpunkter till arbetet. Rapporten har tagits fram av en forskningsgrupp från Göteborgs universitet och länsstyrelsen i Västra Götaland. Projektledare har för Havs- och vattenmyndighetens del har varit Ingemar Andersson.

Göteborg, 18 augusti 2025

**Johan Kling**

Avdelningschef

Avdelningen för vattenresursförvaltning, Havs- och vattenmyndigheten

# Sammanfattning

Plantering av ålgräs utgör en viktig åtgärd för att restaurera historiska ängar eller som kompensationsåtgärd när ålgräs förstörs vid exploatering. År 2016 publicerades en detaljerad teknisk handledning för restaurering av ålgräs i Sverige (Moksnes m.fl. 2016). I denna handbok beskrivs alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. Sedan dess har de metoder som beskrivs i handboken testats i olika projekt på flera platser längs Sveriges kust och fortsatta studier i Bohuslän har lett till ny kunskap och utveckling av metoder för restaurering. I denna rapport, som är ett komplement till handboken, sammanställs ny kunskap om ålgräsrestaurering baserad på dessa erfarenheter från Östersjön och Västerhavet 2016–2024. Vidare presenteras resultat från flera restaureringsprojekt i Bohuslän genomförda av forskare vid Göteborgs universitet i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götaland där målet varit att utveckla nya restaureringsmetoder.

Sammanställningen av restaureringsprojekt i Sverige visar att ålgräsrestaurering utvecklats från småskaliga, experimentella studier till en fungerande storskalig åtgärd under de senaste 8 åren. Under perioden 2016-2024 har ålgräsrestaurering genomförts på totalt 59 planteringar fördelade på 37 olika lokaler där totalt över 500 000 skott planterats på en ytan på 5,2 hektar. Majoriteten av planteringarna utgjordes av mindre testytor på ett fåtal kvadratmeter men 15 stycken klassas som storskaliga då de täckte en yta på över 1000 $m^2$. Sammanställningen visar att plantering av ålgrässkott med den rekommenderade singelskottmetoden användes i alla projekt och att den kan fungera bra även i Östersjön. Flerårig skottöverlevnad sågs hos 64% av planteringarna där 39% visade en positiv skottillväxt. Totalt har en yta av 2,3 hektar ålgräsbotten skapats under den senaste 8-årsperioden, där det idag växer över 3 miljoner skott. I Bohuslän medför dålig vattenkvalitet där ålgräset försvunnit ett stort problem med att hitta lokaler där ålgräset kan tillväxa, och sandtäckning kan behövas för att kunna genomföra en restaurering. I Östersjön och längs Skånes exponerade kust var tillväxten hög och jämförbar med Västerhavet med färre biologiska störningar i form av exempelvis krabbor och algmattor. Problemen här bestod främst av fysiska störningar i form av exponering och erosion av botten varför plantering av flera skott i en bukett fungerade bättre på vissa lokaler.

Vid förvaltning och restaurering av ålgräs är det viktigt att ha en förståelse för ålgräsets genetiska mångfald samt hur olika ängar är sammanlänkade genom spridning av drivande fröskott. Vid förvaltning bör man därför skydda både värdefulla ängar med hög genetisk mångfald och hög spridningsförmåga, samt isolerade och sårbara ängar med låg genetisk mångfald. Vid restaurering bör områden som har hög spridningsförmåga väljas ut och stora ängar eller ängar med hög genetisk mångfald i närheten av restaureringsområdet väljas som donatormaterial. I de svenska delarna av Östersjön sker ingen sexuell förökning hos ålgräset och den genetiska mångfalden är därmed lägre, vilket kan öka risken för att restaureringar misslyckas på lång sikt. Detta gör att valet av donatoräng än viktigare och skott från flera donatorängar med miljöförhållanden som liknar restaureringslokalen bör användas.

Strandkrabbor (*Carcinus maenas*) har visat sig vara ett stort problem vid restaurering av ålgräs i vissa områden på Västkusten, där de orsakat omfattande skador och förluster av hela planteringar. Studier har visat att förlusterna kan minskas genom att skotten planteras tätare i små grupper samt genom reduktionsfiske av krabbor. Krabbskador har även upptäckts i naturliga

ängar, där andelen sönderklippta skott kan utgöra 40% under hösten. Fortsatta studier behövs för att undersöka om krabbor även kan leda till förluster av naturliga ängar samt hur problemen med krabbskador kan minskas för att möjliggöra restaurering av ålgräs i drabbade områden.

Sandtäckning av havsbotten har visat sig vara en lovande metod för att förbättra tillväxtförhållandena för ålgräs i områden längs kusten där historiska ålgräsförluster lett till grumligt vatten som förhindrar restaurering och återkolonisering. I Bohuslän har storskalig sandtäckning och ålgräsplantering på en hektar förbättrat ljusförhållanden och tillväxten av ålgräs dramatiskt, där en skottökning på 26 gånger konstaterades efter tre tillväxtsäsonger. Baserat på dessa erfarenheter presenteras här en detaljerad vägledning för alla stegen i restaureringsprocessen med sandtäckning, som rekommenderas för områden där lokal resuspension av bottensediment och grumling motverkar återetablering av ålgräs.

Ålgräsrestaurering är dyr men resultaten från de storskaliga restaureringsprojekten som genomförts i Sverige på senare år visar att variationen mellan projekt är stor, där kostnaden för skörd och plantering kan variera mellan 16–110 kr per skott. Plantering i schackrutemönster för att minska skottåtgången och därmed kostnaden för restaurering visar på lovande resultat från studier på Västkusten, där oplanterade områden på 1x1 meter växer igen efter mellan 3–4 år.

# Summary

Restoration of eelgrass constitutes an important measure to restore historical meadows or as a compensatory action when eelgrass is damaged or lost during exploitation. In 2016, a detailed technical guideline for seagrass restoration in Sweden was published. (Moksnes m.fl. 2016). This handbook describes all the important steps in the restoration process, from evaluation and site selection, consultation and permits, harvesting and planting, to monitoring and evaluating the results. Since then, the methods described in the handbook have been tested in various projects at several locations along the Swedish coast, and ongoing studies in Bohuslän have led to new knowledge and the development of restoration methods. In this report, which is a supplement to the handbook, new knowledge about eelgrass restoration is compiled based on these experiences from the Baltic Sea and the North Sea between 2016–2024. It also includes results from several restoration projects in Bohuslän conducted by researchers at the University of Gothenburg in collaboration with the County Administrative Board of Västra Götaland, where the goal has been to develop new restoration methods.

The compilation of restoration projects in Sweden shows that eelgrass restoration has evolved from small-scale, experimental studies to a functioning large-scale measure over the past 8 years. During the period 2016-2024, eelgrass restoration has been carried out at a total of 59 planting sites across 37 different locations, where over 500,000 shoots have been planted over an area of 5.2 hectares. The majority of the plantings consisted of smaller test areas of a few square meters, but 15 were classified as large-scale since they covered over 1000 m². The compilation shows that the planting of eelgrass shoots using the recommended single shoot method was used in all projects and that it works well also in the Baltic Sea. Perennial survival was observed in 64% of the plantings, with 39% showing positive shoot growth. A total area of 2.3 hectares of eelgrass beds has been created over the past 8 years, where more than 3 million shoots are currently growing. In Bohuslän, poor water quality where the eelgrass has disappeared poses a significant problem in finding locations where eelgrass can grow, and sand capping may be necessary to carry out a restoration. In the Baltic Sea and along the exposed coast of Skåne, the growth was high and comparable to the Swedish west coast, with fewer biological disturbances such as crabs and algal mats. The problems here mainly consisted of physical disturbances in the form of exposure and bottom erosion, where planting several shoots in a bouquet worked better in certain locations.

In management and restoration of eelgrass, it is important to have an understanding of eelgrass's genetic diversity as well as how different meadows are interconnected through the dispersal of drifting flowering shoots. In management it is important to protect both meadows with high genetic diversity and high dispersal capacity, as well as isolated and vulnerable meadows with low genetic diversity. During restoration, areas with high dispersal capacity should be selected, and large meadows or meadows with high genetic diversity near the restoration area should be chosen as donor material. In the Swedish part of the Baltic Sea, eelgrass does not reproduce sexually, and thus the genetic diversity is lower, which can increase the risk of restoration failures in the long term. This makes the choice of donor meadows even more important, and shoots from several donor meadows with environmental conditions similar to the restoration site should be used.

Shore crabs (*Carcinus maenas*) constitute a significant problem in the restoration of eelgrass in certain areas on the west coast, where they have caused extensive damage and losses of entire plantings. Studies have shown that losses can be reduced by planting the shoots more densely in smaller groups and through reduction fishing of crabs. Crab damage has also been detected in natural meadows, where the proportion of cut shoots can constitute 40% during the fall. Further studies are needed to investigate whether crabs can also lead to losses of natural meadows and how the problems with crab damage can be reduced to enable the restoration of eelgrass in affected areas.

Sand-capping of the seabed has proven to be a promising method for improving growth conditions for eelgrass in coastal areas where historical eelgrass losses have led to sediment resuspension and turbid water, preventing restoration and recolonization. In Bohuslän, large-scale sand-capping and seagrass planting on one hectare have dramatically improved light conditions and seagrass growth, with a 26-fold increase in shoots found after three growing seasons. Based on these experiences, a detailed guide is presented here for all steps in the restoration process, with sand capping recommended for other areas where turbidity issues caused by sediment resuspension prevent the return of eelgrass.

Eelgrass restoration is expensive, but the results from the large-scale restoration projects conducted in Sweden in recent years show that the variation between projects is significant, with the cost of harvesting and planting ranging from 16 to 110 SEK per shoot. Planting in checkerboard patterns to reduce the number of shoots and thus the cost of restoration shows promising results from studies on the West Coast, where unplanted areas of 1x1 meter regrow after 3–4 years.

# Innehåll


1 Introduktion ... 13
2 Restaurering av ålgräs 2016–2024 ... 14
2.1 Ålgräsrestaurering i Sverige ... 14
2.1.1 Västra Götalands län ... 18
2.1.2 Skåne län ... 19
2.1.3 Kalmar och Blekinge län ... 21
2.1.4 Stockholms län ... 22
2.2 Lärdomar från ålgräsrestaurering i Sverige 2016–2024 ... 22
2.2.1 Restaureringsmetoder ... 23
2.2.2 Miljöförhållanden vid restaureringslokalen ... 24
2.2.3 Störningar ... 25
2.3 Lärdomar från andra länder i Europa ... 25
2.3.1 Restaurering med skott ... 26
2.3.2 Restaurering med frön ... 28
2.3.3 Sandtäckning för att möjliggöra restaurering ... 29
2.4 Behov av ålgräsrestaurering i Sverige ... 29
3 Lagstiftning och rådighet ... 33
3.1 Strandskydd ... 33
3.2 Naturreservat, nationalpark, naturvårds- eller biotopskyddsområde ... 34
3.3 Natura 2000 ... 34
3.4 Vattenverksamhet ... 34
3.5 Rådighet ... 35
4 Ny kunskap – utveckling av metoder vid restaurering av ålgräs ... 36
4.1 Konnektivitet och genetisk mångfald vid restaurering ... 36
4.1.1 Hur sprids ålgräs och hur påverkas den genetiska mångfalden? ... 37
4.1.2 Exempel på tillämpning vid restaurering ... 38
4.2 Insamling och analys av ljusförhållanden ... 42
4.2.1 Insamling av ljusdata ... 43
4.2.2 Omvandling av ljus från lux till PAR ... 44
4.2.3 Exkludering av inkorrekt data ... 44
4.2.4 Beräkning av Kd, Dmax och daglig mängd ljus vid botten ... 45
4.3 Plantering i schackrutemönster för att öka kostnadseffektiviteten ... 45
4.4 Påverkan från djur ... 49

4.4.1 Skador från strandkrabba och metoder för att minska påverkan ..... 49
4.4.2 Skador från svan och gäss och metoder för att minska påverkan ..... 54
4.4.3 Skador från övriga djur ..... 55
4.4.4 Spridning av invasiva arter ..... 56
4.5 Uppföljning – vad gör man om restaureringen misslyckas? ..... 57
4.6 Uppföljning – Nationella databasen för ”Åtgärder i vatten” ..... 60
5 Vägledning vid sandtäckning för att möjliggöra restaurering i grumliga miljöer ..... 62
5.1 Val av sand ..... 62
5.2 Val av lokal ..... 63
5.3 Val av plats och storlek på sandtäckt område i lokalen ..... 65
5.4 Ansökan om tillstånd och rådighet ..... 68
5.5 Anlitande av entreprenör för sandtäckning och metoder ..... 69
5.6 Miljöhänsyn och övervakning av miljöpåverkan under sandutläggning ..... 70
5.7 Utförande av sandtäckning och ålgräsplantering ..... 73
5.8 Uppföljning av ljusförhållanden, ålgrästillväxt och fauna ..... 75
5.8.1 Ljusförhållanden ..... 75
5.8.2 Tillväxt av ålgräs ..... 76
5.8.3 Återhämtning av infauna ..... 77
5.9 Sandtäckningsmetoder och sandkällor ..... 78
6 Kostnad för ålgräsrestaurering i Sverige ..... 81
6.1 Tidsberäkningar ..... 81
6.2 Kostnad ..... 83
6.2.1 Skörd och plantering av ålgräs ..... 83
6.2.2 Sandtäckning ..... 84
7 Vad kan allmänheten göra? ..... 85
7.1 Restaurering av ålgräs ..... 85
7.2 Andra ålgräsförbättrande åtgärder ..... 86
7.3 Finansiering ..... 86
8 Källförteckning ..... 87
Bilaga A Förslag på vägledning för analyser av ljusdata ..... 95
Bilaga B Sandtäckning av havsbotten – en sammanställning av metoder och sandkällor ..... 96

# 1 Introduktion

’Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige’ publicerades 2016 och togs fram av forskare inom det tvärvetenskapliga forskningsprogrammet Zorro (www.gu.se/forskning/zorro) vid Göteborgs universitet i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götaland på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Sedan dess har kunskapen kring ålgräsrestaurering fortsatt att utvecklas genom restaureringsprojekt och metodutvecklingar som utförts på ett flertal platser längs Sveriges kust. Denna rapport utgör ett komplement till handboken och innehåller ny kunskap sammanställd från flera restaureringsprojekt genomförda inom forskningsprogrammet Zorro i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Den innehåller även en mer omfattande vägledning för sandtäckning av havsbotten som en åtgärd för att möjliggöra restaurering i miljöer där lokal resuspension av sediment och grumling motverkar tillväxt av ålgräs. Avsnitten som rör restaurering börjar med en summering av de viktigaste punkterna som tas upp i avsnittet. Rapporten sammanställer inledningsvis även andra erfarenheter från ålgräsplanteringar som genomförts i Göteborgs skärgård, Stockholm, Kalmar, Blekinge och Skåne län samt från närliggande länder mellan 2016–2024.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av marina kustmiljöer på länsstyrelser, kommuner och andra myndigheter som arbetar med förvaltning eller handlägger ärenden som rör ålgräs, men också verksamhetsutövare som kan komma att påverka ålgräs negativt samt konsultföretag som kan komma att utföra det praktiska arbetet med ålgräsrestaurering och övervakning. Handledningen är avsedd för storskalig restaurering av ålgräs (dvs 1000 $m^2$ och större) där målet är att få en långsiktig återhämtning av ett större ålgräshabitat och dess ekosystemtjänster inom ett kustområde.

I rapporten refereras upprepade gånger till ’handboken’ vilket alltid avser Moksnes m.fl. (2016). För att förstå hela restaureringsprocessen och kunna sätta det som tas upp i den aktuella rapporten i rätt sammanhang bör läsaren först ha läst *Handboken för restaurering av ålgräs i Sverige*, då denna komplettering endast lyfter de delar av restaureringsprocessen där ny kunskap finns att tillgå. Med ’ålgräs’ syftas alltid på sjögräsarten *Zostera marina*.

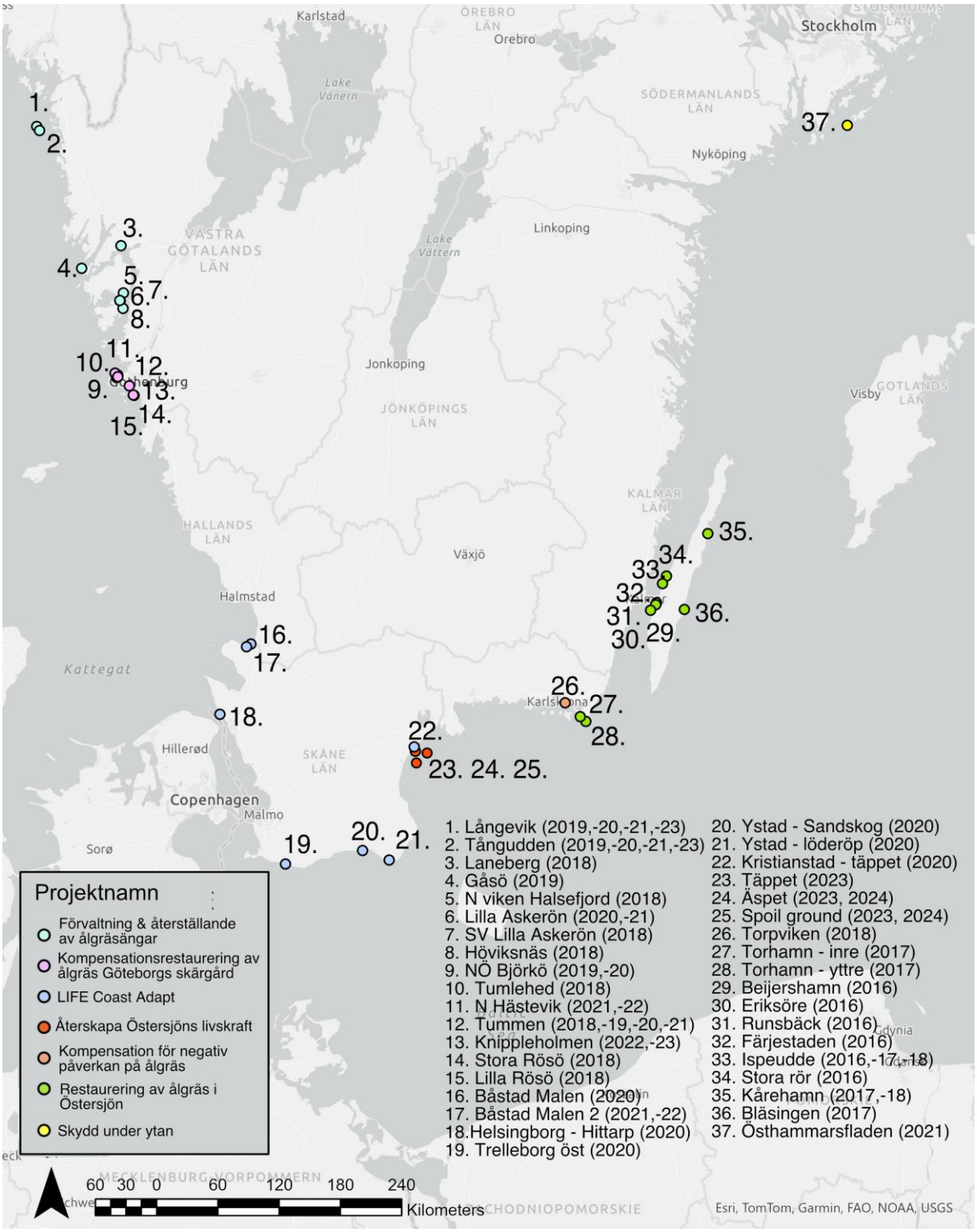
# 2 Restaurering av ålgräs 2016–2024

## 2.1 Ålgräsrestaurering i Sverige

Sedan 2016 har flera ålgräsplanteringar genomförts inom olika projekt och initiativ längs Sveriges kust. Dessa visar på stora regionala skillnader i överlevnad och tillväxt och utgör ett mycket viktigt underlag för kommande restaureringsförsök av ålgräs.

Totalt identifierades 59 enskilda planteringar, utförda vid 37 lokaler längs Sveriges kust mellan 2016–2024 (Figur 2.1, Tabell 2.1). Majoriteten av planteringarna utgörs av mindre försöksytor på några få kvadratmeter, med ett medianvärde på 31 $m^2$. Vid 15 planteringar har sammanhängande ytor som överstiger 1000 $m^2$ planterats (Tabell 2.2). Totalt sett har cirka 500 000 ålgrässkott skördats och planterats på en yta av 5,2 hektar.

Av de 59 planteringarna som utförts visade 23 st (39%) på en ökad skottäthet vid slutavläsningen. Att många projekt visade låg överlevnad är inte helt överraskande då flera utgörs av testplanteringar för att undersöka om miljön tillåter tillväxt. Trots att flertalet planteringar visar på en förlust av skott och areal så ökade skottätheten mycket inom flera planteringar, och vid slutavläsningarna hittades totalt fler än 3 miljoner skott, vilket motsvarar en ökning med cirka 500% jämfört med mängden som planterats i alla projekt. Detta positiva resultat domineras av ett fåtal större planteringar som visat mycket hög tillväxt inom överlevande delområden, bland annat vid Lilla Askerön, Gåsö och Göteborgs norra skärgård i Västra Götaland samt i Skåne, Blekinge och Kalmar län i mindre planteringsprojekt (Tabell 2.2). Baserat på resultaten från slutavläsningarna inom de olika projekten har en ålgräsyta på uppskattningsvis cirka 2,3 hektar skapats (Tabell 2.2).




**Figur 2.1** Kartan visar alla lokaler där plantering av ålgräs skett mellan åren 2016–2024 enligt de projekt vi kunnat identifiera. Årtal då plantering skedde står inom parentes. Färgen indikerar vilka lokaler som ingår i samma projekt (se inlagd ruta). Se tabell 2.2. för mer detaljerad information kring de olika projekten.

**Tabell 2.1** Lokalnamn och koordinater (WGS 84, decimalt) där planteringar utförts i Sverige mellan 2016–2024.

| Lokal | Län | Lat | Long |
|---|---|---|---|
| 1. Långevik | Västra Götaland | 58,88354 | 11,00444 |
| 2. Tångudden | Västra Götaland | 58,8652 | 11,02828 |
| 3. Laneberg | Västra Götaland | 58,3366 | 11,7456 |
| 4. Gåsö | Västra Götaland | 58,23305 | 11,39913 |
| 5. N. Halsefjorden | Västra Götaland | 58,118 | 11,7671 |
| 6. Lilla askerön | Västra Götaland | 58,0839 | 11,73386 |
| 7. SV Lilla Askerön | Västra Götaland | 58,0812 | 11,7405 |
| 8. Höviksnäs | Västra Götaland | 58,047 | 11,7648 |
| 9. NÖ Björkö | Västra Götaland | 57,74279 | 11,694 |
| 10. Tumlehed | Västra Götaland | 57,73449 | 11,71941 |
| 11. Norra Hästevik | Västra Götaland | 57,7262 | 11,71658 |
| 12. Tummen | Västra Götaland | 57,72323 | 11,70632 |
| 13. Knippleholmen | Västra Götaland | 57,68426 | 11,81777 |
| 14. Stora Rösö | Västra Götaland | 57,64095 | 11,85425 |
| 15. Lilla Rösö | Västra Götaland | 57,63883 | 11,86275 |
| 16. Båstad Malen | Skåne | 56,44745 | 12,88873 |
| 17. Båstad Malen 2 | Skåne | 56,435345 | 12,851579 |
| 18. Helsingborg Hittarp | Skåne | 56,10513 | 12,61526 |
| 19. Trelleborg öst | Skåne | 55,36295 | 13,1935 |
| 20. Ystad Sandskog | Skåne | 55,43083 | 13,86963 |
| 21. Ystad Löderup | Skåne | 55,38303 | 14,10553 |
| 22. Krstd Täppet | Skåne | 55,94503 | 14,32733 |
| 23. Täppet | Skåne | 55,942217 | 14,326950 |
| 24. Äspet | Skåne | 55,910833 | 14,309167 |
| 25. Spoil ground | Skåne | 55,937217 | 14,336950 |
| 26. Torpviken | Blekinge | 56,16136 | 15,65352 |
| 27. Torhamn inre | Blekinge | 56,09236 | 15,78682 |
| 28. Torhamn yttre | Blekinge | 56,06973 | 15,8355 |
| 29. Beijershamn | Kalmar | 56,61271 | 16,40608 |
| 30. Eriksöre | Kalmar | 56,63882 | 16,45201 |
| 31. Runsbäck | Kalmar | 56,63961 | 16,45306 |
| 32. Färjestaden | Kalmar | 56,64804 | 16,45822 |
| 33. Ispeudde | Kalmar | 56,74062 | 16,51026 |
| 34. Stora Rör | Kalmar | 56,77732 | 16,54672 |
| 35. Kårehamn | Kalmar | 56,98083 | 16,90831 |
| 36. Bläsingen | Kalmar | 56,61602 | 16,70259 |
| 37. Östemarsfladen | Stockholm | 58,88915 | 18,13572 |

**Tabell 2.2** Ålgräsplanteringar i Sverige mellan 2016–2024. Projekt: [1]Förvaltning och återställande av ålgräsängar, [2]kompensationsrestaurering av ålgräs i Göteborgs skärgård, [3]LIFE Coast Adapt, [4]Återskapa Östersjöns livskraft, [5]Kompensationsåtgärd för negativ påverkan på ålgräs, [6]Restaurering av ålgräs i Östersjön, [7]skydd under ytan. Referens: [A]Moksnes m.fl. opublicerad, [B]Andersson 2023, [C]Gai m.fl. 2021, 2022, 2023, [D]Tannergård 2023, [E]Strandberg och Nilsson 2020, [F]Nilsson och Jönsson 2019, [G]Personlig kommunikation Cecilia Wibjörn, Skärgårdsstiftelsen. Gröna celler visar planteringar >1000 m² samt de med positiv skottillväxt vid slutavläsningen. Bokstäver under planteringsmetod står för S = Singelskott, r = plantering i schackrutemönster, Sand = sandtäckning av botten innan plantering, a = Förankring av skott, p = skott i sedimentpluggar, j = skott fästa vid juteväv, b = skott planterade i buketter. *Antal skott och yta vid slutavläsning har beräknats av författarna av denna rapport baserat på angivelser om procentuell överlevnad och/eller skottillväxt rapporterade av projektet.

| Lokal | Planteringsår | Projektägare | Skott planterade | Metod | skott per m² planterade | m² planterad | Avläsning | Antal skott avläsning | m² avläsning | % förändring skottantal |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Västra Götalands län | | | | | | | | | | |
| 1. Långevik | 2019 | Lst VG/GU[1A] | 128 | s | 16 | 8 | -20 | 80 | 8 | -38 |
| 1. Långevik | 2020 | Lst VG/GU[1A] | 5 760 | s | 16 | 630 | -21 | 0 | 0 | -100 |
| 1. Långevik | 2020 | Lst VG/GU[1A] | 32 000 | s,r | 16 | 4000 | -21 | 320 | 20 | -99 |
| 1. Långevik | 2021 | Lst VG/GU[1A] | 270 | s | 33 | 8 | -21 | 180 | 3 | -33 |
| 1. Långevik | 2023 | Lst VG/GU[1A] | 1 134 | s | 16,64,256 | 10 | okt-23 | 344 | 0 | -70 |
| 2. Tångudden | 2019 | Lst VG/GU[1A] | 128 | s | 16 | 8 | -20 | 104 | 8 | -19 |
| 2. Tångudden | 2020 | Lst VG/GU[1A] | 5 760 | s | 16 | 630 | -21 | 10 | 2 | -99 |
| 2. Tångudden | 2020 | Lst VG/GU[1A] | 32 000 | s,r | 16 | 4000 | -21 | 5 | 1 | -100 |
| 2. Tångudden | 2021 | Lst VG/GU[1A] | 100 | s | 33 | 3 | -21 | 10 | 1 | -90 |
| 2. Tångudden | 2023 | Lst VG/GU[1A] | 1 134 | s | 16,64,256 | 10 | okt-23 | 189 | 0 | -83 |
| 3. Laneberg | 2018 | Lst VG/GU[1A] | 272 | s | 4,16 | 16 | sep-18 | 41 | 0 | -85 |
| 4. Gåsö | 2019 | Lst VG/GU[1A] | 16 128 | s,r | 16 | 1600 | okt-24 | 361 200 | 1400 | 2 140 |
| 5. N. Halsefjorden | 2018 | Lst VG/GU[1A] | 272 | s | 4,16 | 16 | sep-18 | 3 | 0 | -99 |
| 6. Lilla askerön | 2020 | Lst VG/GU[1A] | 256 | s | 16 | 16 | -20 | 90 | 6 | -65 |
| 6. Lilla askerön | 2021 | Lst VG/GU[1A] | 177 | s | 16 | 10 | -21 | 240 | 8 | 36 |
| 6. Lilla askerön | 2021 | Lst VG/GU[1A] | 80 000 | s,r,sand | 16 | 10000 | okt-24 | 2 047 484 | 5027 | 2 459 |
| 7. SV Lilla Askerön | 2018 | Lst VG/GU[1A] | 272 | s | 4,16 | 16 | sep-18 | 37 | 0 | -87 |
| 8. Höviksnäs | 2018 | Lst VG/GU[1A] | 272 | s | 4,16 | 16 | sep-18 | 0 | 0 | -100 |
| 9. NÖ Björkö | 2019 | Göteborgs hamn AB[2B] | 275 | s | 4,16 | 25 | juni-20 | 22 | 0 | -92 |
| 9. NÖ Björkö | 2020 | Göteborgs hamn AB[2B] | 15 600 | s | 4,7,16 | 1700 | -21 | 0 | 0 | -100 |
| 10. Tumlehed | 2018 | Göteborgs hamn AB[2B] | 250 | s | 4,16 | 16 | maj-19 | 0 | 0 | -100 |
| 11. Norra Hästevik | 2021 | Göteborgs hamn AB[2B] | 2 200 | s | 4,16 | 200 | -21 | 25 | 0 | -99 |
| 11. Norra Hästevik | 2022 | Göteborgs hamn AB[2B] | 10 000 | s | 4,16 | 1500 | -23 | 0 | 0 | -100 |
| 12. Tummen | 2018 | Göteborgs hamn AB[2B] | 250 | s | 4,16 | 16 | maj-19 | 4 | 0 | -95 |
| 12. Tummen | 2019 | Göteborgs hamn AB[2B] | 2 000 | s | 4,16 | 200 | -23 | 60 000 | 400 | 2 900 |
| 12. Tummen | 2020 | Göteborgs hamn AB[2B] | 20 800 | s | 4,7,16 | 2400 | -23 | 67 200 | 600 | 223 |
| 12. Tummen | 2021 | Göteborgs hamn AB[2B] | 40 100 | s | 4,16 | 5820 | -23 | 15 372 | 2520 | -62 |
| 13. Knippleholmen | 2022 | Göteborgs hamn AB[2B] | 5 000 | s | 4,16 | 500 | -23 | 94 400 | 400 | 1 788 |
| 13. Knippleholmen | 2023 | Göteborgs hamn AB[2B] | 42 750 | s,r | 2,16 | 4750 | -23 | 166 250 | 4750 | 289 |
| 14. Stora Rösö | 2018 | Göteborgs hamn AB[2B] | 250 | s | 4,16 | 16 | maj-19 | 0 | 0 | -100 |
| 15. Lilla Rösö | 2018 | Göteborgs hamn AB[2B] | 250 | s | 4,16 | 16 | maj-19 | 0 | 0 | -100 |
| Skåne län | | | | | | | | | | |
| 16. Båstad Malen | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | okt-20 | 195* | 12* | -63* |
| 17. Båstad Malen-2 | 2021 | Region Skåne[3C] | 12 000 | s,r | 16 | 1500 | okt-21 | 1560* | 195* | -87* |
| 17. Båstad Malen-2 | 2022 | Region Skåne[3C] | 20 384 | s,r | 16 | 1898 | okt-22 | 28 818* | 1723* | 41* |
| 18. Hbg Hittarp | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | okt-20 | 31* | 0* | -94* |
| 19. Trelleborg öst | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | nov-20 | 259* | 15* | -51* |
| 20. Ystad Sandskog | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | nov-20 | 2* | 0* | -99* |
| 21. Ystad Löderup | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | jan-21 | 0* | 0* | -100* |
| 22. Krstd Täppet | 2020 | Region Skåne[3C] | 529 | s,a,p,j | 4,16 | 31 | okt-20 | 1 967* | 31* | 272* |
| 23. Täppet | 2023 | Kristianstadkommun[4D] | 59 880 | s,b | 16,25 | 3000 | -24 | 57 360* | 2256* | -4* |
| 24. Åspet | 2023 | Kristianstadkommun[4D] | 19 200 | s,b | 16 | 1200 | -24 | 7 020* | 293* | -63* |
| 24. Åspet | 2024 | Kristianstadkommun[4D] | 16 000 | b | 16 | 1000 | -24 | ? | ? | ? |
| 25. Spoil ground | 2023 | Kristianstadkommun[4D] | 12 800 | b | 16 | 800 | -24 | 13 440* | 800* | 5* |
| 25. Spoilground | 2024 | Kristianstadkommun[4D] | 39 000 | b | 16,30 | 2000 | -24 | ? | ? | ? |
| Blekinge län | | | | | | | | | | |
| 26. Torpviken | 2018 | Karlskrona kommun[5E] | 800 | s | 4 | 200 | sep-19 | 86 250* | 300* | 10 681* |
| 27. Torhamn inre | 2017 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 102 | s | 4,16 | 6 | okt-17 | 918* | 6* | 800* |
| 28. Torhamn yttre | 2017 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 102 | s | 4,16 | 6 | okt-17 | 357* | 6* | 250* |
| Kalmar län | | | | | | | | | | |
| 29. Beijershamn | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 2 295* | 18* | 650* |
| 30. Eriksöre | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 3 978* | 18* | 1 200* |
| 31. Runsbäck | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 1 989* | 18* | 550* |
| 32. Färjestaden | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 1 530* | 18* | 400* |
| 33. Ispeudde | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 7 191* | 18* | 2 250* |
| 33. Ispeudde | 2017 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 102 | s | 4,16 | 6 | okt-17 | 765* | 6* | 650* |
| 33. Ispeudde | 2018 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 3 200 | s | 4 | 800 | aug-18 | 3 264* | 800* | 2* |
| 34. Stora Rör | 2016 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 306 | s | 4,16 | 18 | okt-16 | 2 754* | 18* | 800* |
| 35. Kårehamn | 2017 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 102 | s | 4,16 | 6 | okt-17 | 1 071* | 6* | 950* |
| 35. Kårehamn | 2018 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 3 200 | s | 4 | 800 | aug-18 | 12 800* | 800* | 300* |
| 36. Bläsingen | 2017 | Lst Kalmar /Lnu[6F] | 102 | s | 4,16 | 6 | okt-17 | 0* | 0* | -100* |
| Stockholms län | | | | | | | | | | |
| 37. Östernarsfladen | 2021 | Skärgårdsstiftelsen[7G] | 293 | ? | ? | ? | Sep-23 | 59 | ? | -80 |
| **Summa** | | | **508 065** | | | **51 678** | | **3 049 483** | **22 510** | |

### 2.1.1 Västra Götalands län

***Projekt "förvaltning och återställande av ålgräsängar"***

Inom projektet *Förvaltning och återställande av ålgräsängar* som pågick mellan 2018–2022 genomförde Länsstyrelsen i Västra Götalands län tillsammans med Göteborgs universitet storskaliga planteringar av ålgräs på tre platser längs med Bohuskusten. Dessutom har flera mindre områden planterats under perioden med syfte att bland annat undersöka lämpligheten hos lokalen samt påverkan från störande djur (se Tabell 2.2; Figur 2.1; Moksnes opublicerad data*).*

År 2019 planterades ålgräs på en yta av 1 600 $m^2$ vid Gåsö i Lysekils kommun. Denna plantering syftade bland annat till att utvärdera om skottåtgången kunde minskas genom att planterade och oplanterade ytor skapar ett schackrutemönster över planteringsytan (se avsnitt 4.3). Totalt planterades cirka 16 000 skott enligt singelskottmetoden i ett schackrutemönster på 4 stycken 20x20 meter stora ytor, där storleken hos planterade och oplanterade rutor varierade (kontinuerlig, 1x1, 2x2 och 4x4 meter). Skottätheten hos planterade ytor var 16 skott per $m^2$. Planteringarna vid denna lokal visade på god tillväxt och överlevnad och en skottäthet som ökat varje år fram till slutavläsningen 2024. Skottillväxten var lägre än vad som noterats i andra försök längs Bohuskusten (till exempel Eriander m.fl. 2016) vilket troligen beror på skador från den stora mängd krabbor som finns i området (se avsnitt 4.4). Trots detta har ålgräset etablerat sig och börjat sprida sig utanför det planterade området. Efter fyra år har oplanterade ytor i rutmönstret på 1x1 meter och 2x2 meter nästan växt igen helt, vilket motsvarar en fördubbling av den planterade ytan. Vid slutavläsningen 2024 var skottätheten i medeltal 258 skott per $m^2$, över en yta på 1 400 $m^2$, vilket är en jämförbar skottäthet med naturliga ängar i området och motsvarar totalt cirka 360 000 skott (se avsnitt 4.3. för en mer detaljerad beskrivning av resultaten från denna studie).

År 2020 planterade konsulter samt Göteborgs universitet ålgräs på en yta av sammanlagt 0,93 hektar fördelat på två vikar (Långevik och Tångudden) i Kosterhavets nationalpark, Strömstad kommun. Totalt planterades cirka 75 500 skott enligt singelskottmetoden i ett schackrutemönster (1x1 meter) över planteringsytan, där varannan kvadratmeter planterades med 16 skott. Stora förluster av ålgräs noterades redan 3 månader efter plantering, trots att ljus och sedimentförhållanden på lokalerna var goda. Under våren 2021 fanns endast enstaka skott kvar. Nya, experimentella planteringar utförda på denna lokal under 2021 indikerar att en huvudorsak till förlusterna är skador och störning orsakade av krabbor och olika påväxtorganismer (se avsnitt 4.4). Under sommaren 2023 och 2024 genomfördes fortsatta studier för att undersöka hur skottätheten i planteringarna samt fiske av krabbor påverkar möjligheten för skotten att överleva och tillväxa i detta område (se avsnitt 4.4.1).

Sommaren 2021 utförde konsulter sandtäckning på en yta av 1,0 hektar lerbotten vid Lilla Askerön, Tjörns kommun, varefter cirka 80 000 ålgrässkott planterades på sanden. Ålgräset planterades enligt singelskottmetoden i ett schackrutemönster (1x1 meter) över planteringsytan, där varannan kvadratmeter planterades med 16 skott. Botten täcktes av ett 10 centimeter tjockt lager med sand och grus för att minska uppgrumling av fint sediment och förbättra tillväxtförhållandena vid lokalen (se avsnitt 5). Även om utbredning av ålgräs minskat inom delar av det planterade området på grund av störning från svanar, strandkrabbor och vinterstormar, så var tillväxten mycket stor inom överlevande områden där planteringsrutorna till stor del växt ihop. Vid provtagningen hösten 2024 täcktes cirka 0,5 hektar av tät ålgräsäng med i medeltal 407 skott

per $m^2$, vilket är jämförbart med naturliga ängar. Totalt beräknas skottantalet ha ökat från 80 000 skott till över 2 miljoner skott under fyra tillväxtsäsonger. På delar där planterat ålgräs försvunnit har i stället höga tätheter av blåmusslor etablerat sig på gruset (se avsnitt 5.8).

***Projekt "Kompensationsrestaurering av ålgräs (Zostera marina) i Göteborgs skärgård"***

Inom projektet *Kompensationsrestaurering av ålgräs (Zostera marina) i Göteborgs skärgård* har Göteborgs hamn AB utfört restaurering av ålgräs som en kompensationsåtgärd för förluster av ålgräs i samband med byggnationer i hamnen. Arbetet genomfördes av konsultföretaget Marine Monitoring AB. Projektet har pågått mellan 2016–2023 och totalt har lite mer än 1,7 hektar vegetationsfri botten planterats med ålgräs på 4 lokaler i Göteborgs norra skärgård (Tabell 2.2; Figur 2.1; Andersson 2023). Under processen följdes rekommendationer från handboken kring metodik, skottäthet, utvärdering och val av lokal för restaurering (till exempel undersökning av sediment och ljus samt metod och provtagingsfrekvens av testplanteringar). Totalt planterades inom projektet cirka 140 000 skott. Inom projektet har olika planteringsytor och skottätheter testats för att optimera överlevnad och tidsåtgång. Planteringarna har även fördelats över tid och rum för att undvika att planteringen misslyckas till följd av naturliga variationer hos olika miljövariabler (vattentemperatur, näringshalt, ljusförhållanden, stormar mm) och mänsklig påverkan. Inom projektet har det varit svårt att lokalisera potentiella lokaler för ålgräsplantering och planteringar har ibland inte lyckats trots rätt förutsättningar på lokalerna.

Vid slutavläsningen 2023 täckte cirka 400 000 ålgrässkott totalt 0,87 hektar botten, fördelat på två lokaler. Projektet påvisade stor variation mellan lokaler och år (och i vissa fall inom lokal) samt identifierar flera faktorer som kan ha påverkat planteringarna negativt, som drivande algmattor, ljus och exponeringsgrad. Resultaten visar även att planterat ålgräs endast överlevt i närheten av naturliga ålgräsbestånd. Även om resultaten varierar, med förluster av flera planteringar har de planteringar som överlevt tillväxt med cirka 1300% i medeltal och skottätheten motsvarar naturliga ålgräsbestånd i närområdet. På lokal Tummen där ålgräs planterades mellan åren 2019 och 2021 överlevde och tillväxte ålgräset under flera år. Vid slutavläsningen 2023 noterades fortfarande höga skottätheter men den areella utbredningen av ålgräs hade minskat och ålgräs återfanns på 42 % av den planterade ytan. Det noterades även en liknande minskning i utbredning hos naturligt ålgräs i närheten. Anledningen till minskningen bedömdes vara påverkan från en kraftig utbredning av fintrådiga alger 2022. Liksom andra studier som bedrivits i Västra Götaland betonar författaren att restaurering av ålgräs i länet är både svårt och tidskrävande (Andersson 2023).

### 2.1.2 Skåne län

***Projektet "LIFE Coast Adapt"***

Inom EU-projektet *LIFE Coast Adapt,* som drevs av Region Skåne i samverkan med Helsingborgs stad, Lomma kommun, Ystad kommun, Lunds universitet, Länsstyrelsen Skåne och Skånes kommuner, genomfördes mellan 2020–2022 testplanteringar av ålgräs enligt 5 olika metoder på 6 olika lokaler i Skåne län (Tabell 2.2, Figur 2.1; *Gai m.fl. 2021, 2022, 2023*). Syftet var att utvärdera möjligheterna att plantera ålgräs som skydd mot stranderosion. Arbetet

genomfördes av konsultföretag och testplanteringar 2020 visade positiv tillväxt endast på 2 lokaler. Bäst tillväxt skedde på lokalen i Kristianstad vid Skånes ostkust där mängden skott ökade 5 gånger efter första tillväxtsäsongen vid plantering enligt singelskottmetoden. Inga signifikanta skillnader sågs här mellan den lägre och högre skottätheten (4 och 16 skott per $m^2$). På lokalen i Båstad - Malen hade förluster av skott skett i alla behandlingar utom den där skott fästs i juteväv. Eftersom Båstad har ett större behov av åtgärder mot erosion jämfört med Kristianstad genomfördes större planteringar på en annan plats (se tabell 2.1.) vid denna lokal under 2021 (1500 $m^2$) och 2022 (1898 $m^2$), enligt singelskottmetoden. Resultaten visade på varierande tillväxt mellan de två åren. Överlevnaden hos skott som planterades 2021 var låg (13%) med en positiv tillväxt endast på enstaka rutor vid de djupaste (3 meter) planteringarna. Planteringarna 2022 inkluderade både heltäckande planteringar i juni som visade hög överlevnad med en ökning i skottantal på 158–232%, samt planteringar i ett schackrutemönster i augusti som visade på skottförluster på mellan 4–24% (personlig kommunikation Theodor Kindberg 2024).

### *Projekt ”Återskapa Östersjöns livskraft”*

Inom WWF-projektet *Återskapa Östersjöns livskraft* har Kristianstads kommun, via Biosfärområde Kristianstads vattenrike, planterat 146 800 ålgrässkott på en yta av totalt 5000 $m^2$ i Hanöbukten 2023–2024 (Tabell 2.2; Figur 2.1; Tannergård 2023). Planteringen genomfördes av kommunen och konsulter i 3 områden, på 4–5 meter djup inom den vågexponerade bukten, benämnda som Täppet, Äspet och *Spoil ground*. Täppet bestod av sandbotten, Äspet av en mer heterogen botten där sand, lera och sten förekom och *Spoil ground* utgjorde en äldre dumpningsplats där ålgräs inte har etablerat sig på egen hand. Sedimentet på dumpningsplatsen bestod mestadels av sand men även en del finare material som lera och större stenblock. Inom projektet testades 3 metoder; singelskottmetoden från handboken, där 16 skott planterades i 1 $m^2$ stora rutor (16 skott per $m^2$), en bukettmetod där 5 buketter med 5 skott i varje planterades inom 1 $m^2$ stora rutor (25 skott per $m^2$) och en bukettmetod där en bukett med 16 skott planterades i mitten av 1 $m^2$ stora rutor (16 skott per $m^2$). Metoderna testades på olika stora ytor vid de tre lokalerna (Tabell 2.2.). Totalt planterades 91 880 skott vid de tre lokalerna under 2023. All plantering genomfördes med trädgårdsspadar då sanden var för hård för att skotten skulle kunna tryckes ned med fingrarna.

Ålgräset tillväxte bra på alla lokaler under första året och visade även på god vinteröverlevnad trots kraftiga stormar under vinterhalvåret 2023–2024 även om överlevnaden varierade mellan olika metoder. Plantering av enskilda skott enligt singelskottmetoden fungerade mindre bra, och vid Täppet och Äspet där metoden testades, hade alla plantor försvunnit vid slutavläsningen 2024. Detta tros bero på att skotten inte hunnit förankra sig och ryckts loss av vattenrörelser, vilket även noterades av dykare bara några dagar efter plantering. I stället visade sig bukettmetoden fungera bättre och vid slutavläsningen 2024 stod 80% av buketterna kvar i Täppet, 25% i Äspet och 100% vid *Spoil ground.* De kvarvarande buketterna visade på en positiv tillväxt i skottantal som uppskattades ha ökat med 20–30% vid Täppet, 50% vid Äspet och med 5% vid *Spoil ground* (personlig kommunikation Ulrika Hedlund, Kristianstads kommun). Baserat på överlevnaden hos de olika metoderna, samt procentuell skottökning växte cirka 77 800 ålgrässkott på en yta av 3348 $m^2$ vid slutavläsningen 2024.

Den högre överlevnad hos skott som planterades i en bukett berodde enligt utförarna på att skotten fick ett bättre fäste i sedimentet och var lättare att plantera med trädgårdsspadar i den

hårda sanden. För att öka ankringsförmågan planterades buketterna dessutom så djupt att tillväxtzonen hamnade under sedimentytan (personlig kommunikation Ulrika Hedlund, Kristianstad Kommun), vilket inte rekommenderas i handboken då det kan öka dödligheten av plantorna (Mills och Fonseca 2003). Skotten visade dock på mycket god överlevnad och tillväxt, vilket sannolikt beror på att det sandiga sedimentet tillåter god syretillförsel. I överenstämmelse med handboken noterade man att vinteröverlevnaden av planterade skott var högre hos plantor som planterats tidigt på säsongen (i maj) i jämförelse med senare på säsongen. Sommaren 2024 genomfördes nya planteringar vid Äspet och *Spoil ground* där totalt 55 000 skott planterades i buketter med 16 eller 30 skott över en yta på 3000 $m^2$. Resultat från denna plantering är i skrivande stund inte tillgängliga.

### 2.1.3 Kalmar och Blekinge län

***Projekt ”Restaurering av ålgräs i Östersjön”***

Mellan åren 2016–2018 samarbetade Länsstyrelsen i Kalmar län och Linnéuniversitetet i ett projekt för att undersöka hur väl metoderna som beskrivs handboken fungerar under de miljöförhållanden som råder i Östersjön (Nilsson och Jönsson 2019). Under processen följdes de rekommendationer som handboken ger kring utvärdering och val av lokal för restaurering (till exempel undersökning av sediment och ljus samt metod och provtagningsfrekvens av testplanteringar).

År 2016 genomfördes testplanteringar vid 6 lokaler längst västra Öland i Kalmarsund (Figur 2.1, Tabell 2.2). På respektive lokal planterades ålgräs på 3 olika djup (1,5 m, 2,5 meter och 4,0 meter), med två tätheter (4 och 16 skott per $m^2$) Dessutom testades förankring av skott med bambupinnar enligt handbokens rekommendationer. Resultaten från planteringarna visade att variationen mellan lokaler var stor (se tabell 1) och den största tillväxten av skott skedde vid Ispeudde, som hade en skottökning på över 2000% i oktober 2016 och över 1200% i maj 2017. Skottillväxten var störst vid medeldjupet 2,5 meter medan skott förankrade med bambupinnar visade på dålig överlevnad. Testplanteringar med 4 skott per $m^2$ visade hög överlevnad och mer än dubbelt så hög skottillväxt som planteringar med 16 skott per $m^2$.

År 2017 genomfördes ålgräsplantering på totalt 5 lokaler; två längs östra Öland och två i östra Blekinge (Figur 2.1, Tabell 2.2), samt igen vid Ispeudde i Kalmarsund. Testplanteringar utfördes med samma två tätheter av skott, men endast vid medeldjupet 2,5 meter på respektive lokal. Resultaten från provtagningen i oktober 2017 visade på en total förlust av skott vid Bläsingen på Ölands östra sida, antagligen som ett resultat av sandförflyttning. På övriga fyra lokaler hade skottätheten ökat med mellan 250–950 %. Liksom vid planteringen 2016 skedde stora vinterförluster men med en positiv nettoökning i maj 2018. Den lokal som påvisade högst tillväxt var Kårehamn som i oktober 2017 hade en skottäthet som ökat med över 900% (Tabell 2.2). Även planteringarna som utfördes 2017 visade en procentuellt högre skottillväxt i rutor som planterats med den lägre skottätheten på 4 skott per $m^2$.

År 2018 genomförde projektet två större testplanteringar vid Kårehamn längs östra Öland och Ispeudden längs västra Öland som visat på bäst tillväxt under 2016 och 2017. På respektive lokal planterades ålgräs på en yta av 800 $m^2$ med en skottäthet på 4 skott/$m^2$, på ett medeldjup av 2,6 m. I augusti samma år hade skottätheten ökat med 350% inom planteringsområdet vid

Kårehamn, medan Ispeudde som 2016 haft bäst tillväxt endast hade ökat med ett par procent, med plantor som såg vissna och bruna ut. Den dåliga tillväxten skulle kunna förklaras av de extremt höga temperaturerna (28–29 °C) som uppmättes i Kalmarsund sommaren 2018.

Sammanfattningsvis visar de tre åren av planteringsförsök på varierad framgång mellan lokaler och år. Över lag bedömdes 50% av planteringarna som lyckade, vilket visar bland annat på betydelsen av att sprida ut planteringarna i tid och rum vid val av lämpliga lokaler för storskalig restaurering.

***Projekt 'Kompensationsåtgärd för negativ påverkan på ålgräs"***

Under juni 2018 planterade Kustvattengruppen på Linnéuniversitetet, på uppdrag av Karlskrona kommun ålgräs som en kompensationsåtgärd för negativ påverkan på ålgräs i samband med utfyllnadsarbete vid Verkö hamn, (Strandberg och Nilsson 2020). Totalt planterades 800 ålgrässkott på en yta av 200 $m^2$ med 4 skott per kvadratmeter enligt singelskottmetoden. Resultaten visar på mycket god tillväxt där skottätheten hade ökat med cirka 700%, 2 månader efter plantering. Efter 14 månader hade det planterade ålgräset bildat en tät äng som bredde ut sig över en yta av cirka 300 $m^2$, där 50–75% av ytan täcktes. Skottätheten hade ökat till cirka 460 skott per kvadratmeter, med en total skottökning på mer än 107 gånger.

### 2.1.4 Stockholms län

***Projekt "skydd under ytan"***

Skärgårdsstiftelsen Stockholm genomförde 2021 planteringsförsök i fem 4 kvadratmeter stora rutor på 5,8–6,8 meters djup i Östermarsfladen på Nåttarö (personlig kommunikation Cecilia Wibjörn, Skärgårdsstiftelsen). I tre av rutorna planterades 81 skott och i två rutor planterades 25 skott. Bäst överlevnad hade ålgräset som planterades grundast (5,8 meter), där 45 och de 81 skotten återstod vid provtagningen hösten 2023. I övriga rutor återstod endast enstaka skott.

## 2.2 Lärdomar från ålgräsrestaurering i Sverige 2016–2024

Sedan Handboken för restaurering av ålgräs i Sverige publicerades 2016 har de metoder som utvecklades i Bohuslän använts på en rad andra platser längs Sveriges kust (se avsnitt 2.1) och även testats i flera storskaliga projekt. Även om framgången varierat mellan projekten har uppskattningsvis 2,3 hektar nya ålgräsängar skapats under 8-årsperioden där ålgräsrestaurering utvecklats från småskaliga testplantering till en fungerande storskalig metod. Då miljöförhållandena kan skilja sig drastiskt när det gäller till exempel fysisk exponering, salthalt och associerad flora och fauna mellan exempelvis Västkusten, Skånes kust och övriga Östersjön utgör dessa studier ett mycket viktigt komplement till den första versionen av handboken. Nedan sammanfattar vi kortfattat de lärdomar som samlats in från Sverige mellan 2016–2024.

### 2.2.1 Restaureringsmetoder

Singelskottmetoden där enstaka skott plockas och planteras för hand är i dagsläget den rekommenderade metoden att använda vid restaurering av ålgräs i svenska vatten (Moksnes m.fl. 2016). Planteringarna som gjorts 2016–2024 visar att det är en väl fungerande metod även utanför Västra Götalands län, också i mer exponerade områden i Skånes kustvatten och i Södra Östersjön. I handboken beskrivs även restaureringsmetoder med frön, som inte fungerade väl i Västra Götalands län, bland annat på grund av fröpredation från strandkrabbor. Vi fann inga arbeten som testat restaurering med ålgräsfrön 2016–2024. I Östersjön utgör den låga fröbildningen hos ålgräs en ytterligare begräsning för att använda frömetoder.

Restaureringsarbetet i Hanöbukten utanför Kristianstad indikerar att plantering av ålgräs i små buketter med 5 eller 16 skott fungerade bättre än singelskottmetoden i mer exponerade områden (Tannergård 2023), möjligen för att plantor i grupp fick bättre fäste i sedimentet och inte spolades bort. Även i samband med planteringar i Göteborgs skärgård finns det indikationer på att buketter med flera skott har en högre överlevnad i exponerade miljöer. I samband med att en plantering avslutades planterades kvarvarande skott i buntar utanför planteringsområdet och vid återbesöket ett år senare var det endast dessa buntar som överlevt (personlig kommunikation Sandra Andersson, Marine Monitoring AB). Denna metod borde undersökas noggrannare, både för användning på mer exponerade lokaler, då förankring i form av bambupinnar fortsatt visat på dålig överlevnad (Nilsson och Jönsson 2019), men även på lokaler i Västerhavet där krabbor idag utgör ett stort problem. Nya studier indikerar att höga tätheter av skott är mindre utsatta för krabbskador jämfört med enstaka skott (avsnitt 4.4.1).

Det optimala antalet skott som planteras per kvadratmeter är en viktig fråga då det har stora effekter på kostnaden i ett restaureringsprojekt. Planteringar med 16 skott per $m^2$ kan fortfarande rekommenderas vid ålgräsplanteringar i Västerhavet där problem med krabbskador eller påverkan från drivande algmattor sannolikt förhindrar att planteringar med 4 skott per $m^2$ lyckas (Moksnes m.fl  2016; Moksnes, opublicerad data, Andersson 2023). De nya restaureringsarbetena i Skåne och i Östersjön (där strandkrabbor inte utgör ett problem) indikerar att plantering med låga tätheter kan vara ett bättre alternativ. Planteringar längs Skånes kust visar inte på några signifikanta skillnader mellan plantering vid låga och höga tätheter (Gai m.fl. 2023) och i Östersjön sågs en procentuellt högre tillväxt vid 4 jämfört med 16 skott per $m^2$ (Nilsson and Jönsson 2019). Den mycket höga tillväxthastigheten hos planterat ålgräs vid flera lokaler i Östersjön (cirka 10–30 gångers ökning i skottäthet; Nilsson och Jönsson 2019) är jämförbar med de högsta tillväxthastigheter som uppmäts i Västerhavet, vilket är överraskande då tidigare studier visat signifikant lägre tillväxthastigheter av ålgräs i Östersjöns utsötade miljö (Baden m.fl. 2010). Resultaten visar att restaurering med skott utgör en effektiv metod för ålgräsrestaurering också i Östersjön.

Plantering i schackrutemönster har längs Bohuskusten visat sig vara en framgångsrik metod för att täcka större areal botten med färre skott, där oplanterade ytor på 1 $m^2$ växer samman inom 3 tillväxtsäsonger (Moksnes opublicerad data; se avsnitt 4.3. för detaljer). Denna metod testades även i Båstad med varierande resultat (Gai m.fl. 2022, 2023).

Resultaten från kompensationsrestaureringen i Göteborgs skärgård samt planteringar inom projektet *Förvaltning och återställande av ålgräsängar* tyder på att ålgräsplanteringar lyckas bäst i närheten av naturliga ålgräsängar (Andersson 2023, Moksnes opublicerad). Inom båda projekten har ålgräsplanteringar misslyckats i områden där historiskt ålgräs helt försvunnit. Anledningen till

att planteringar misslyckas kan vara olika typer av yttre störning, vilket har gjort att även naturligt ålgräs försvunnit. Grundområdena kan exempelvis vara påverkade av fintrådiga alger, drivande fleråriga algmattor, höga tätheter av krabbor, exploatering, fritidsbåtar eller dålig sikt till följd av ökad avrinning eller resuspension av sedimentet. Efter att vegetationen försvunnit kan miljön ha förändrats så pass mycket att den inte längre tillåter ålgräset att växa i området och det kan behövas stödåtgärder för att en ålgräsplantering ska lyckas, vilket var fallet vid Lilla Askerön.

Resultat både från planteringar i Båstad (Gai m.fl. 2023) samt Kristianstad (personlig kommunikation Ulrika Hedlund, Kristianstad kommun) indikerar en högre vinteröverlevnad och tillväxt om planteringen av ålgräs sker tidigt på säsongen (maj/juni) jämfört med planteringar som skett under sensommaren. Detta stärker tidigare rekommendationer om att plantering av ålgräs bör ske tidigt på säsongen för att plantorna ska ha längre tid att etablera sig och tillväxa innan den mörka vintersäsongen då naturliga förluster av skott sker (Moksnes m.fl. 2016).

### 2.2.2 Miljöförhållanden vid restaureringslokalen

Erfarenheter under de senare årens restaureringsförsök längs Sveriges kuster har gett ny information av vilka miljöförhållanden som är gynnsamma för tillväxt av ålgräs i olika landsdelar. Nedan sammanfattas dessa erfarenheter och jämförs med tidigare rekommendationer i handboken.

Baserat på resultaten från planteringar på flera platser och under flera år i Göteborgs skärgård rekommenderas plantering på semiexponerade lokaler där fintrådiga alger och sediment lättare spolas bort från ängarna (Andersson 2023). Dessutom rekommenderas lokaler med högre ljusförhållanden än de som anges i handboken (25% av ljuset vid ytan; Moksnes m.fl. 2016), speciellt i områden där andra faktorer som fintrådiga alger kan leda till ytterligare skuggning av plantorna (Andersson 2023). För att studier kring ålgräsets ljuskrav ska bli jämförbara mellan olika projekt är det viktigt att mätning och analys av ljus görs på ett standardiserat sätt. Inom Zorro-programmet har det tagits fram ett förslag på en standardiserad metod för ljusmätningar (se avsnitt 4.2).

I områden med dåliga ljusförhållanden, där ålgräs inte längre kan överleva på grund av uppgrumling av sediment har sandtäckning av havsbotten visat sig vara en framgångsrik metod för att minska uppgrumling och förbättra tillväxtförhållandena. Studier visar att naturgrus med en kornstorlek på 0–8 millimeter förbättrar ljusförhållandena med upp till en meter i siktdjup och utgör ett substrat som lämpar sig för ålgräs att växa i (Moksnes opublicerad data; se avsnitt 5 och Bilaga B för detaljer). Vid plantering i detta grövre substrat samt i lokaler med ostron bör planteringen utföras med tunna trädgårdshandskar för att undvika skador på fingrarna.

Studier från Östersjön har visat att ålgräs kan överleva och tillväxa vid flera klasser av vågexponering och sedimenttyper. Men man såg också att ökad exponeringsgrad ledde till ökad risk för skottförluster. På särskilt exponerade lokaler som Bläsingen längs östra Öland (”Moderately exposed” enligt klassindelningen av vågexponering efter exponeringsnivåerna i EUNIS; Naturvårdsverket 2006) har totala förluster av planteringar skett som ett resultat av översandning och erosion. Till skillnad från de rekommendationer som ges kring bottensubstrat i handboken (undvik lokaler med mer än 50% ler- och silthalt; Moksnes m.fl. 2016) sågs i studier i Östersjön inga tydliga skillnader i tillväxt hos plantor, vilka visade på god tillväxt även i sediment

med en ler- och silthalt på 90%. Däremot var konkurrensen från annan sötvattensvegetation högre på gyttjiga bottnar vissa år, och dessa bottnar med en hög vattenhalt försvårade även arbetet vid planteringen genom en större risk för grumling samt sämre fäste för skotten i sedimentet (Nilsson och Jönsson 2019). Studier från Kalmar och Blekinge län har även visat att det optimala planteringsdjupet är något djupare i Östersjön (2,2–3,1 meter; Nilsson och Jönsson 2019) jämfört med 1,5-2,5 meter på Västkusten (Moksnes m.fl. 2016). Även Båstad Malen, visade på bäst tillväxt på 3 meters djup, vilket skulle kunna förklaras med att denna lokal är relativt exponerad.

Studier som gjorts både i Göteborgs skärgård, längs Skånes kust och i Östersjön påvisar stora skillnader i skottöverlevnad och tillväxt mellan år (Nilsson och Jönsson 2019, Andersson 2023, Gai m.fl. 2023). Detta är något som även diskuteras i Moksnes m.fl. (2016) och resultaten betonar vikten av att sprida större restaureringar av ålgräs både i tid och rum för att minska risken att enstaka väderfenomen eller annan tillfällig yttre störning (till exempel kraftig tillväxt av fintrådiga alger eller konkurrens från annan vegetation) slår ut hela planteringen. I Östersjön sågs exempelvis stora skillnader mellan år vad gäller konkurrens från annan vegetation (till exempel natingar och kransalger) vilket ledde till lägre tillväxt av ålgräs vissa år (Nilsson och Jönsson 2019).

### 2.2.3 Störningar

I försöken som gjorts i Kalmar län har de främsta störningarna som identifierats bestått av sanderosion, höga vattentemperaturer (28–29°C under juli månad i Kalmarsund 2018), nedslamning samt konkurrens från andra typer av vegetation (Nilsson och Jönsson 2019). Förekomst av drivande fintrådiga algmattor har noterats i planteringar i Östersjön. Dock har inga tydliga skador från dessa algmattor kunnat påvisas hos planteringar (Nilsson och Jönsson 2019). Den höga förekomsten av sådana algmattor längs Ölands östra kust och på vissa platser i Kalmarsund samt Blekinge indikerar dock att påverkan från drivande algmattor är något man kan behöva ta hänsyn till vid val av restaureringslokal även i Östersjön. Svartmunnad smörbult har nyligen blivit talrik i Kalmarsund och trots att inga tecken på skador från fisken setts i de planteringsförsök som utförts i området, skulle deras grävande i botten potentiellt kunna utgöra ett problem för framtida restaureringsprojekt (Nilsson och Jönsson 2019).

I Västra Götaland utgör främst störningar från drivande mattor av fintrådiga och fleråriga alger (främst kräkel och sågtång; Moksnes m.fl. 2016, 2018, Andersson 2023) samt skador från strandkrabbor, som både kan äta ålgräsfrön och klippa skott, (Infantes m.fl. 2016, Moksnes m.fl 2016, Infantes opublicerad data) de viktigaste biologiska störningarna vid planteringar av ålgräs. De omfattande störningarna från krabbor i Västerhavet skulle kunna bero på att populationen krabbor är ovanligt hög på grund av störda näringsvävar till följd av kollapsade torskbestånd (Moksnes m.fl. 2008; se avsnitt 4.4.1 för detaljer).

## 2.3 Lärdomar från andra länder i Europa

Restaurering av ålgräs pågår i flera av våra grannländer där både forskare och myndigheter är involverade. Intresset för de restaureringsmetoder med skott som utvecklats i Sverige och den

svenska handboken har varit stort i många länder och bidragit till att handboken översatts till engelska. Liknande handböcker kring restaurering har även tagits fram i bland annat Storbritannien och Irland (Gamble m.fl. 2021). Nedan följer en kort sammanställning av resultat och lärdomar från ett urval av restaureringsstudier från länder runt Sverige som publicerats mellan 2016–2024.

### 2.3.1 Restaurering med skott

Restaurering av ålgräs med hjälp av vuxna skott är den vanligaste metoden i de nordiska länderna samt Östersjöområdet. I många områden bedöms vågexponering vara ett problem och oftast används någon typ av förankring vid skottplantering. Nedan ges några exempel på dessa studier som beskrivs i lite mer detalj så att metoderna kan jämföras med de som rekommenderas i den svenska handboken.

I Danmark har restaurering med förankrade skott skett framgångsrikt i bland annat Horsens Fjord 2017 (Lange m.fl. 2022), där en yta på över 1000 m$^2$ återskapats genom restaurering. I denna studie gjordes en grundlig förstudie för att hitta en lämplig restaureringslokal genom att bland annat undersöka potentiella störningar och tillväxtförhållanden på olika lokaler samt genom testplanteringar. Två olika metoder med förankrade skott testades i studien: förankring med en böjd bambupinne över rhizomet och skott där rhizomen fästs med ståltråd vid en spik som trycks ned i sedimentet. Över en planteringsyta på 51x78 meter placerades 190 planteringsrutor på 2x2 meter med 4 meters mellanrum, i ett schackrutemönster. De 2x2 meter stora planteringsytorna bestod av 5 rader med 15 skott, där avståndet mellan skotten var 0,14 meter och avståndet mellan rader var 0,5 meter. Skottätheten i planteringsytorna var 14 skott per m$^2$ och totalt planterades 14 400 skott. Djupet på lokalen varierade mellan 1,2–1,4 meter Denna plantering tog 5 arbetsdagar för 10 personer att slutföra. För att minska skador från alger och krabbor sattes ett staket av nät (2 centimeter maskstorlek) upp runt hela planteringen och krabbor fiskades kontinuerligt under de första två månaderna efter plantering. Nätet förstördes dock under vinterns stormar. Planteringarna visade på god överlevnad och tillväxt och ökade från 14 skott per m$^2$ i juli 2017 till över 500 skott per m$^2$ efter 13 månader. Efter 24 månader var skottätheterna jämförbara med naturliga ängar (784 skott per m$^2$; Lange m.fl. 2022). Planterat ålgräs täckte totalt en yta på 768 m$^2$ 2017 (vilket utgjorde cirka 20% av planteringsytan). I september 2019 täckte ålgräs en yta på 1282 m$^2$ (vilket utgjorde cirka 30% av planteringsytan). Inga skillnader sågs mellan de två förankringsmetoderna. Tidigare testplanteringar i området har påvisat signifikant högre tillväxt hos planeringar som skyddats från krabbor genom fiske och nätstaket, men då inga kontrollytor fanns i den storskaliga planteringen kan inte effekten mätas här. Författarna nämner dock att exkluderingen av krabbor skulle kunna vara anledningen till den initiala framgången i tillväxt och utbredning hos planterade skott.

I kustvattnen utanför Estland har småskaliga planteringsförsök med ålgräs genomförts mellan 2017–2019 (Pajusalu m.fl. 2023). I försöket studerades om ålgräset tillväxer bättre då det planteras tillsammans med blåmusslor, som kan stabilisera botten och genom att filtrera vattnet göra det klarare och förbättra ljusförhållandena för ålgräset. Ålgrässkotten som användes i studien sattes fast vid ett plastnät som grävdes ned i botten och ytor med endast ålgräs jämfördes med ytor där musslor spreds ut bland skotten. Studien utfördes vid en vågskyddad och en vågexponerad lokal. Varje platsnät innehöll 16 ålgrässkott och 1 liter musslor tillsattes till ytor

som innehöll musslor. Dock visade det sig att musslorna spolades bort från planteringarna under första tillväxtsäsongen och författarna drar slutsatsen att denna metod inte fungerade så bra i liten skala. I samma studie undersöktes även skottplantering enligt repmetoden där skott fästs vid en bomullslina, genom buntband runt rhizomen. Repet begravdes i bottensedimentet och fästes med metallpinnar. Båda metoderna visade på flerårig överlevnad av plantorna vilket indikerar att restaurering av ålgräs har potential att lyckas i området. Det var dock stora skillnader i tillväxt mellan lokalerna, där ålgräset kontinuerligt visade bättre tillväxt i den vågskyddade lokalen. Skillnaderna tros bero på problem med strömmar, vågor och sandförflyttning vid den exponerade lokalen (Pajusalu m.fl. 2023).

Inom EU-projeketet MERCES utfördes liknande studier på lokaler i Danmark, Norge, Finland och Estland, där två metoder för att förbättra förhållandena för ålgräset vid småskalig restaurering testades (Gagnon m.fl. 2021). Ålgräs planterades enligt den första metoden tillsammans med blåmusslor likt studien ovan. I den andra metoden omgavs planterade skott av en nedbrytningsbar nätliknande strukturer (BESEs; Biodegradable Establishment Structures), som skulle fungera stabiliserande på botten, genom att efterlikna ålgräsets rhizom. I förstudier som gjordes i akvarier var tillväxthastigheten dubbelt så hög hos ålgräs som planterats tillsammans med blåmusslor, men dessa skillnader var inte synliga i fältexperimentet. Exponering för vågor och strömmar visade sig vara ett problem, vilket begränsade både ålgräsets och musslornas överlevnad, särskilt i de mest exponerade lokalerna. Nätstrukturen visade sig dock ha potential att både öka överlevnaden hos ålgräs och minska förluster av musslor vid småskalig restaurering (Gagnon m.fl. 2021).

I Vadehavet utanför Nederländerna har försök gjorts att återplantera fleråriga bestånd av ålgräs under tidvattenszonen, vilka helt försvunnit sedan 1930 (Rehlmeyer m.fl. 2024). I denna studie testades även om stabilisering av sedimentet samt minskade vattenrörelser hade en positiv effekt på planterat ålgräs. Stabiliseringen åstadkoms genom att använda nedbrytningsbara nätstrukturer i sedimentet (BESE; se ovan) och genom att lägga ut påsar med sand minskades den hydrodynamiska stressen. Studien visade att överlevnaden ökade med 67% på kort sikt då botten stabiliserats med nät, medan sandpåsarna ledde till en minskad överlevnad på kort sikt (sannolikt då påsarna gav upphov till turbulens och erosion). Ingen långsiktig överlevnad sågs i några av planteringarna och författarna drar slutsatsen att det krävs mer studier kring både vad som orsakar förlusten av skott, samt hur man skulle kunna modifiera miljön och bryta negativa feedbackmekanismer för att lyckas med storskalig restaurering (Rehlmeyer m.fl. 2024).

Inom det tyska restaureringsprojektet SeaStore genomfördes 2020 en restaurering av ålgräs på två lokaler i närheten av Kiel i Tyskland. Totalt planterades 12 288 skott med singelskottmetoden enligt den svenska handboken (Corcora m.fl. 2021). Under 2021 genomfördes ytterligare planteringar på lokalen Maasholm i Tyskland, där skott planterades i ett schackrutemönster med 1m$^2$ stora planterade och oplanterade rutor över 4 ytor på 16x16 m. Två av ytorna planterades med 16 skott per m$^2$ och 2 planterades med 8 skott per m$^2$. Totalt planterades 3 072 skott. Planteringarna i dessa områden har överlevt och tillväxt under flera år, där den låga skottätheten på 8 skott per m$^2$ hade högst tillväxt (Lehmann 2022). Två år efter planteringen var djursamhällena i den restaurerade ängarna likvärdig med de som hittas vid donatorängen (Schuster 2023).

### 2.3.2 Restaurering med frön

Försök med restaurering av frön pågår i många länder i Europa, till exempel i Danmark, Nederländerna och Storbritannian (Govers m.fl. 2022, Cronau m.fl. 2023). I teorin skulle fröplantering kunna minska kostnaden för restaurering då stora mängder frön kan spridas utan hjälp av dykare. Men i likhet med försök från Sverige (Moksnes m.fl. 2016, Infantes m.fl. 2016) visar studier från bland annat Danmark och Nederländerna också på problem med stora förluster (>99%) av frön från exempelvis predation, bortspolning eller nedgrävning av bioturberande organismer (Lange m.fl. 2022, Govers m.fl. 2022, Cronau m.fl. 2023, Kwakernaak m.fl. 2023). Därför har tekniker utvecklats här för att försöka minska problemen med förluster av frön.

I Vadehavet utanför Nederländerna finns inga fleråriga ålgräsängar under tidvattenszonen kvar och de flesta studier kring restaurering fokuserar på att försöka återskapa ettåriga bestånd genom fröplantering i tidvattenszonen (Govers m.fl. 2022). Många av de metoder som testats i området visar på mycket stora förluster av frön och dålig etablering (Govers m.fl. 2022). Nya studier kring metodutvecklingr har dock visat att dessa förluster drastiskt kan minskas genom att vinterförvara fröna samt plantera dem under sedimentytan. Metoden använder en ny teknik kallad DIS (Dispenser injection seeding), där frön inblandade i sediment sprutas ut cirka 4 centimeter under sedimentytan med hjälp av fogpistoler (Gover m.fl. 2022, Gräfnings m.fl. 2023). Med denna metod har dessa forskare med hjälp av voluntärer lyckats plantera frön över en yta på 1 hektar på 1 vecka (L. Gover opublicerade data). I likhet med studier från andra länder har man i dessa områden sett större framgång hos stora jämfört med små planteringar. I ett område var planteringarna av frön enligt DIS-metoden extra lyckade och ängen bredde ut sig exponentiellt mellan 2018 och 2023 till över 1250 hektar. Dock skiljer sig strukturen hos dessa ängar jämfört med de ängar som växer under tidvattenzonen som vi är vana att se i Sverige. Eftersom ålgräset här är 1-årigt sker ingen klonal tillväxt utan nya plantor kommer från frön varje vår. Den restaurerade ängen är därför mycket gles, med uppskattningsvis 0,12 skott per kvadratmeter (1,5 miljoner skott över 1250 hektar; L. Govers opublicerad), jämfört med >500 skott per kvadratmeter i etablerade ängar på Sveriges västkust.

Det har även gjorts försök att sprida frön med hjälp av så kallad BuDS (Buoy Deplyed Seeding) i samma område. Denna metod går ut på att blomskott med frön placeras i nätkassar som hänger över restaureringsytan och där fröna sedan kan falla ned på sedimentytan. Denna metod har även testats i en studie från svenska Västkusten (Eriander m.fl. 2016) där viss etablering av fröskott skedde. Svårigheterna med denna metod kan dock vara att risken för att fröna spolas bort ökar jämfört med metoder där fröna begravs, vilket bland annat sågs i studier från Nederländerna där förlusterna av frön översteg 99,9% (Govers m.fl. 2022).

I Storbritannien har restaurering med frön testats i ett flertal studier som visat på låg och varierande framgång (Unsworth m.fl. 2019, Unsworth m.fl. 2022, Unsworth m.fl. 2024). På en lokal i Wales har man genomfört studier för att undersöka om frön placerade i påsar av juteväv (50 frön blandade med ren sand) som grävdes ned i sedimentet kan minska fröpredation samt förbättra möjligheterna för frön att utvecklas och etablera sig. Totalt planterades 162 000 frön enligt 3 metoder (frön i fåror på botten, frön i påsar på bottenytan och frön i nedgrävda påsar) som slumpvis placerades ut inom 9 stycken 10x10 meter planteringsytor. Grobarheten efter 10 månader var låg (1–4%), med i medeltal 4 skott per $m^2$, med en variation på mellan 0–10 skott per $m^2$. Studien visade att resultaten varierade för påsar som placerats på ytan, men att nedgrävda fröpåsar ökade sannolikheten 13-faldigt för att frön skulle utvecklas till vuxna plantor

jämfört med när frön planterades i fåror på botten. Den positiva effekten tros vara en kombination av minskad predation av frön från strandkrabba, samt att juteväven skulle kunna medföra ett fysiskt skydd för plantorna (Unsworth m.fl. 2024). Vidare har studier visat att näring tillsatt i påsarna kan öka etableringen av frön samt längden hos plantorna, trots höga näringshalter i miljön (Unsworth m.fl. 2022).

### 2.3.3 Sandtäckning för att möjliggöra restaurering

Sandtäckning av havsbotten för att stabilisera lösa sediment och minska uppgrumling har utförts i Odensefjorden i Danmark (Oncken m.fl. 2022). År 2018 täcktes två bottenytor på 1,0 och 1,4 hektar i Odensefjorden med ett 10 centimeter tjockt lager sand. Områdena har historiskt haft täta ålgräsängar, men består idag av sediment med högt organiskt innehåll som ger dålig förankring för ålgräs och som lätt grumlar upp från botten och försämrar siktdjupet (Oncken m.fl. 2022). Sanden som lades ut på botten härstammade från muddring till havs och hade en median-kornstorlek på 0,34 millimeter, med en silt/lerhalt på 1,4%. Efter utläggning av sanden uppmättes en förbättring i ljusförhållanden med upp till 22% som mest. Antal organismer och artrikedomen i sedimentet var högre i den sandtäckta ytan jämfört med utanför vid alla provtagningstillfällen. Antalet depositions och suspensionsätare ökade till nivåer likande de som fanns i området mellan 1998–2002. Även mängden filtrerande djur ökade signifikant. Totalt hittades 11 arter på sandtäckta ytor jämfört med 3 och 6 arter utanför (Oncken m.fl. 2022*)*. Ett år efter sandtäckningen planterades 6000 ålgrässkott på sanden enligt förankringsmetoden med spikar (se beskrivning ovan; Lange m.fl. 2022). Dessa överlevde dock endast ett fåtal månader och förlusterna tros bero på stora mängder filamentösa alger på bladen samt drivande algmattor (Steinfurth m.fl. 2024). Dock sågs i studien att ålgräset dog långsammare på den sandtäckta ytan jämfört med det leriga sedimentet utanför sandtäckningen. Dessa resultat visar att även om ljuset samt tillväxtförhållandena kan förbättras av en sandtäckning, kan det finnas ytterligare faktorer som hindrar ålgräs från att överleva. Se avsnitt 5.8 för en detaljerad beskrivning av ett liknande åtgärd i Bohuslän.

Småskaliga sandtäckningsstudier från Horten i Norge visar att sandens ursprung kan påverka förmågan för ålgräs att växa (Størdal m.fl. 2023). I studien jämfördes kommersiellt tillgängligt material i form av naturlig sand och krossad sten, samt naturligt sediment från platsen i ett försök i hamnen i Horten. Resultaten visade betydligt bättre överlevnad (120%) på naturligt sediment från platsen, i jämförelse med både naturlig sand och krossad sten som visade liknande låg (20–25%) överlevnad. Däremot var bladtillväxten liknande och högre i det naturliga sedimentet och naturlig sand jämfört med krossad sten. Dessa resultat skiljer sig från likande studier i Sverige där både bättre överlevnad och högre tillväxt hittades i sand från grustag i jämförelse med naturligt sediment från platsen (se avsnitt 5.8).

## 2.4 Behov av ålgräsrestaurering i Sverige

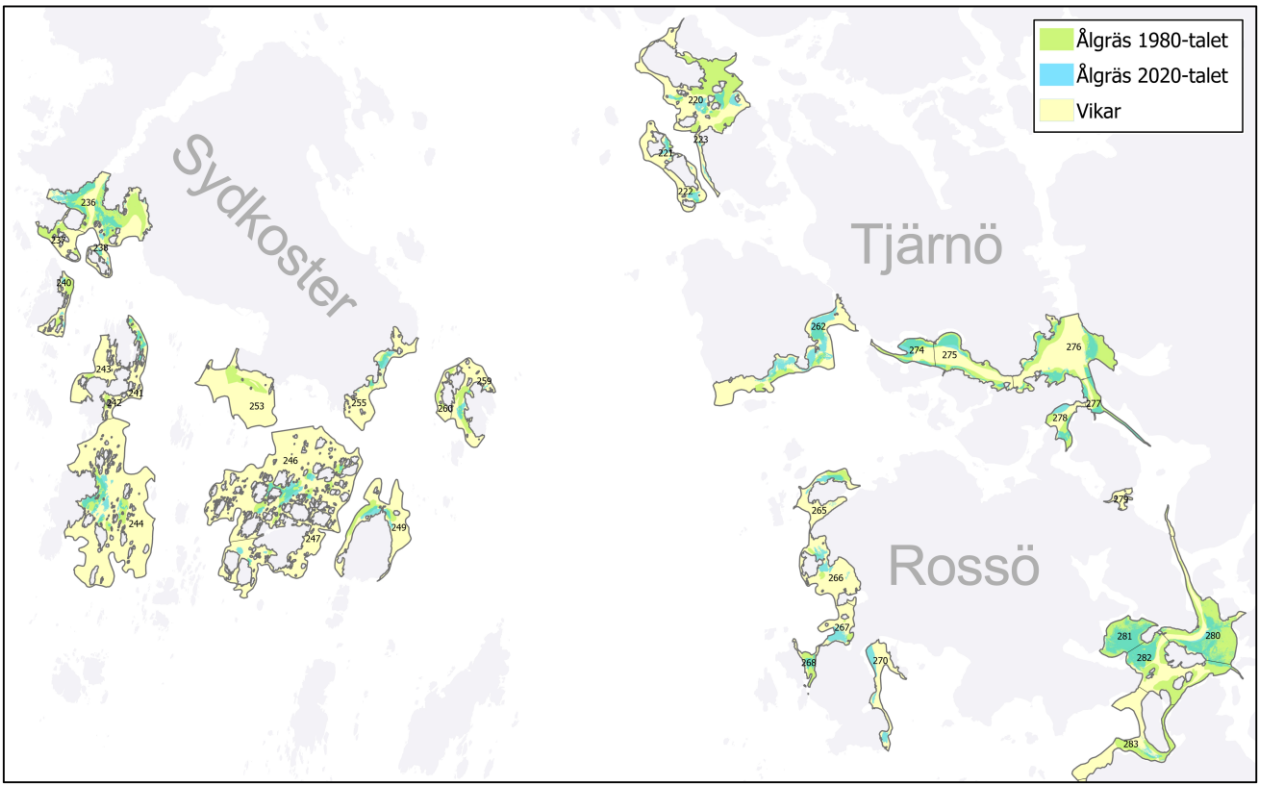
De senaste åren har det skett stora förändringar inom marin miljöpolitik som bland annat påverkar behovet av restaurering i Sverige. År 2019 utropade FN:s generalförsamling i en resolution åren 2021–2030 till *FN:s decennium för restaurering av ekosystem* (*The UN Decade on Ecosystem Restoration*) med ambitionen att skala upp restaureringen av skadade ekosystem

på en global nivå. Inom FN:s *Konvention om biologisk mångfald* (*Convention on Biological Diversity*, CBD) under partsmötet COP15 i Montreal 2022 nåddes en överenskommelse om att bevara 30% av jordens havsområden till 2030, samt att 30 procent av alla utarmade ekosystem ska restaureras. Slutligen beslutade EU-parlamentet och ministerrådet 2024 om att anta EU:s *förordning om restaurering av natur*. Förordningen innebär att skadad natur, också i havet, ska restaureras i alla medlemsstater där bindande delmål kräver att åtgärder ska finnas på plats eller ha genomförts som kan leda till återskapandet av minst 30% av skadade miljötyper till 2030, minst 60% till 2024 och minst 90%till 2050. Eftersom målen är bindande kommer förordningen få stor effekt på restaureringsarbetet i Sverige. Själva genomförandet av åtgärder planeras av varje land för sig och medlemsländerna har två år på sig att ta fram en nationell restaureringsplan. I planen behöver medlemsstaterna för varje definierad marin livmiljötyp kvantifiera både den totala nuvarande areella utbredningen i landet samt den areal som idag inte är i gott tillstånd och behöver restaureras, baserat på de skador och förluster som skett under de senast 70 åren.

Ålgräsängar är en av de marina livsmiljötyper som definieras i förordningen och som Sverige därför behöver rapportera till kommissionen när det gäller nuvarande och historisk areell utbredning samt ta fram en plan för hur förlorade ängar ska restaureras. Idag saknas en nationell kartläggning av ålgräs och andra marina livsmiljöer i Sverige, vilket utgör en stor brist och utmaning för att kunna möta förordningens behov. Det pågår dock en snabb utveckling av metoder där bland annat fjärranalys används för att kartera och övervaka utbredning av vegetation längs kusten (Berglund m.fl. 2022), även om precisionen ännu behöver förbättras. Ett genomgående problem är dock att det saknas historiska data för att kunna skatta förluster för de flesta miljötyper och regioner.

Ett undantag utgörs dock av ålgräs som karterades på 1970- och 1980-talet i många kommuner i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden i norra Hallands län. Totalt karterades cirka 9 400 hektar botten inom 152 provtagningsområden (vikar) vilket utgör ett unikt referensmaterial på den historiska utbredningen av ålgräs i länen. Samma provtagningsområden har nyligen karterats med flygande drönare och drop-video under perioden 2015–2022, vilket möjliggör en skattning av förluster och restaureringsbehov (Moksnes m.fl. 2024, Moksnes & Bergström 2025).

Inom de analyserade provtagningsområdena minskade den areella utbredningen av ålgräs med totalt 1 377 ha, från 3 033 hektar på 1980-talet till 1 656 hektar på 2020-talet, en minskning motsvarande 45% (Moksnes & Bergström 2025; Figur 2.2). Denna förlust på cirka 14 $km^2$ ålgräs (1 kvadratkilometer = 100 hektar) är bekräftade förluster av ålgräs i dessa län, och representerar ett minimivärde av förlusterna då karteringen inte är fullständig. Den totala förlusten kan skattas grovt genom att extrapolera dessa värden. Analyser från satellitbilder visar att den totala arealen av mjukbotten på 0–6 meter i Västra Götalands län är cirka 385 $km^2$ (Envall 2012). I ovan nämnda analys inkluderades cirka 83,6 $km^2$ av mjukbotten 0–6 meter i samma län, motsvarande 21,7%. Om man antar att utbredningen och förlusten i länets undersöka vikområden representerar hela länets mjukbottenområden kan den totala förlusten av ålgräs skattas till cirka 50,4 $km^2$ i Västra Götalands län. Tillsammans med minskningen i Kungsbackafjorden blir den totala skattade förlusten 53,5 $km^2$ ålgräs i studieområdet.




**Figur 2.2** Kartan Exempel på förlust av ålgräs inom 30 vikområden i norra Bohuslän sedan 1980-talet (från Moksnes & Bergström 2025).

Enligt restaureringsförordningen ska restaureringsåtgärder vidtas till 2030 som kan återskapa minst 30% av förlorade miljötyper. För ålgräsängar i Västra Götalands län och Kungsbackafjorden skulle därför restaureringsåtgärder behöva vidtas senast 2030 som kan återskapa minst 422 hektar ålgräs (baserat på bekräftade förluster) eller minst 1 605 hektar ålgräs (baserat på skattade förluster). Under de senaste 8 åren har drygt 1,5 hektar ålgräs framgångsrikt restaurerats inom Västra Götalands län (<0,1% av det skattade behovet), och planerade projekt innan 2030 understiger 6 hektar (Moksnes opublicerad data). Dagens metoder för restaurering av ålgräs är relativt kostsamma och långsamma, och endast lämpade för mindre områden (enstaka hektar per år; Moksnes m.fl. 2016). Det är därför inte realistiskt att återskapa de 1000-tals hektar som krävs av restaureringsförordningen med endast aktiv restaurering (Tabell 2.3).

**Tabell 2.3** Behov av ålgräsrestaurering i Västerhavet. Bekräftade och skattade förluster av ålgräs (hektar) i Västra Götalands län och i Kungsbackafjorden sedan 1980-talet, samt behov (hektar) av restaurering enligt delmålen i EU:s *förordning om restaurering av natur* 2030 till 2050.

| | Förlust | 30% 2030 | 50% 2040 | 90% 2050 |
|---|---|---|---|---|
| **Bekräftade** | 1 407 | 422 | 704 | 1 266 |
| **Skattade** | 5 350 | 1 605 | 2 675 | 4 815 |

För ålgräsets utbredning i övriga delar av Sverige saknas historiska underlag på den areella utbredningen varför det är svårt att skatta eventuella förluster och behovet av restaurering. I många områden hittas idag ålgräs där man kan förvänta sig att de ska växa, vilket indikerar att den typ av omfattande förluster som dokumenterats i Västra Götalands län och Kungsbacka fjorden sannolikt inte har skett i övriga delar av landet. Ett möjligt sätt att skatta mindre omfattande förluster i dessa områden är att kartera fysisk exploatering i grunda, vågskyddade mjukbottensområden där ålgräs sannolikt växte historiskt. Detta kan ge grov skattning av den historiska skulden och behovet av restaurering. Idag pågår kartering av ålgräs och annan vegetation i de flesta av Sveriges kustlän med hjälp av fjärranalys och fältprovtagning (Berglund m.fl. 2022). En mer fullständig baslinje av ålgräset nationella utbredning håller därför på att byggas upp som kan användas för att kvantifiera framtida förluster och behov av restaurering.

Sammanfattningsvis kan inte restaurering ensamt återskapa de stora historiska förluster som dokumenterats i Västerhavet. För att åstadkomma en varaktig återhämtning av förlorade ålgräsängar behöver förvaltningen även fokusera på att stoppa den pågående förlusten av ålgräs, framför allt från en ökande fysisk påverkan som generar ett minskande livsutrymme för ålgräsängar. Sedan behövs åtgärder för att förbättra tillväxtförhållanden för ålgräs, till exempel minskade utsläpp av näringsämnen samt åtgärder som ökar stora rovfiskar i kustekosystemen (Moksnes m.fl. 2017). När dessa steg har tagits kan aktiv restaurering av ålgräs på strategiskt utvalda lokaler som maximerar tillväxt och spridning av ålgräset utgöra en effektiv åtgärd för att skynda på återhämtningen av ålgräs och möta behovet från restaureringsförordningen, olika EU-direktiv, internationella konventioner med mera.

Vid storskalig restaurering av ålgräs krävs stora dykresurser då arbetet är tidskrävande. Vanligtvis behöver konsultföretag anlitas för att utföra arbetet där mellan 4-6 dykare kan arbeta samtidigt. Det finns idag ett mindre antal konsultföretag som utfört plantering av ålgräs och för att restaureringsåtgärder i framtiden inte ska begränsas av tillgången på konsulter kan det vara viktigt att försöka väcka intresset för ålgräsrestaurering hos fler företag med dykkompetens. Ett sätt att göra detta på skulle exempelvis kunna vara att anordna utbildningsdagar där man även praktiskt får lära sig att skörda och plantera ålgräs.

# 3 Lagstiftning och rådighet

När handboken för ålgräsrestaurering skrevs hade endast mindre restaureringsinsatser genomförts. Idag finns det emellertid erfarenheter från flera större ålgräsplanteringar och delavsnitten som följer har därför förtydligats samt genomgått ett fåtal förändringar.

Huvuddragen i förändringarna är att i första hand råda verksamhetsutövaren att ta kontakt med länsstyrelsen eller kommunen för att ta reda på vilka tillstånd som behövs. Det är också viktigt att vara ute i god tid då handläggningstiden hos myndigheter är lång. Det är viktigt att förbereda sig genom att ta fram kartor över placeringen för donatoräng och restaureringslokal, samt att undersöka om de ligger inom ett skyddat område, exempelvis strandskydd, naturreservat och Natura 2000.

För större planteringar behövs också rådighet från vattenrättsinnehavare, samt i vissa fall också strandskyddsdispens, även om förändringen är positiv. Utgångsläget är numera att det är troligt att en dispens behövs eftersom alla åtgärder som påverkar natur- och växtlivet ska prövas och eftersom det bland annat har visat sig att det krävs omfattande utmärkningar av restaureringsområdet. Enligt den tidigare handboken beskrevs att ålgräsrestaurering inte påverkar Natura 2000-områden på ett betydande sätt och att man inte behöver något tillstånd enligt N2000-reglerna. Vidare beskrevs att en restaurering inte behöver dispens i ett biotopskydd. I den nya vägledningen uttrycks detta försiktigare och verksamhetsutövaren råds till att kontakta länsstyrelsen om restaureringen ligger inom ett skyddat område.

## 3.1 Strandskydd

Både skörd och plantering av ålgräs kan kräva dispens från strandskydd om åtgärden ska genomföras innanför strandskyddat område, eftersom åtgärden väsentligt förändrar livsvillkoren för djur- och växtlivet. Även en förändring som är att beteckna som positiv för en djur- eller växtart ska prövas enligt strandskyddslagstiftningen. Strandskyddsdispens söker du hos kommunen. Finns det, förutom strandskydd, ett naturskydd på platsen (till exempel naturreservat, nationalparker, Natura 2000-områden och biotopskyddsområden), söker du strandskyddsdispens hos Länsstyrelsen. Utanför strandskyddat område kan anmälan om 12:6-samråd bli aktuellt (12 kapitlet 6§ miljöbalken) om åtgärden riskerar ändra naturmiljön väsentligt. Den bedömningen görs av länsstyrelsen. Tänk på att vara ute i mycket god tid, eftersom handläggningstiden hos kommunen såväl som länsstyrelsen kan vara lång. Gör ansökan på de blanketter som myndigheten har på sin hemsida. Var detaljerad i ansökan och bifoga tydliga kartor. Med en komplett ansökan går handläggningen snabbare.

I Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige och dess bilagor beskrivs metoder för restaurering, hur donatorängar ska väljas och hur mycket skott eller fröskott som kan plockas utan att donatorängen tar skada. Detta gäller dock friska och livskraftiga donatorängar. I strandskyddsprövningen görs en bedömning av donatorängen för att försäkra att den tål skörd av fröskott eller plantor. Stressade ängar, eller ängar i närheten av områden där ålgräset minskat är inte lämpliga som donatorängar. Vissa ängar kan vara extra skyddsvärda, till exempel genetiskt, och därmed olämpliga att störa (se avsnitt 4.1.).

## 3.2 Naturreservat, nationalpark, naturvårds- eller biotopskyddsområde

Om du ska genomföra åtgärden inom skyddat område kan såväl skörd som plantering vara reglerade i föreskrifterna för området. Föreskrifterna finns listade i beslutet för det skyddade området, vilket du hittar på länsstyrelsens hemsida. Om du vill ansöka om tillstånd eller dispens från föreskrifterna gör du detta via länsstyrelsens specifika blanketter. Om du är osäker på om skörd och plantering regleras av föreskrifterna kan du kontakta Länsstyrelsens handläggare. Även om skörd och plantering inte finns reglerade i föreskrifterna för området får syftet med det skyddade området inte motverkas av den åtgärd du ska göra.

## 3.3 Natura 2000

Om den planerade åtgärden, såväl skörd som plantering, befinner sig inom ett Natura 2000-område eller i dess närhet, kan den påverka utpekade naturtyper, så kallade Natura 2000 habitat. Dessa finns listade i Natura 2000-områdets bevarandeplan. Om det finns risk för att dessa skadas eller påverkas negativt till följd av åtgärden behöver Natura 2000-frågan prövas av Länsstyrelsen. I första hand sker ett samråd där Länsstyrelsen avgör om en Natura 2000-prövning behövs eller inte. Resultatet av samrådet blir antingen att åtgärderna inte riskera att påverka Natura 2000-området och åtgärderna kan fortsätta som planerat, eller att åtgärderna kräver en Natura 2000-prövning. Åtgärder som inte har någon påverkan alls eller som ger en positiv effekt behöver inte prövas i förhållande till Natura 2000. En Natura 2000-prövning kan bli aktuell om åtgärden skadar eller riskerar att skada ålgräset eller något annan habitat som finns inom Natura 2000-området. Behövs en Natura 2000-prövning ska Länsstyrelsen bedöma tillåtligheten av åtgärden. En Natura 2000-prövning tar oftast lång tid då en miljökonsekvensbeskrivning ska upprättas och en naturvärdesinventering ska utföras. En naturinventering ska oftast utföras under en viss tid på året. Läs mer på länsstyrelsens hemsida.

## 3.4 Vattenverksamhet

Skörd och plantering av ålgräs bedöms normalt inte som en vattenverksamhet, men en kontakt med Länsstyrelsen behöver alltid tas så att de kan bedöma om en anmälan om vattenverksamhet behövs. Ska du genomföra en vattenverksamhet, som till exempel sandtäckning innan ålgräs planteras, behöver du troligtvis göra en anmälan till Länsstyrelsen eller ansöka om tillstånd hos Mark- och miljödomstolen. Läs mer om vattenverksamhet på länsstyrelsens hemsida. Tillstånd från Mark- och miljödomstolen behövs om vattenverksamheten är omfattande eller om åtgärderna kan påverka värdefull natur eller om någon enskild påverkas och inte samtycker. Tillståndsprövning i domstol kan ta lång tid, skicka in din tillståndsansökan minst ett år innan du vill genomföra vattenverksamheten.

## 3.5 Rådighet

Med rådighet menas att du har fått tillåtelse av vattenrättsinnehavaren att genomföra en åtgärd. Om man ska genomföra en mindre åtgärd, till exempel en testplantering av ålgräs som är lätt att ta bort, kan det räcka att bara informera vattenrättsinnehavaren. Det är dock viktigt att påpeka att det är utföraren själv som måste göra bedömningen om rådighet behöver inhämtas eller inte för mindre åtgärder.

Vid större ålgräsplanteringar ska man inhämta skriftlig rådighet, ett så kallat rådighetsmedgivande. För att veta vem som äger vattnet kan man behöva beställa en fastighetsutredning från Lantmäteriet. Detta kan både vara dyrt och ta lång tid, eftersom vattenrätten sällan är utredd i havet. Det är långt ifrån säkert att gränserna i vattnet kan extrapoleras utifrån de som finns på land och det kan vara svårt att förutse vilka som är vattenrättsinnehavare. I en fastighetsutredning får du reda på om den planerade åtgärden ligger på enskilt eller allmänt vatten. Detta kanske också påverkar var du väljer att genomföra åtgärden. Att kontakta många vattenrättsinnehavare i en samfällighet kan vara tidskrävande, så var ute i god tid.

Om åtgärden ska genomföras på enskilt vatten ska rådighet sökas från vattenrättsinnehavaren. Om planteringen ska genomföras på allmänt vatten ska rådighet sökas från Kammarkollegiet. Informera samtliga vattenrättsinnehavare, på vars område vattenåtgärden ska utföras, och be om ett skriftligt rådighetsmedgivande. Informera om var åtgärden ska genomföras och vad den innebär. Informationen bör inkludera under vilken tid de kan förvänta sig eventuellt buller eller båtar på deras vatten, samt om ni kommer lägga ut bojar med mera på platsen. Givetvis bör informationen också inkludera alla fördelar med restaureringen.

# 4 Ny kunskap – utveckling av metoder vid restaurering av ålgräs

Mellan åren 2016–2024 har forskare i forskningsprogrammet Zorro vid Göteborgs universitet, i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götaland genomfört ett flertal restaureringsförsök av ålgräs längs Bohuskusten. Dessa har syftat till att öka vår kunskap kring restaureringsprocessen och identifiera nya metoder i områden där det är svårt att restaurera på grund av olika miljöfaktorer. Nedan följer en beskrivning av ny kunskap som framkommit genom dessa studier.

## 4.1 Konnektivitet och genetisk mångfald vid restaurering

**Summering av råd**

- Ålgräsängar som ingår i samma spridningsnätverk bör förvaltas som en enhet då de är genetiskt lika och isolerade från övriga områden.
- Inom varje nätverk bör både värdefulla ängar med hög genetisk mångfald och hög konnektivitet, samt sårbara isolerade ängar med låg genetisk mångfald skyddas.
- Inom nätverket bör restaureringslokaler väljas som optimerar naturlig spridning av ålgräs via flytande blomskott från den restaurerade ängen till andra områden i behov av restaurering.
- Donatorängar bör komma från samma nätverk som den restaurerade ängen (då de är bättre anpassade till den rådande miljön) och ha hög genetisk mångfald (då de bättre kan anpassa sig till framtida förändringar samt leda till ekosystem med bättre funktion).
- Välj större ängar som donatorängar (om mått på genetisk mångfald ej är tillgänglig) då större ängar generellt har högre genetisk mångfald och är mindre inavlade än mindre ängar.
- Eftersom ängar i närheten av fysisk påverkan (till exempel bryggor, mudderrännor, småbåtsmarinor) inte uppvisar lägre genetisk mångfald än mer opåverkade ängar, kan det vara okej att använda dessa ängar som donatorängar.
- Ålgräsrestaurering i Östersjön kan vara utmanande på grund av låg spridning samt låg genetisk mångfald och brist på fröproduktion. Detta skulle på lång sikt kunna medföra lägre tillväxt och expansion samt större risk för misslyckande.
- På grund av låg genetisk mångfald i Östersjön är det extra viktig att välja donatoräng med omsorg, till exempel genom att utföra testplanteringar från flera potentiella donatorängar.
- I Östersjön är det också extra viktigt att sprida ansträngningen i tid och rum för att minska risken att oväntade miljöförhållanden slår ut hela planteringen.
- I områden där klimatförändringar förväntas slå ut existerande bestånd kan transplantering av ålgräsplantor som är motståndskraftiga mot framtida klimatscenarior behövas för att rädda hotade ängar

Att förstå hur bottenlevande växter och djur sprids mellan olika områden i havet, till exempel via flytande frön och pelagiska larver, är centralt för att förstå organismernas populationsdynamik, det vill säga varför antalet individer i en population ökar eller minskar. Denna konnektivitet (graden av sammankoppling) är därför central för att kunna förvalta kommersiella bestånd och biologisk mångfald på ett hållbart sätt, till exempel via nätverk av marina skyddade områden (Moksnes m.fl. 2014, Jonsson m.fl. 2020), men också för att kunna välja lämpliga lokaler för restaurering (Moksnes m.fl. 2016). Det är dock notoriskt svårt att studera hur millimeterstora frön och larver sprids med havsströmmar under veckor till månader i havet varför kunskapen om marina organismers konnektivitet generellt är mycket låg (Moksnes & Jonsson 2020).

Under de senaste årtiondena har det dock skett en snabb utveckling där man studerat spridning och konnektivitet med hjälp av oceanografiska cirkulationsmodeller och genetiska verktyg (Jahnke & Jonsson 2022), vilket speciellt gäller ålgräs i svenska vatten (Jahnke m.fl 2018, 2020, Ries m.fl. 2023, Faus m.fl. 2025). Sedan handboken för ålgräsrestaurering kom ut 2016 har det tillkommit ny kunskap om hur ålgräs sprids längs Sveriges kuster, men också hur den genetiska mångfalden varierar vilket kan användas direkt vid förvaltning av ålgräsbestånd och vid val av restaureringslokaler och donatorängar vid restaurering. Nedan diskuterar vi dessa nya underlag och hur de bäst kan användas, men vi startar med att diskutera ny kunskap om hur ålgräs sprids.

### 4.1.1 Hur sprids ålgräs och hur påverkas den genetiska mångfalden?

I områden där ålgräs förökar sig sexuellt kan den sprida sig både genom vegetativ (klonal) tillväxt, vilket sker över mycket korta sträckor (16–45 centimeter per år; Olesen & Sand-Jensen 1994) samt genom spridning av frön. Fröna har en negativ flytkraft och de flesta frön som släpps från förankrade blomskott sprids endast några meter från ängen (Orth m.fl. 1994). Stormar kan dock sannolikt förflytta stora mängder frön längre sträckor, vilket anses vara förklaringen till en mycket snabb utveckling av restaurerade ålgräsängar (Orth m.fl. 2012) samt naturlig återkolonisering av stora ålgräsängar (Greve m.fl. 2005). En mindre mängd frön sprids dock regelbundet långa sträckor genom flytande blomskott med frön. Studier i Bohuslän visar att ålgräsets blomställningar lätt lossnar när fröna är mogna och att de har positiv flytkraft i fyra till åtta veckor då de kan spridas långa sträckor med hjälp av ytströmmar medan frön lossnar och sjunker till botten (Källström m.fl. 2008, Infantes & Moksnes 2018). Även om produktion av ålgräsfrön i Bohuslän (i medeltal 140-600 frön per $m^2$) är nästan 10 gånger lägre än produktionen hos ålgräs i andra delar av världen (Infantes & Moksnes 2018), visar nya genetiska studier att de flesta ålgräsängar i Västerhavet har hög sexuell reproduktion (Jahnke m.fl 2018, Ries m.fl. 2023, Faust m.fl 2025) varför spridning med blomskott kan utgöra en viktigt spridningsmekanism i detta område. Detta stöds av studier där man jämfört resultat från oceanografiska cirkulationsmodeller som simulerade ytdrivande blomskott med analyser av populationsgenetiken hos ålgräsängarna i området. Analyserna visade mycket snarlika resultat i fråga om konnektivitet och spridningsbarriärer både på den större skalan mellan havsområden, och på den mindre skalan inom fjordområden, vilket stödjer att drivande blomskott är den dominerande spridningsfaktorn hos ålgräs (Jahnke m.fl 2018, 2020).

Den höga sexuella reproduktionen och goda spridning av blomskott i Västerhavet medför att den genetiska mångfalden hos Västkustens ålgräs är relativt hög och jämförbar med ålgräs i övriga delar av Atlanten (Jahnke m.fl 2018, Ries m.fl. 2023, Yu m.fl. 2023). Dessa resultat tyder på att

de omfattande förlusterna av ålgräs i Bohuslän och norra Kattegatt (Baden m.fl. 2003, Moksnes m.fl. 2024, Moksnes & Bergström *i tryck*) inte har lett till en förlust av genetisk mångfald (Jahnke m.fl. 2020). Nya studier har dock visat att bestånden i Atlanten har flera gånger längre genetisk mångfald än ålgräset i Stilla havet, vilket kan begränsa ålgräsets möjligheter att anpassa sig till framtida miljöförändringar i Atlanten (Duffy m.fl. 2022, Yu m.fl. 2023). Det är därför viktigt att bevara den genetiska mångfalden hos ålgräset i Sverige.

I svenska delar av Östersjön visar nya genetiska studier att den sexuella reproduktionen hos ålgräs generellt är mycket låg och att flera ålgräsängar utgörs av kloner som endast tillväxer vegetativt (Ries m.fl. 2023). Bristen på fröproduktion medför sannolikt en stor begränsning för ålgräsets spridningspotential och möjligheter för förlorade ängar att naturligt återkoloniseras samt för restaurerade ängar att spridas till nya områden. Detta gör ängarna i Östersjön mer sårbara, och storskalig restaurering mer utmanande. Nya studier indikerar dock att ålgräs även kan spridas och etablera sig via flytande vegetativa skott (utan frön) som kan sjunka till botten till exempel med hjälp av påväxtorganismer (Jahnke opublicerad data). Spridning av vegetativa skott som slitits loss från botten vid till exempel stormar kan därför potentiellt utgöra en viktig spridningsmekanism, speciellt i områden som saknar sexuell reproduktion. Fler studier behövs dock för att bekräfta detta.

Sen några år tillbaka övervakas ålgräsets genetiska mångfald längs Sveriges kuster inom ett nytt nationellt miljöövervakningsprogram och via regionala initiativ. Idag finns därför en baslinje för ålgräsets genetiska mångfald beskriven, vilket gör det möjligt att detektera framtida förändringar (Ries m.fl. 2023, Faust m.fl. 2025). Dessa underlag kan också vara till stor användning vid restaurering av ålgräs.

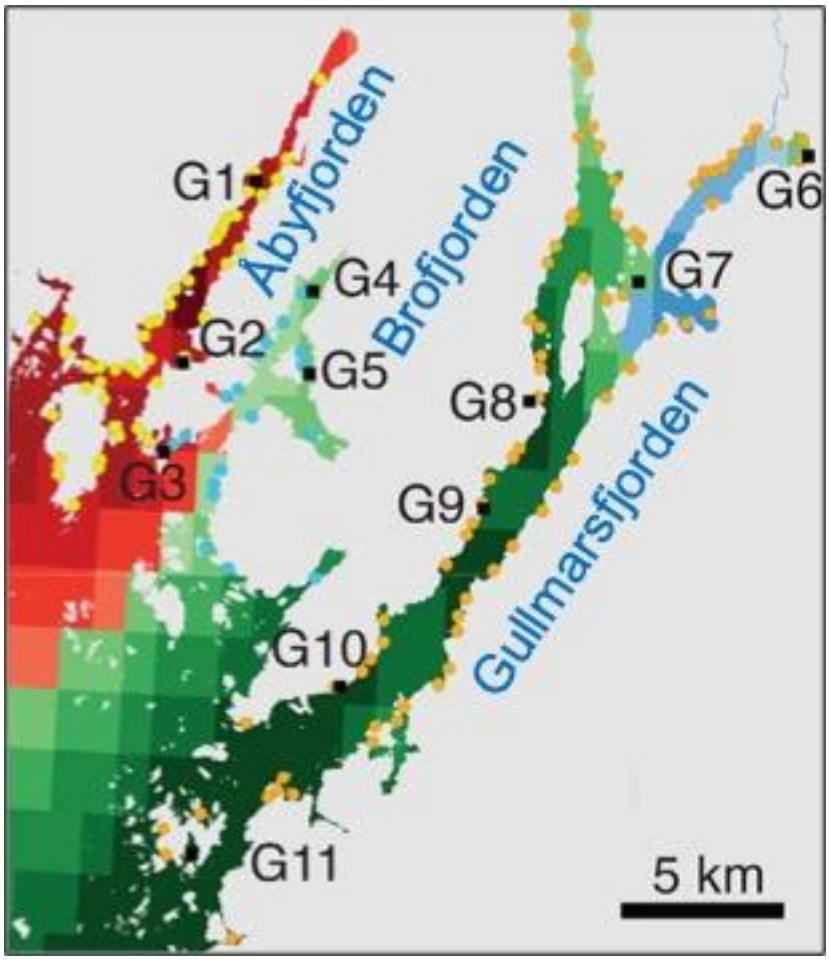
### 4.1.2 Exempel på tillämpning vid restaurering

Information om konnektivitet och genetisk mångfald har flera viktiga användningsområden vid restaurering, både vid storskalig förvaltning på landskapsnivå, och vid val av lokal för att skörda och plantera ålgräs. Nedan ger vi några exempel från verkliga fall längs Sveriges kuster.

#### *Västerhavet*

I Bohuslän visar oceanografiska cirkulationsmodeller med hög upplösning och genetiska studier samstämmiga resultat att spridningen av ålgräs begränsas av kustens topografi, vilket skapar spridningsbarriärer och nätverk av sammanlänkade ängar inom vissa fjordområden. Till exempel är konnektiviteten hög mellan ängarna inom Gullmarsfjorden, Brofjorden och Åbyfjorden, men låg mellan de tre fjordarna vilket skapar tre separata nätverk av ålgräsängar (Jahnke m.fl. 2020; Figur 4.1). Ängarna inom dessa nätverk bör förvaltas som separata enheter eftersom de är mer genetiskt lika och är relativt isolerade från övriga områden. Till exempel bör man försäkra sig om att skydda större ängar inom varje förvaltningsenhet (ålgräsnätverk) samt att restaurera ängar i enheter som förlorat större bestånd av ålgräs. Vid restaurering bör man i första hand använda en donatoräng från samma nätverk eftersom ålgräs inom nätverket är potentiellt bättre genetiskt anpassade till miljön i området, samt för att minska risken att främmade genetiska typer försämrar denna anpassning. I nämnda fjordområden är dock behovet av ålgräsrestaurering inte stort då

historiska förluster varit begränsade och stora ängar hittas i de flesta vikområden (Moksnes & m.fl. 2024). Det kan dock noteras att ålgräsnätverket i Brofjorden i dag helt saknar områdesskydd, vilket inte rekommenderas för en förvaltningsenhet (Figur 4.1).



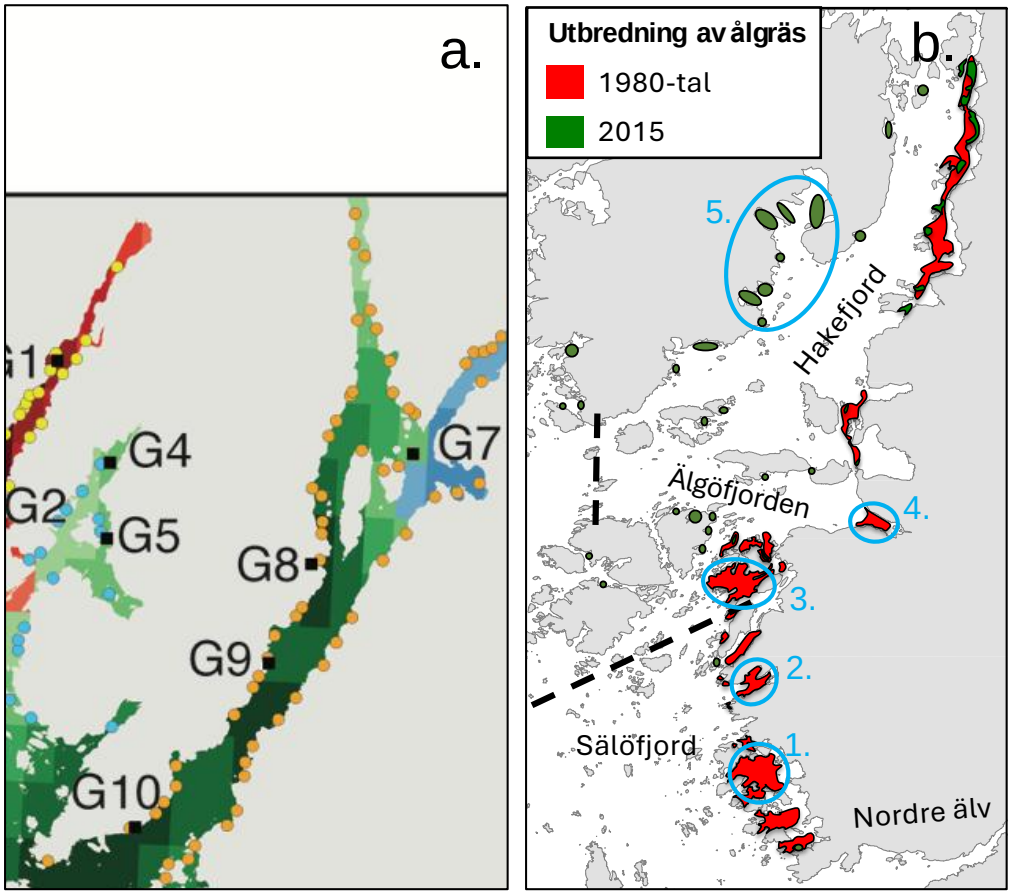

**Figur 4.1** Konnektivitet av ålgräs runt Gullmarsfjordsområdet. Figuren visar modellerad oceanografisk konnektivitet av drivande blomskott (färgade punkter) samt konnektivitet baserat på genetiska analyser av ålgräs (färgade vattenytor) inom tre fjordområden i Bohuslän. Punkter och färgade ytor med samma färg har hög konnektivitet; färgbyten indikerar spridningsbarriärer. Punkterna markerar kända ålgräsängar. Svarta rutor med koder markerar var genetiska prover är tagna (från Jahnke m.fl. 2020).

Ett annat exempel på olika nätverk av ålgräsängar hittas i fjordområdena innanför Tjörn och vid Nordre älvs estuarium (Figur 4.2). Här har över 1000 hektar av ålgräs försvunnit sedan 1980-talet motsvarande över 90% förlust inom vissa områden (Moksnes m.fl. 2018, 2024). Här visar liknande studier att spridningen av ålgräs är relativt hög mellan ängarna i fjordområdet innanför Tjörn (i Hakefjorden och Älgöfjord), men inte söderut innanför Marstrand där en stark spridningsbarriär hittas, vilket skapar ett separat nätverk i Sälöfjordsområdet (Jahnke m.fl. 2020; Figur 4.2a). Ålgräsängarna i Sälöfjordsområdet var historiskt bland de största i Västra Götalands län, men idag har över 98% försvunnit så att endast mycket små ängar finns kvar i området (Moksnes m.fl. 2024). Eftersom spridningsstudier visar att ängarna i Sälöfjordsområdet har mycket låg konnektivitet med omgivande områden (Jahnke m.fl. 2018, 2020) skapar detta en svår

förvaltningssituation då man inte kan förvänta sig en naturlig återhämtning med spridning från omgivande ängar. Restaurering kan därför vara nödvändigt för att återfå förlorade bestånd i detta område. Lyckligtvis visar studier att den genetiska mångfalden fortfarande är relativt hög i överlevande ängar (Jahnke m.fl. 2020), varför ängarna skulle kunna återhämta sig utan förluster av genetisk mångfald. Med hjälp av oceanografiska cirkulationsmodeller av spridningen av flytande fröskott mellan de historiska ängarna kan områden i Sälöfjordsnätverket med högst konnektivitet till de förlorade ängarna i Ryskärsfjorden och Myggstaviken identifieras (Jahnke m.fl. 2020; Figur 4.2b). Dessa lokaler bör i första hand väljas för restaurering då de kan underlätta spridning av fröskott och naturlig återetablering av ålgräs i andra områden inom nätverket.

Inom ålgräsnätverket i Hakefjord-Älgöfjord har förlusterna främst skett på fastlandssidan, medan relativt friska ängar fortfarande hittas på västsidan av fjorden. Här har spridningsmodellerna identifierat både de viktigaste vikområdena med förlorade ålgräsängar att restaurera (syd om Nordön och Lökebergskile) samt de viktigaste existerande ängarna för att optimera naturlig spridning av ålgräs via flytande blomskott från den restaurerade ängen till andra områden i behov av restaurering, vilka främst hittas på Tjörnsidan av Hakefjorden (Jahnke m.fl. 2020; Figur 4.2b). Det kan noteras att de naturliga ängarna på västsidan av Hakefjorden idag saknar områdesskydd, vilket är olyckligt då de utgör de viktigaste frökällorna i nätverket för en naturlig återhämtning.

Nya genetiska studier av ålgräs där man jämfört den genetiska mångfalden mellan olika typer av ålgräsängar i Västra Götalands län visar resultat med viktiga aspekter för restaurering (Faust m.fl. 2025). Studierna visade att mindre ängar generellt hade lägre genetisk mångfald och var mer inavlade än större ängar och därför är mindre lämpade som donatorängar. Om underlag saknas på den genetiska mångfalden i ett restaureringsområde kan det därför vara bättre att skörda ålgräs i större ängar. Resultaten tyder också på att det är speciellt viktigt att skydda och restaurera större ängar för att bevara den genetiska mångfalden. Studien fann dock ingen skillnad i genetisk mångfald mellan ängar som hittas intill småbåtshamnar med bryggor och muddrade områden och närliggande mer opåverkade ängar. Resultaten tyder därför på att ängar utsatta för fysisk påverkan kan fungera bra som donatorängar i fråga om genetisk mångfald (Faust m.fl. *under granskning*).




**Figur 4.2** Konnektivitet av ålgräs runt Hakefjords-Sälöfjordområdet. (a) Figuren visar modellerad oceanografisk konnektivitet av drivande blomskott mellan historiska ålgräsängar (färgade punkter) samt konnektivitet baserat på genetiska analyser av existerande ålgräs (färgade vattenytor) inom tre fjordområden i Bohuslän. Punkter och färgade ytor med samma färg har hög konnektivitet; färgbyten indikerar spridningsbarriärer. Punkterna markerar kända ålgräsängar. Svarta rutor med koder markerar var genetiska prover är tagna (från Jahnke m.fl. 2020). (b) Figuren visar existerande (gröna) och förlorade ålgräsängar (röda områden) i samma fjordområden där streckade linjer markerar spridningbarriärer baserat på ovan nämnda resultat. Blåfärgade cirklar markerar de förlorade ålgräsängar med högst konnektivitet inom Sälöfjordsnätverket (1= Ryskärsfjorde, 2 = Myggstaviken) och Hakefjords-Älgöfjordsnätverket (3= Nordön, 4 = Lökebergskile) som i första hand bör väljas för restaurering. Cirkel 5 markerar de existerande ängar med högst konnektivitet i Hakefjords-Älgöfjordsnätverket som är viktigast at skydda för bevarande av nätverket samt för att underlätta naturlig återhämtning av förlorade ängar i nätverket.

### *Östersjön*

I Östersjön medför bristen på frön och den låga konnektiviteten och låg genetisk mångfald flera utmaningar för restaurering. Bristen på fröproduktion innebär att restaurerade ängar inte har frön i sediment som reserv om skotten skulle dö av dåliga miljöförhållanden, vilket ökar risken för att restaureringen misslyckas. De saknar också frönas möjlighet till snabb utbredning utanför planteringen som beskrivits i vissa projekt (Orth m.fl. 2012). Vidare medför bristen på drivande fröskott att konnektiviteten är kraftigt begränsad, vilket medför att naturlig återkolonisering av förlorade ängar är mindre sannolik, samt att restaurerade ängar har mycket mindre möjligheter att sprida sig till andra områden i behov av restaurering (även om drivande vegetativa skott skulle kunna bidra; *se tidigare diskussion ovan*). Slutligen medför den låga genetiska mångfalden där kloner kan dominera hela ängar att Östersjöns ängar har sämre möjligheter att klara av störningar och att anpassa sig till framtida miljösituationer, som ökad vattentemperatur och minskad salthalt

(Ries m.fl. 2023). Det är därför extra viktigt att välja bra donatorängar i Östersjön som kommer från liknande miljöförhållanden som den vid restaureringslokalen och med så hög genetisk mångfald som möjligt. Det kan därför vara viktigt att utföra testplanteringar från flera potentiella donatorängar.

Sammantaget medför detta att ängarna i Östersjön kan vara mer sårbara, och att storskalig restaurering kan vara mer utmanande där lägre tillväxt och spridning av planterade ängar är att förvänta. Dessa utmaningar behöver beaktas vid restaurering i Östersjön, till exempel genom att plantera skott med högre täthet, och att sprida ansträngningen i tid och rum för att minska risken att till exempel oväntade miljöförhållanden slår ut hela planteringen. De restaureringsförsök som hittills genomförts i Östersjön visar dock att den vegetativa tillväxten av skott kan vara hög på flera platser (se avsnitt 2.1). Möjligen kan den höga tillväxten bero på att de genetiskt lika skotten i området är mycket väl anpassade för rådande miljöförhållanden. Vidare kan möjligen avsaknaden av reproduktiva skott medföra att mer energi finns tillgänglig till vegetativ tillväxt i Östersjön, som delvis kompenserar för bristen på frön. Den höga vegetativa tillväxten förändrar dock inte det faktum att dessa ängar saknar en fröreserv som kan möjliggöra en återhämtning efter tillfälligt dåliga miljöförhållanden som exempelvis en värmebölja.

I tillägg till ovan nämnda utmaningar försvåras ålgräsrestaurering i Östersjön av förväntade klimatförändringar där både ökande vattentemperaturer och minskande salthalter hotar att slå ut befintliga ålgräsbestånd i de norra delarna av Egentliga Östersjön (Ries m.fl. 2023). Restaurering i dessa områden behöver därför ha framtida miljöförhållanden i åtanke vid val av donatorplantor, och kan behöva välja genetiska individer (genotyper) som är anpassade för andra förhållanden än de som råder på lokalen idag. Inom forskningsprogrammet Zorro pågår i dag forskning för att identifiera genotyper av ålgräs som är motståndskraftiga mot framtida klimatscenarior och om transplantering av dessa plantor kan rädda hotade ängar i Östersjön.

## 4.2 Insamling och analys av ljusförhållanden

**Summering av råd**

- Ljusmätare placeras vid två olika djup; 20 och 120 centimeter från botten
- Lux-mätare kalibreras mot en PAR-mätare
- Lux-mätarna i fält rengörs varannan vecka
- Dåliga eller felaktiga data exkluderas innan analys
- Kd, Dmax och Mol PAR per dag som når botten beräknas
- Resultaten jämförs med handbokens råd kring ljuskrav

En av de viktigaste komponenterna för att lyckas med en ålgräsrestaurering är att säkerställa att restaureringslokalen har miljöförhållanden som tillåter ålgräset att överleva på platsen. Denna typ av undersökningar bör påbörjas åtminstone ett år innan en storskalig restaurering kan rekommenderas och inkludera bland annat testplantering av ålgräs samt övervakning av

ljusförhållanden (Moksnes m.fl. 2016). I handboken från 2016 diskuteras flera fysiska och biologiska faktorer som kan påverka miljöns lämplighet och hur dessa kan övervakas. Ofta är ljusförhållanden det som begränsar ålgräset och avgör om en lokal är lämplig samt vid vilket maxdjup planteringen kan ske. Därför bör ljusförhållandena undersökas under urvalsprocessen, genom att logga ljuset under sommarmånaderna.

Ålgräsets ljuskrav varierar i litteraturen, men i medeltal sägs plantorna behöva 20% av ljuset vid ytan för att överleva (Dennison m.fl. 1993, Duarte m.fl. 2007). Forskning kring ålgräsrestaurering i Sverige har påvisat liknande ljuskrav (25%; Moksnes m.fl. 2018) och studier under laboratorieförhållanden visar att den vegetativa tillväxten minskar när ljusnivåerna når under 5 mol PAR (fotosyntetiskt aktivt strålning) per $m^2$ per dag, men att plantorna kan överleva vid ljusförhållanden ned till 3 mol PAR per dag (Eriander 2017). Vid val av lokaler för restaurering utgör därför mätning av ljusförhållanden en viktig del av utvärderingen av miljöförhållandena, samt för att förstå varför en testplantering inte lyckades. Beräkning av ljusutsläckningskoefficienten (Kd) samt den totala mängden ljus som når botten per dag (mol PAR per $m^2$ per dag) i vattnet rekommenderas därför (Moksnes m.fl. 2016).

Det har dock saknats en enhetlig beskrivning av hur ljusdata som samlas in ska analyseras och tolkas, vilket är viktig för att säkerställa att resultat är jämförbara mellan olika restaureringsprojekt och studier av ålgräsets ljuskrav. Nedan följer därför en kort beskrivning av alla steg i en standardiserad metod för ljusanalys och i Bilaga A ges en mer utförlig beskrivning samt exempel på analys av riktig data. Det är dock viktigt att påpeka att även andra faktorer än ljus kan begränsa överlevnaden för ålgräs på en viss lokal (se avsnitt 4.4 och 4.5 nedan samt avsnitt 2 i Moksnes m.fl. 2016), varför det är viktigt att storskaliga planteringar alltid föregås av mindre testplanteringar.

### 4.2.1 Insamling av ljusdata

De ljusmätare som använts under utvecklingen av metoden är Lux-mätare av märket Onset HOBO, men de metoder som beskrivs för sortering av data och beräkning av ljusvariabler är även applicerbara för andra typer av ljusmätare som kan lagra data. Onset HOBO finns tillgängliga i två modeller; den äldre UA-002-64 som endast kan programmeras att ta momentanvärden av Lux samt den nyare modellen MX2022 som kan logga ljusvärden var 30e sekund, varefter ett medelvärde beräknas för varje 15 minutersintervall. Den senare modellen rekommenderas, då dessa mätare ger stabilare data med färre avvikande värden.

Ljuset kan mätas kontinuerligt under ålgräsets tillväxtsäsong (maj-september) om mätarna rengörs med 1–2 veckors intervall beroende på grad av påväxt. Alternativt kan ljuset mätas under en period av 2 veckor i början tillväxtsäsongen, till exempel i juni/juli och igen under september. På lokaler där exempelvis avrinning från land eller uppgrumling av sediment från botten riskerar att påverka ljusnivåerna negativt kan längre eller tätare mätperioder rekommenderas för att identifiera eventuella perioder med dåligt ljus som skulle kunna påverka ålgräset negativt.

Ljusmätare måste placeras vid två olika djup på samma plats vid den potentiella restaureringslokalen för att kunna beräkna utsläckningskoefficienten (kd) i vattnet. Utsläckningskoeffiecienten kan vidare användas för att beräkna den teoretiskt maximala djuputbredningen för ålgräs på lokalen (Dmax). Den djupa mätaren bör placeras cirka 20

centimeter från botten, vid det djup där restaureringen planeras. På så sätt kan även den totala mängden ljus (mol PAR per $m^2$ per dag) som når planterat ålgräs per dag beräknas. Den grundare mätaren placeras cirka en meter från den djupa och 120 centimeter från botten så att djupskillnaden mellan mätarna blir 1 m. Det är viktigt att djupskillnaden mellan mätarna mäts exakt då små skillnader har en stor påverkan när utsläckningskoefficienten beräknas.

Mätarna programmeras att registrera ljuset var 15e minut för att få en hög upplösning på datan över dagen men minimera risken att mätarens minne blir fullt (detta gäller för loggers av märket Onset HOBO). För att maximera mängden användbara data bör mätarna rengöras minst varannan vecka. Erfarenheter från flera års ljusmätningar visar att påväxt generellt inte är ett problem de första två veckorna.

### 4.2.2 Omvandling av ljus från lux till PAR

Ljusmätarna Onset HOBO registrerar ljuset i enheten lux och för att omvandla detta värde till fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR) kalibreras de mot en PAR-mätare genom att göra linjära regressioner mellan PAR och lux för varje ljusmätare separat (se Bilaga A för detaljer). Denna kalibrering är också viktig för att kompensera för skillnader mellan olika lux-mätare och kalibrera dem till varandra. MX2022-mätarna påvisar generellt mindre variation mellan mätare än de äldre UA-002-64-mätarna, men om möjligt bör alltid alla typer av ljusmätare kalibreras.

Om kalibrering av ljusmätarna av någon anledning inte är möjlig kan man använda sig av medelvärdet för förhållandet som tagits fram för gamla respektive nya ljusmätare

Medelformel för UA-002-64 (gamla mätare): $PAR = lux * 0{,}0090 \quad R^2 = 0{,}998$ *Formel 1.*

Medelformel för MX2022 (nya mätare): $PAR = lux * 0{,}0164 \quad R^2 = 0{,}999$ *Formel 2.*

### 4.2.3 Exkludering av inkorrekt data

Efter kalibrering och omvandling av ljusdatan till PAR undersöks den för att exkludera inkorrekt data som kommer av till exempel påväxt på mätarna eller att djur eller drivande alger skuggar mätarna. Genom att studera ljus vid den djupa och grunda mätaren samt förhållandet mellan dessa kan man bedöma om datan indikerar påväxt eller endast är ett resultat av förändrad ljusinstrålning eller grumlighet i vattnet. För att bedöma detta plottas medelljuset per dag vid ytan och botten tillsammans med kvoten mellan medelljusvärdena (djup/grunt; se Bilaga A för detaljer). Generellt förväntas turbiditet ge mer synkroniserade, övergående effekter på kvoten jämfört med påväxt.

Innan analysen påbörjas exkluderas även eventuella felaktigt registrerade, orimligt höga PAR-värden. Detta är viktigt eftersom summan av alla värden över en dag används vid beräkning av Kd (se nedan), vilket gör att felaktigt höga värden kan ge stor påverkan. Dessa identifieras genom att plotta alla registrerade värden mot tiden, alternativt genom att sortera data efter ljusvärdet (se bilaga A för detaljer).

### 4.2.4 Beräkning av Kd, Dmax och daglig mängd ljus vid botten

För att beräkna ljusutsläckningskoefficienten (Kd) summeras först alla beräknade PAR värden per dygn från ljusmätarna vid ytan och botten (se exempel i Bilaga A). Detta görs för att stabilisera datan och undvika att enskilda höga eller låga kvoter mellan mätarna får för stort genomslag. Därefter beräknas Kd per dygn med dessa summerade värden enligt formeln:

$$Kd = -ln(PAR_{djup\ mätare\ DagX} / PAR_{grund\ mätare\ DagX}) / Djupskillnad\ mellan\ mätare \qquad \textit{Formel 3.}$$

Baserat på Kd-värdena kan den teoretiskt maximal djuputbredningen på lokalen (Dmax; med förutsättningen att ålgräs kräver 20% av ljuset vid ytan) beräknas för respektive dag eller för vald period enligt formeln:

$$Dmax = ln(0,2)/-kd \qquad \textit{Formel 4.}$$

Vid beräkning av den dagliga mängden ljus (mol PAR per kvadratmeter) som når djupet där ålgräs växer, eller där man vill restaurera, analyseras mätvärdena som registrerats av mätaren som står närmast botten. Beräkningar av totalmängden ljus som når botten ger ett ekologiskt relevant mått på faktiska ljusförhållanden, och då beräkningen av detta värde ej påverkas av ljuset som uppmätts av ytmätaren ger det även ett oberoende mått på ljus (se Bilaga A för detaljer).

## 4.3 Plantering i schackrutemönster för att öka kostnadseffektiviteten

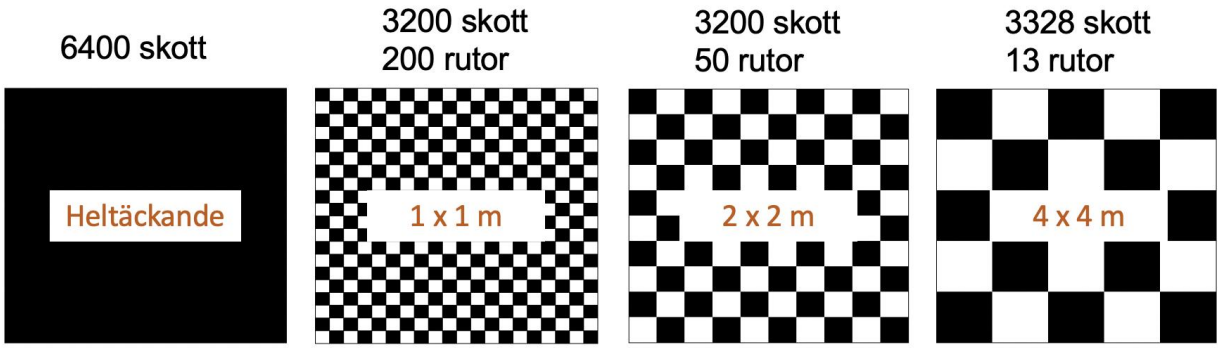
**Summering av råd**

- Plantera skotten i 1x1 meter rutor med 16 skott per $m^2$ i schackrutemönster över hela planteringsområdet
- Använd en planteringsram för att underlätta arbetet och navigeringen under vattnet.
- Oplanterat område växer igen på 3–5 år vid normala förhållanden.
- Plantering i rutor tar inte längre tid än att plantera skotten kontinuerligt, varför metoden reducerar kostnaden i ett projekt med cirka 50%.

Vid restaurering av ålgräs i Sverige rekommenderas fortsatt singelskott-metoden som innebär att enstaka vegetativa skott plockas för hand i en donatoräng och planteras ett och ett med en skottäthet på 4–16 skott per $m^2$ (Moksnes m.fl. 2016). Denna metod kräver dykning och är tidskrävande och dyr varför studier för att utveckla, förbättra och effektivisera planteringen av ålgräs enligt singelskottmetoden är viktiga.

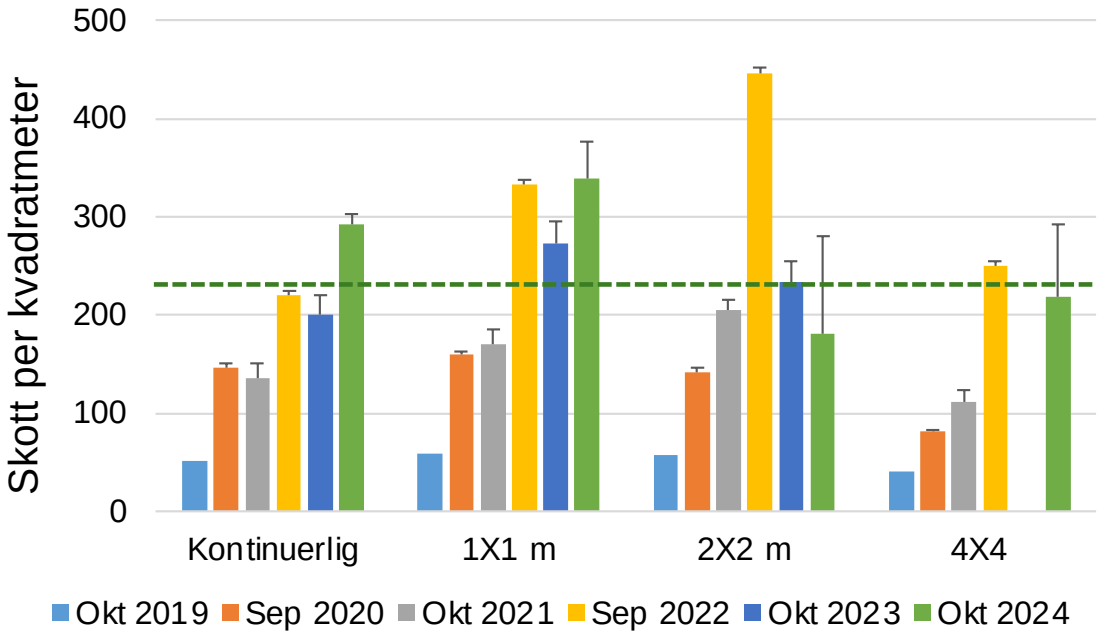
För att utveckla nya metoder som kan minska skottåtgången och kostnaden för en restaurering genomfördes en storskalig restaureringsstudie i Kalvhagefjorden på södra Gåsö i Bohuslän

2019–2024 där skotten planterades i olika schackrutemönster över planteringsytan. Genom att ålgräs endast planteras på varannan ruta, minskar behovet av skott med hälften, där tanken är att de öppna ytorna mellan rutorna ska växa igen med tiden. Studien startade i juni 2019 då fyra olika planteringsmönster jämfördes i 20x20 meter stora planteringsytor som totalt täckte 1600 $m^2$. I tre av behandlingarna planterade ålgräset i ett schackrutemönster med lika stora planterade och oplanterade områden, men med olika stora rutor i de tre planteringsytorna (1x1, 2x2 och 4x4 meter) och på den fjärde behandling planterades ålgräs över hela ytan (inga rutor) som en kontroll. Samma skottäthet användes inom planterade rutor (16 skott per $m^2$; Figur 4.3). Målet med studien var att undersöka om och hur storleken på rutorna påverkar planteringstiden, tillväxten och överlevnaden av ålgrässkott, tiden det tar för de öppna ytorna att växa igen samt djursamhället som hittas i planteringen. Syftet med studien var att finna den effektivaste planteringsmetoden som ger högst överlevnad och tillväxt med minst arbetsinsats.

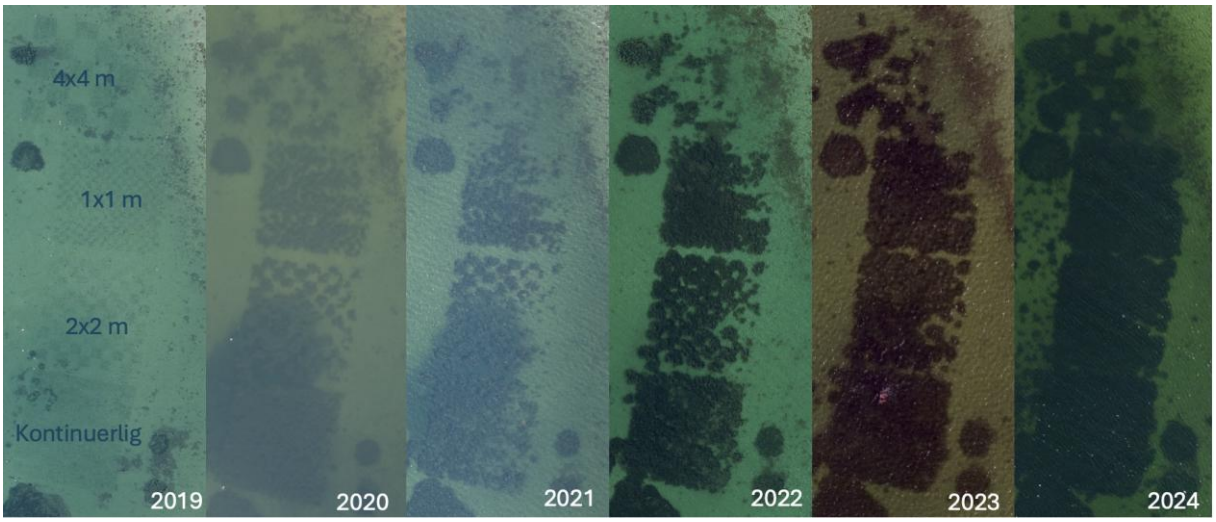



**Figur 4.3.** Experimentell design med 4 planteringsmönster som undersöktes i 20x20 $m^2$ stora planteringsytor vid Gåsö 2019–2024. Alla rutor har en skottäthet av 16 skott per $m^2$. Ovan anges skottåtgången samt hur många rutor som planteras totalt för respektive metod.

Planteringarna visade inledningsvis dålig tillväxt på grund av störningar från krabbor, men efter 3 år skedde en kraftig tillväxt där rutorna växte igen, och snabbare i behandlingar med små rutor. Under de tre första tillväxtsäsongerna (2019–2021) tillväxte ålgräset långsammare än förväntat på grund av omfattande skador från krabbor på skotten som kraftigt decimerade skottätheten på hösten, trots god tillväxt under sommarmånaderna. Under denna period stannade skottätheten runt 150 skott $m^2$ och ingen tydlig expansion utanför rutorna kunde ses (Figur 4.4, 4.5). Först under sommaren 2022 visade planterade rutor en skottäthet liknade den i närliggande naturliga ängar (cirka 230 skott per $m^2$), då skador från krabborna inte längre tycktes påverka tillväxten och de tomma rutorna snabbt började växa igen. Hålrummen mellan rutorna växte igen snabbast i 1x1 meter behandlingen som redan sommaren 2022 till stora delar var sammanväxt. Sommaren 2023 var både 1x1 och 2x2 meter behandlingarna till största del sammanväxta, och liknade behandlingen där ålgräset planterat kontinuerligt i fråga om skottäthet och utbredning (Figur 4.4, 4.5). Däremot hade 4x4 meter behandlingen ännu inte växt igen sommaren 2024. Skottätheten i rutplanterade behandlingar visade större variation 2022–2024, vilket sannolikt var en effekt av att det inte längre gick att se och provta de ursprungliga rutorna och där prover tagna mellan dessa gav lägre täthet (Eriander opublicerad data).




**Figur 4.4.** Medelskottäthet (+SE) av planterat ålgräs 2019–2024 provtaget på hösten inom 4 olika planteringsytor där ålgräs antingen planterats över hela ytan (Kontinuerlig) eller i shackrutemönster med 3 olika storlekar (1x1, 2x2 eller 4x4 meter). Den streckade linjen visar medelskottäthet i en närliggande naturlig äng 2022–2023.




**Figur 4.5.** Drönarfotografering mellan 2019–2024 av de fyra 20 x 20 meter planteringsytorna där ålgräs antingen planterats över hela ytan (Kontinuerlig) eller i schackrutemönster med 3 olika storlekar (1x1, 2x2 eller 4x4 meter) Placeringen av respektive metod ses i bilden från 2019.

Resultaten visade att störningar från krabbor kan utgöra ett allvarligt problem för restaurering av ålgräs i Västerhavet (se avsnitt 4.4), men indikerar att problemet kan minska när tätheten av ålgrässkott överskrider ett tröskelvärde då tillväxten är högre än skadefrekvensen. Skadorna från krabbor hade inte upphört efter 2022, och vid provtagningen hösten 2024 hade cirka 30% av

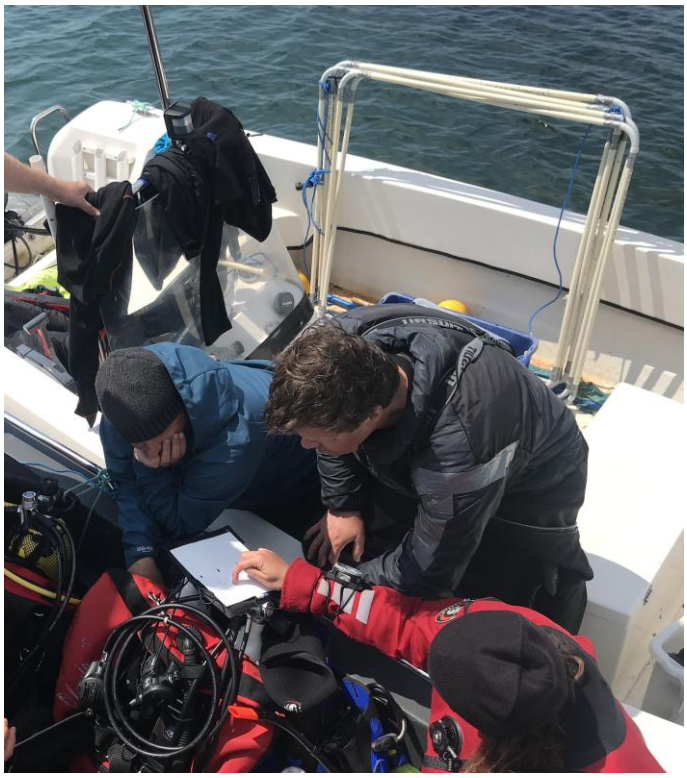
skotten tydliga krabbskador, där bladen var kapade strax ovanför tillväxtzonen. Tydligen klarar planteringen av denna höga frekvens av skador.

Små mobila, ryggradslösa djur koloniserade de planterade rutorna mycket snabbt och redan 3 månader efter planteringen nåddes tätheter som motsvarade 50–80% av tätheterna i närliggande naturliga ålgräsängar. Efter två tillväxtsäsonger var tätheter och den biologiska mångfalden lika hög som i naturliga ängar och ingen skillnad kunde ses mellan rutor med olika storlekar (Gagnon m.fl. 2023). Den biologiska mångfalden av små mobila djur återhämtar sig alltså mycket snabbt efter en restaurering, och plantering i schackrutemönster hade inga mätbara negativa effekter på djursamhället i jämförelse med en kontinuerlig plantering. På samma sätt visar studier att antalet arter och individer av fiskar som lever bland bladen i de planterade ängarna på Gåsö är jämförbara med fisksamhället i de naturliga ängarna på lokalen efter fyra år (Castro-Fernández m.fl. 2025).

Sammanfattningsvis fungerade metoden att plantera i schackrutemönster mycket bra, framför allt med 1x1 meter rutor där planteringen gick fortare än de större rutorna och uppnådde samma planteringshastighet som när skotten planterades kontinuerligt, sannolikt på grund av att ramarna som användes underlättade navigeringen under vattnet. Då **1x1 meter behandlingen** var snabbast att plantera, hade högst skottäthet av alla behandlingar efter 5 år samt växte igen snabbast kan den metoden **rekommenderas för fortsatta restaureringsarbeten.** Genom att plantera med ett schackrutemönster kan man minska behovet av skott och tidsåtgången med hälften jämfört med om skott planteras jämnt över hela ytan.  Plantering med schackrutemönster kan därför nästan halvera kostnaden i jämförelse om hela ytan planteras. I studien vid Gåsö tog det 4–5 år innan den 1x1 meter rutmönstret hade växt igen. I områden med mindre störningar från krabbor kan det sannolikt ske på 3 år.

Vid plantering enligt den rekommenderade metoden använder sig dykaren av en kvadratisk ram på 1x1 meter (Figur 4.6). Planteringsytan är uppmärkt på förhand med rep eller måttband och dykaren börjar med att lägga kvadraten i ett av hörnen i planteringsytan. När 16 skott har planterats enligt singelskottmetoden (Moksnes m.fl. 2016), vänds kvadraten två gånger åt sidan varpå plantering sker på nytt i ramen. Därmed lämnas en oplanterad kvadrat mellan varje planterad kvadratmeter. När dykaren når repet på motsatt sida vänds kvadraten ned till nästa rad och planteringen fortsätter som tidigare men i motsatt riktning. Då används också den tidigare planterade raden som mall för fortsatt plantering.

Planteringar med singelskottmetoden i schackrutemönster med 1x1 meter rutor har sedan studien 2019 använts vid storskaliga planteringar i Kosterhavet 2020 och vid Lilla Askerön 2021. Metoden har fungerat bra och har utan problem genomförts av de konsulter som utfört planteringen och totalt har cirka 1,8 hektar ålgräs planterats framgångsrikt med denna teknik.



**Figur 4.6** Dykare planerar dagens planteringsarbete vid Gåsö (i Bohuslän) 2019. I bakgrunden ses de 1x1 meter stora ramar som dykarna använder sig av vid plantering i schackrutemönster. Foto: Louise Eriander.

## 4.4 Påverkan från djur

Det finns många olika typer av störning, både biologisk och fysisk, som kan påverka ålgräsplanteringar negativt. Flera av dessa beskrivs utförligt i Moksnes m.fl. 2016. På senare år har kunskapen om effekterna av flera av dessa biologiska faktorer kunnat stärkas och tycks kunna ha en avgörande betydelse för om en restaurering ska lyckas. I följande avsnitt beskrivs skador som kunnat kopplas till krabbor och svanar mer ingående, samt åtgärder och planteringsmetoder som skulle kunna minska påverkan från dessa djur.

### 4.4.1 Skador från strandkrabba och metoder för att minska påverkan

**Summering av råd:**

- Plantera skotten i små täta buketter (9 skott) för att minska skadefrekvensen.
- Minska mängden krabbor med intensivt reduktionsfiske.

Vid ålgräsplanteringar som utförts på Gåsö (i Bophuslän) 2019 tros problem med skador från strandkrabbor (*Carcinus maenas*) vara anledningen till minskad tillväxthastighet hos planterade skott (se avsnitt 4.3). Vid en storskalig plantering på Sydkoster 2020 anses skador från

strandkrabbor vara huvudorsaken till att restaureringen på cirka 0,8 hektar överraskande misslyckades (se avsnitt 4.5 för detaljer).

Krabborna orsakar distinkta skador på skotten som skiljer sig från betningsskador orsakade av exempelvis svan eller snäckor. Ofta är alla eller merparten av bladen påverkade och avkapade i flikiga snitt (Figur 4.7). Skadan sitter ofta vid toppen av bladslidan eller på mitten av slidan, men kan även ses nära skottets tillväxtzon vid basen av bladslidan. Enligt observationer som gjorts i fält kan krabborna även rycka upp nyplanterade skott helt ur botten.

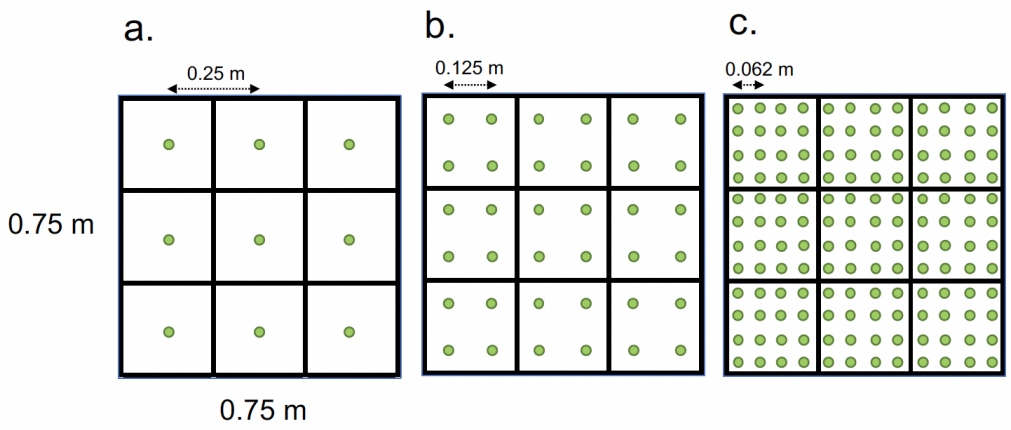
Nya studier visar att omfattande krabbskador hittas även i naturliga ängar, varför mängden strandkrabba kan behöva beaktas vid förvaltning av ålgräs generellt. I naturliga ängar som provtagits runt Sydkoster och Gåsö under hösten 2024 var mellan 18–38% av skotten skadade av krabbor, vilket indikerar att krabbor även skulle kunna vara en bidragande orsak till nya observerade förluster av ålgräset utbredning i dessa områden (Infantes m.fl. opublicerad data).

**Figur 4.7.** Bild på en strandkrabba bland ålgrässkott och exempel på hur en skada från strandkrabba kan se ut.

Mängden strandkrabbor har ökat längs Västkusten sen 1980-talet, vilket anses vara en följd av överfiske och minskad mängd stora predatorer som torsk i kustekosystemen (Eriksson m.fl. 2011). Mängden krabbor har sannolikt ökat också på grund av ökad förekomst av fintrådiga algmattor i grunda vikar, vilket gynnar rekryteringen av strandkrabba (Pihl m.fl. 1995, Moksnes 2024). Trots studier av krabbornas skadebeteende på ålgräs både i fält och under laboratorieförhållanden (Warwas 2018) är det oklart varför krabborna förstör ålgrässkotten. Sannolikt är det relaterat till födosök, men möjligen också på grund av krabbans aggressiva beteende, vilket skulle kunna förklara att skadorna tycks öka under hösten, då mängden föda i ängen sannolikt är lägre och konkurrensen bland krabbor är större på grund av de höga tätheterna (Intantes opublicerad data).

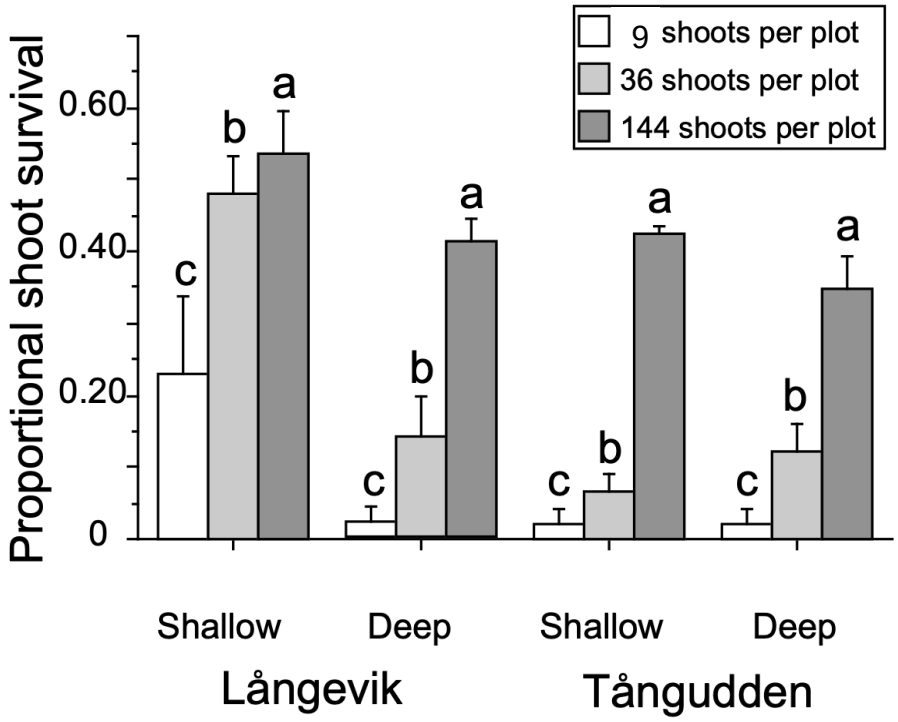
### *Metoder för att minska skador från strandkrabbor*

I Kosterhavet, där planteringar tidigare år visat på stora skottförluster till följd av krabbskador genomfördes 2023 och 2024 studier för att utvärdera metoder för att minska skador från strandkrabba. Observationer vid tidigare planteringar vid Gåsö indikerade att frekvensen av krabbskador var lägre i områden med hög skotttäthet, i jämförelse med nyplanterade skott som på Västkusten normalt planteras med 16 skott per $m^2$ (Moksnes opublicerad data), möjligen för att krabbans beteende ändras vid olika skottäthet där enstaka skott angrips i större utsträckning. Enligt denna hypotes skulle därför andelen skott som angrips minska om planteringen sker med högre skottäthet. Detta testades i ett försök 2023 på Sydkoster där likstora rutor (0,75x0,75 meter) planterades med tre olika tätheter med ålgräs (16, 64 och 256 skott per $m^2$; Figur 4.8). Experimentet upprepades på två olika lokaler vid Sydkoster (Långevik och Tångudden). För att undersöka om populationen krabbor och skadorna kunde minska genom reduktionsfiske, fiskades krabbor vid lokalen Långevik från juli till oktober med 8 betade burar som tömdes med 2–5 dagars intervall. Vid tångudden skedde inget reduktionsfiske.




**Figur 4.8.** En schematisk illustration av de tre skottätheter som inkluderades i studien av hur skottdensitet påverkar skador från strandkrabba. A) 9 skott per planteringsruta, med 25 centimeter mellanrum (motsvarande 16 skott per m2) B) 36 skott per planteringsruta med 12,5 centimeter mellanrum (motsvarande 64 skott per $m^2$) C) 144 skott per planteringsruta med 6,25 centimeter mellanrum (motsvarande 256 skott per $m^2$).

Resultaten visade omfattande krabbskador hos skott i alla behandlingar, men att andelen skadade skott minskade, och andelen överlevande skott ökade signifikant från 7% till 43% när skottätheten ökade från 16 till 256 skott per $m^2$ (Figur 4.9). Effekten av reduktionsfisket var mer begränsad då antalet fångade krabbor per dag ökade i antal vid båda lokalerna från augusti till oktober, trots att över 2 600 krabbor totalt avlägsnades från Långevik med fisket. Den totala överlevnaden av planterade skott var dock något högre i Långevik än Tångudden (30 % respektive 17 %), vilket skulle kunna vara en indikation på att burfisket hade en viss effekt på mängden krabbor krabbor i Långevik (Infantes opublicerad data). Vid ett återbesök av planteringarna i juni 2024 hittades överlevande skott endast på ytor som planterats med den högsta tätheten, vilket ytterligare ger stöd åt hypotesen att plantering med höga tätheter minskar skador från strandkrabba.

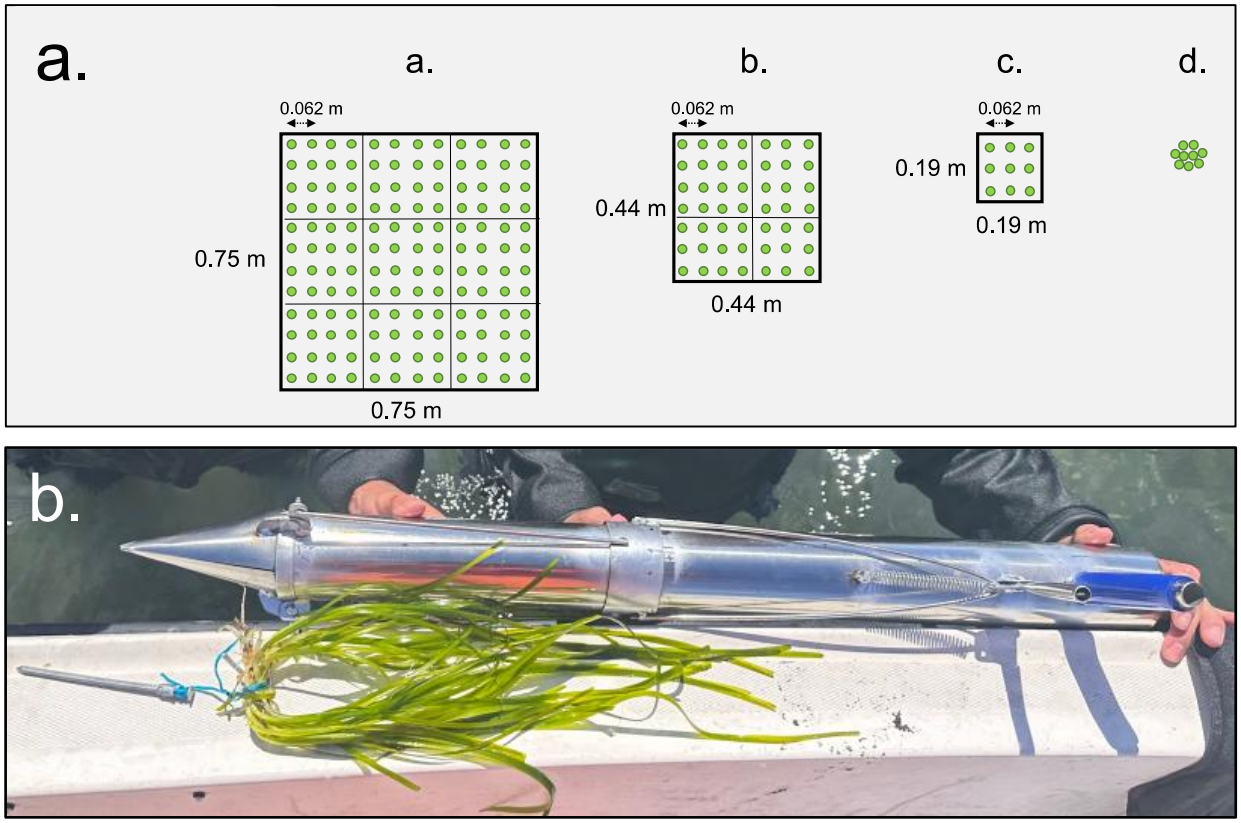



**Figur 4.9**. Resultat från planteringar i Kosterhavet 2023 som visar proportionell skottöverlevnad för de tre skottätheterna (9, 36 och 144 skott per plot) vid den grunda och djupa planteringen i Långevik och Tångudden. Olika bokstäver ovanför staplarna indikerar signifikanta skillnader.

Eftersom det skulle vara mycket kostsamt att genomföra storskaliga planteringar med 256 skott per $m^2$ genomfördes nya studier på Sydkoster 2024 för att undersöka om mindre planteringsytor med hög skottäthet kan uppnå samma effekt. I försöket användes samma planteringstäthet (256 skott per $m^2$), men planteringsytan varierades från 0,56 till 0,04 $m^2$ och antalet skott från 144 till 9 skott per behandling, samt en kontrollbehandling som planterades med 16 skott per $m^2$ (Figur 4.10a). I tillägg testades att plantera 9 skott som knutits samman med nedbrytbar tråd till en spik, med hjälp av ett kommersiellt planteringsrör (för plantering av blomlökar) där den förankrade "buketten" trycktes ned i sedimentet med hjälp av röret (Figur 4.10b). Behandlingen med röret inkluderades för att utveckla metoder där plantering kan ske genom att vada i vattnet eller från båt efter modifikationer. Experimentet upprepades på två olika djup på två lokaler vid Sydkoster som det tidigare försöket.

Resultaten i slutet av tillväxtsäsongen visade mer omfattande krabbskador som varierade mer mellan lokalerna än försöket 2023. Andelen skadade skott var lägre, och andelen överlevande skott var högre i alla behandlingar med hög skottäthet (i medeltal 34%) i jämförelse med behandlingar med 16 skott per $m^2$ (8%). Överraskande hittades högst överlevnad i behandlingar där 9 skott planterats för hand eller med planteringsröret (i medeltal 37 respektive 40%), vilket är positivt då de skulle möjliggöra mer kostnadseffektiv plantering av små planteringsytor med hög täthet. Om till exempel 3 små ytor med 9 skott planteras per kvadratmeter, och dessa planteras i ett schackrutemönster skulle totalt 135 000 skott behövas för att restaurera en hektar, vilket är 69% mer än om 16 skott per $m^2$ planterats på samma sätt. Att skott planterade med planteringsröret visade högst överlevnad är uppmuntrande då det öppnar för möjligheter att

plantera grunt utan att använda dykare, vilket skulle reducera kostnaden avsevärt. Mer studier för att utveckla denna typ av metod uppmuntras. Det är dock viktigt att poängtera att även om höga planteringstätheter ökade överlevnaden från krabbskador signifikant, var förlusterna betydande också med denna teknik (runt 60% under den första tillväxtsäsongen). Denna metod räcker därför inte för att kunna genomföra storskalig restaurering i områden med krabbproblem. Metoden behöver därför kombineras med andra åtgärder, till exempel ett intensivt reduktionsfiske av strandkrabba, åtminstone under de första åren av restaureringen. En mer långsiktig lösning vore åtgärder som får tillbaka stora rovfiskar till kustekosystemen.




**Figur 4.10.** (a) Schematisk illustration av de fyra plot-storlekarna med samma skottäthet (motsvarande 256 skott per $m^2$) som inkluderades i studien av hur plottstorleken påverkar skador från strandkrabba. Delbild d illustrerar behandlingen där skotten planterades med ett planteringsrör. Behandling med 16 skott per $m^2$ är ej med i figuren. (b) Bild på planteringsröret och 9 ålgrässkott sammanbundna vid en förankringsspik. Vid försöket placerades skotten med spiken i tubens mynning och tryckets ned i sedimentet med hjälp av tuben.

### 4.4.2 Skador från svan och gäss och metoder för att minska påverkan

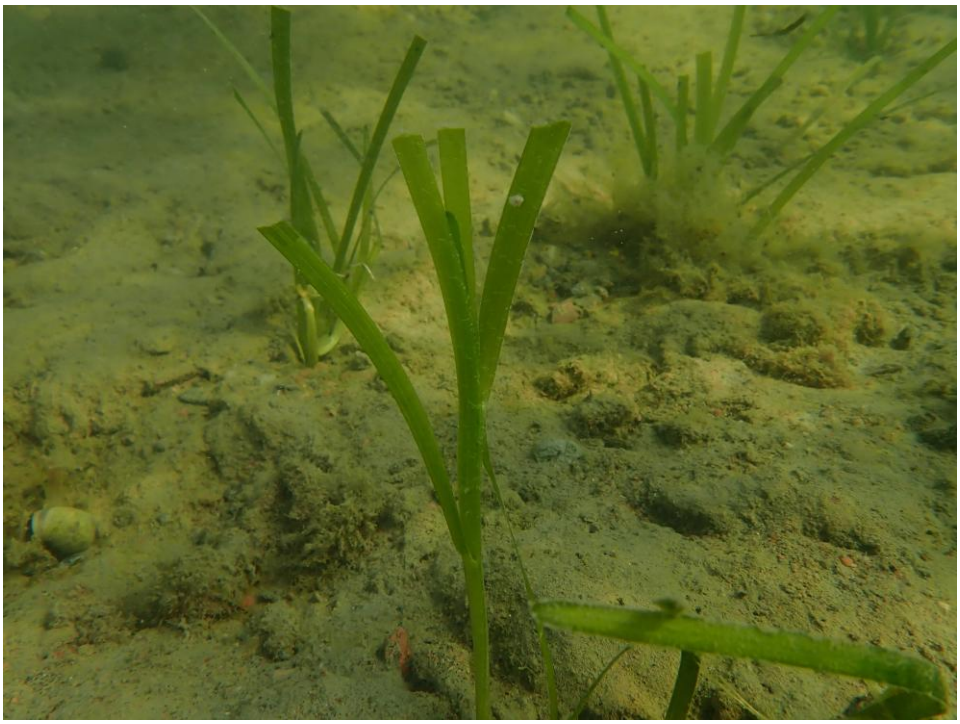
**Summering av råd:**

- Plantera skotten djupare än 1,6 meter.
- Omringa planteringsområdet med flytbojar och flaggbojar för att avskräcka betande andfåglar.

Vid planteringarna som utfördes vid Lilla Askerön under 2021 noterades problem med svanar och gäss som betade av de nyplanterade skotten på de grunda delarna av planteringen (svanar kan nå cirka 1 meter djup från ytan). Detta resulterade i omfattande förluster och skador på en yta av cirka 250 $m^2$. Även vid restaurering på lokaler i Göteborgs hamn har betande svanar utgjort ett problem för planterade skott (Andersson 2023). Svanar kan antingen beta av skotten, då bladen kapas i typiskt rena snitt (Figur 4.11), eller dra upp hela skott från planteringen. Ålgräs utgör huvudföda för svanar längs Västkusten och är därför en naturlig företeelse, som normalt har en mycket begränsad effekt i en etablerad äng med hög skottäthet (Balsby m.fl. 2017). Dock verkar svanarna även dras till grunt planterade ålgräsrestaureringar, där de snabbt kan orsaka stora skador på planterat ålgräs när skottätheten är låg.

***Metoder för att minska skador från betande änder***

När problemet upptäcktes vid Lilla Askerön i mitten av maj, sattes ett rep med små flytbojar upp runt hela planteringsområdet och större bojar med flaggor inom planteringen för att avskräcka fåglarna. Samtidigt flyttades planteringsarbetet till den djupa delen (>1,6 meter) av området där svanarna inte nådde skotten. Även om svanar observerades på platsen också efter att bojar satts upp, minskades deras närvaro över tid, och när planteringsarbetet nådde de grunda delarna av området i mitten av juni var svanarna inte längre ett problem. Vid senare års provtagning i området hittas endast enstaka skador från svan. Om skador från svanar utgör ett potentiellt problem rekommenderas att plantering i första hand sker djupare än 1,6 meter och att ytbojar sätts upp för att störa svanarna om plantering sker på grundare djup.



**Figur 4.11**. Bilden visar planterade ålgrässkott med typiska skador från svan. Foto: Anna Feuring.

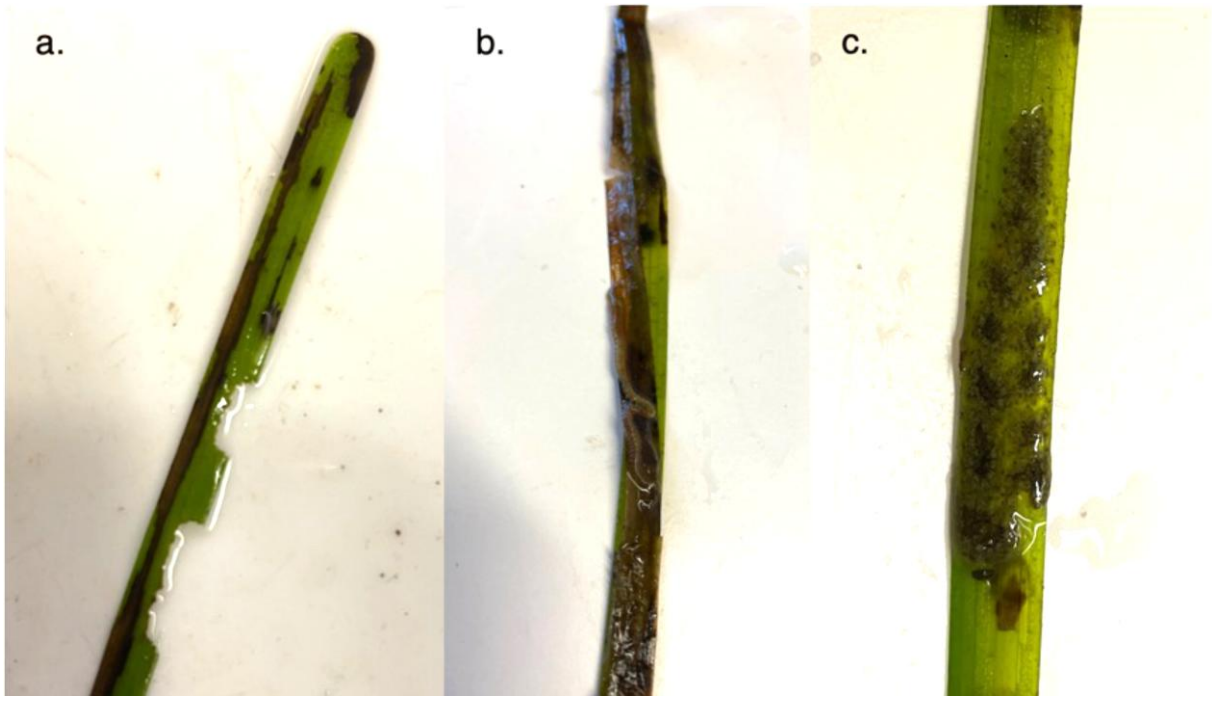
### 4.4.3 Skador från övriga djur

Vid plantering av ålgräs i bland annat Kosterhavet har skador på bladen från andra organismer även noterats. Dessa bestod i huvudsak av olika typer av betningsskador, antingen på kanten av bladen (Figur 4.12a) eller spår på själva bladytan. Vilka organismer som gett upphov till dessa skador kan inte sägas med säkerhet, men spåren på bladytan skulle kunna komma av skrapande från snäckor, medan de distinkta halvmåneformade skadorna på bladkanten skulle kunna komma av betning från mindre kräftdjur, som märlkräftor (vilka har observerats kunna skära bitar av bladen under laboratorieförsök; Eriander opublicerad data). Omfattande skador av denna typ har dock aldrig observerat

Den bobyggande havsborstmasken *Platynereis dumerilii* tillhör den normala faunan på ålgräs, men kan orsaka problem om den blir för talrik. Dessa maskar skär av bladbitar på ålgräset som sedan klistras fast på ett annat av skottets blad, och skapar på så sätt ett bo mellan de två bladen (Figur 4.12b). Vid studier på Sydkoster har stora förekomster av havsborstmasken observerats på planterade skott som var sönderklippta och nedtyngda av maskens bobyggande, vilket kan ha bidragit till de stora förluster som observerades i försöket (se avsnitt 4.5). Studier av ålgräsrestaurering i Nederländerna har visat på ett samband mellan förekomsten av denna havsbortmask och förluster av planterat ålgräs, vilket förklarats av att ålgräset fotosyntiserande förmåga minskas av maskens bobyggande (Cronau m.fl. 2022). Det saknas dock direkta studier av borstmaskens effekter på ålgräset i Sverige, samt åtgärder för att minska påverkan. Möjligen har förekomsten av masken ökad till följd av minskad förekomst av stora rovfiskar i kustekosystemen (Cronau m.fl. 2023).

Även förekomsten olika typer av fastsittande epifauna kan i perioder bli hög i ålgräsängar, vilket skulle kunna utgöra ett problem för plantorna. Regelbundet förekommer stora mängder av den kolonibildande sjöpungen *Botryllus schlosseri* på ålgräsets blad (Figur 4.12c), vilket kan tynga ned bladen och minska ålgräset fotosyntiserande förmåga. På samma sätt kan stora settlingar av juvenila blåmusslor tynga ned ålgräset, vilket bland annat observerats i naturliga ålgräsängar i Byfjorden samt vid en testplantering söder om Stenungsund på Västkusten 2024. Det saknas dock studier på långsiktiga effekter av dessa händelser. Då nya blad hela tiden produceras och gamla faller av kan plantan möjligen återhämta sig om settlingen av dessa organismer endast sker under en begränsad period.

Sedan 2018 har flera möjliga patogena arter av Phytophthora och Halophytophthora upptäckts i ålgräs längs den norska kusten. Ytterligare forskning behövs dock för att fastställa hur dessa arter påverkar ålgräset.




**Figur 4.12.** Bilden visar exempel på skado på ålgräsbladr från a) betning b) havsborstmasken *Platynereis dumerilii* och c) den kolonibildande sjöpungen *Botryllus schlosseri*.

### 4.4.4 Spridning av invasiva arter

Restaurering av ålgräs som innebär en förflyttning av plantor, sediment och båtar kan innebära ett transportmedium för spridning av organismer mellan områden. Detta kan utgöra ett problem vid förekomst av invasiva arter och/eller sjukdomar, och bör därför beaktas vid restaurering av ålgräs. Under planteringsarbetet vid Lilla Askerön 2021 fick konsultens dykare problem med höga tätheter av den invasiva klängmaneten *Gonionemus vertens* i donatorängen, cirka 1 kilometer från restaureringsområdet. Skördearbetet fick därför avbrytas och en ny donatoräng fick väljas ut för fortsatt arbete. Risken för spridning av invasiva arter och sjukdomar bör därför beaktas vid restaurering, framför allt om ålgräset transporteras stora sträckor.

## 4.5 Uppföljning – vad gör man om restaureringen misslyckas?

**Summering av råd**

- Undersök uppmätta ljusförhållanden under perioden (se avsnitt 4.2).
- Undersök om kvarvarande skott har skador från exempelvis strandkrabbor (se avsnitt 4.4).
- Undersök väderförhållanden i samband med och strax efter planteringen.
- Undersök förekomst av drivande algmattor.
- Testplantera skott i öppen och stängd bur samt utan bur för att avgöra om förluster kan bero på krabbor eller drivande alger.

Även om man följer handbokens råd och metoder vid restaurering av ålgräs finns alltid en risk att en storskalig plantering misslyckas eller att förväntad skottillväxt uteblir. Det är därför uppföljning av en restaurering är viktig för att kunna detektera om något går fel och i bästa fall få ökad kunskap om faktorer som kan påverka ålgräsets tillväxt och möjligheterna att lyckas med en plantering. Om medel finns att fortsätta arbetet på en lokal där restaureringen inte fungerat som planerat kan studier utformas för att ta reda på anledningen till att planteringen misslyckades. Nedan ges exempel på en sådan situation och hur en studie för att ta reda på orsakerna kan utformas.

*Restaureringsförsök vid Sydkoster 2019-2021*

Som diskuterat i avsnitt 2.1 misslyckades en storskalig plantering av ålgräs (75 500 skott; 0,93 hektar) överraskande i två vikar på Sydkoster 2020. Detta trots att lokalerna undersökts enligt handbokens protokoll 2019, med provtagning av sediment och ljus som visade goda miljöförhållanden, samt testplantering av ålgräs som överlevde till våren 2020. Ålgräset hade planterats av en konsult enligt handboken och vid slutbesiktning av konsultens planteringar den 16 juli 2020 såg ålgräset friskt och välmående ut. I oktober 2020 visade dock provtagning med dykare och drönare på överraskande stora förluster (50–90%) av ålgräs i båda vikarna. Orsakerna till de oväntade förlusterna kunde inte förklaras då väderförhållanden under hösten varit relativt lugna. Ankringsförbud hade införts i vikarna och vid tillsynen sågs inga båtar ligga på restaureringslokalerna. Vidare sågs ingen omfattande förekomst av algmattor som skulle kunna förklara förlusterna, medan krabbskador var vanliga bland de få överlevande skotten. Vid provtagning i maj 2021 konstaterades att förlusterna fortsatt över vinter där endast ett levande skott hittades vid Tångudden och endast spridda små skottsamlingar hittades vid Långevik. Något som noterades var att majoritet av överlevande skott växte tätt intill klumpar av levande japanska jätteostron (*Magallana gigas*).

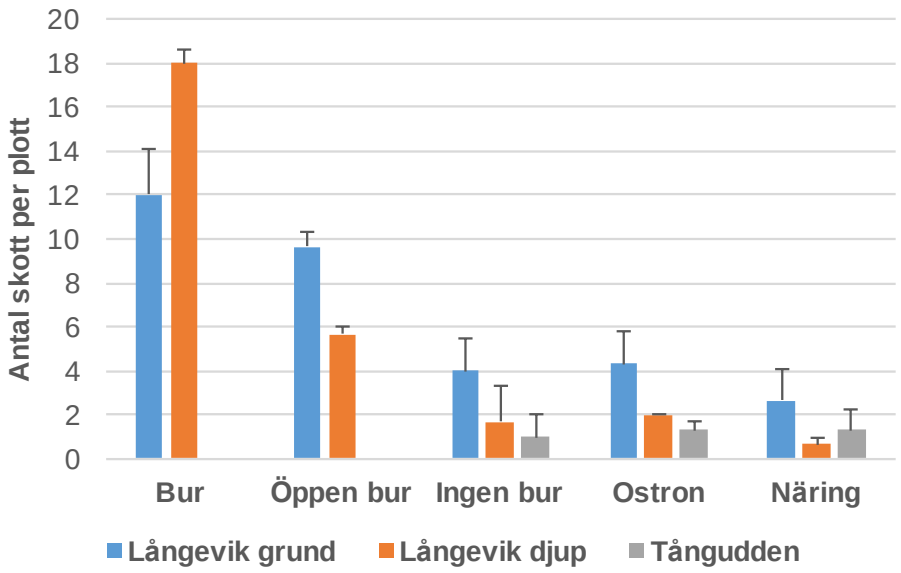
Baserat på observationer på platsen och litteraturen kunde 6 möjliga faktorer identifieras för den misslyckade planteringen:

1. Brist på ljus (främst djupa delar av planteringen).
2. Vågexponering sliter upp plantor (främst grunda delar av planteringen).
3. Skador från strandkrabbor och betande djur.
4. Drivande tångmattor som skuggar och kväver ålgräset.
5. Giftiga ämnen i sedimenten.
6. Brist på näringsämnen.

**Figur 4.13.** Foton vid start av fältexperimentet i Långevik på Sydkoster sommaren 2021. Till vänster visas burbehandling med hål som släpper in krabbor och andra störande djur, men hindrar att algmattor tar sig in. Till höger visas behandlingen där ålgrässkott planterats intill levande japanska jätteostron som förekommer naturligt i viken. Foto Eduardo Infantes.

För att undersöka vilka av dessa faktorer som kunde ha bidragit till de överraskande förlusterna av ålgräs genomfördes ett fältexperiment i de två vikarna under sommaren 2021. Vid Långevik genomfördes ett burförsök på två olika djup med 5 olika behandlingar med planterat ålgräs: (1) stängd bur med 1 millimeterstora maskor som hindrar alla större betande och störande kräftdjur (till exempel krabbor) och snäckor från att komma in, (2) "bur-kontroll" med ett 10x10 centimeterstora hål vid sedimentytan som släpper in större djur, men inte algmattor, och som påverkar ljus och strömmar på liknande sätt som de stängda burarna, (3) ålgräs utan bur, (4) ålgräs utan bur med 4-6 vuxna japanska jätteostron, samt (5) ålgräs utan bur där blomgödsel i pelletsform tillförts sedimentet (Figur 4.13). I varje behandling planterades 9 skott. Ostronen inkluderades både för att de kan tänkas ge skydd från störande djur, vågenergi samt tillföra näringsämnen. Genom att upprepa försöken på två djup i viken (1,3 och 2,0 meter) gavs möjlighet att separera störningar från vågor och ljusbegränsningar i de olika behandlingarna. Vid Tångudden, där ett tjockt lager med grus och småsten 20 centimeter under sedimentytan uteslöt möjligheterna att använda burar, genomfördes ett mindre försök på ett djup med endast behandlingar utan burar.

Experimentet pågick under tre månader (29 juni till 29 september 2021) och när försöket avbröts skiljde sig både antal och längder på skotten signifikant mellan burbehandlingarna, men inte mellan olika djup. I de stängda burarna hittas långa, fina skott, utan skador, där skottätheten hade ökat till i medeltal 15 skott (Figur 4.14, 4.15). I burbehandlingar med hål i hittades signifikant färre (i medeltal 8 skott) och många skott hade krabbskador med avklippta skott där skottopparna flöt i toppen av buren. Mycket få skott hittades i behandlingarna utan bur (i medeltal 1,7–3,2 skott), som inte skiljde sig från varandra (Figur4.14). Överlevande skott i behandlingar utan burar var i mycket dåligt skick med korta blad där många skott visade skador av krabbor och bobyggande bortsmaskar (Figur 4.15, se avsnitt 4.4.) eller var kraftigt påväxta av bl.a. kolonibildande sjöpungar (Figur 4.13c).




**Figur 4.14.** Resultat från fältexperiment vid Sydkoster 2021. Medelvärde hos skottätheten (+SE) i olika behandling efter 3 månader vid två olika djup i Långevik, samt vid Tångudden (på Sydkoster).

Eftersom positiv tillväxt av planterad ålgräs endast hittades i burarna som stängde ut större djur tyder resultaten på att störning och skador orsakade av krabbor är huvudorsaken till de kraftiga förlusterna och skadorna av ålgräs i fältexperiment, och sannolikt också i restaureringsförsöket 2020. Möjligen bidrog även kraftig påväxt av bobyggande borstmaskar och sjöpungar samt betande snäckor till förlusterna då dessa organismer var mindre vanliga i burbehandlingarna. Eftersom burnätet sannolikt minskade larvtillförseln av dessa påväxtorganismer skulle det kunna förklara att behandling med öppen bur visade högre överlevnad än de utan burbehandlingen. Alternativt bidrog drivande algmattor till förlusterna i burlösa behandlingar då dessa inte tar sig in i burar med hål i någon större omfattning. Däremot kan dålig vattenkvalitet och ljusbegränsning uteslutas eftersom högst tillväxt hittades inuti skuggande burar på den djupaste lokalen. Likaså finns det inget som tyder på att brist på näring eller förekomst av giftiga ämnen i sedimentet är en bidragande orsak. Vidare är stödet svagt för att stress från vågor är en bidragande orsak till förlusterna eftersom överlevnaden var konsekvent något högre på den grunda lokalen hos behandlingar utan bur, samt för skillnaden mellan behandlingar med och utan bur var starkast på den djupa lokalen i Långevik där vågenergin är mindre (Figur 4.14). Färre krabbskador hittades på skott som växte intill japanska jätteostron i jämförelse med andra behandlingar utan bur, vilket

möjligen kan förklara tidigare observationer av högre överlevnad vid ostron, men effekten var för liten för att påverkan skottöverlevnaden signifikant.

I sammanfattning visar studien vid Sydkoster hur ett experimentellt försök kan separera olika förklaringsmodeller och identifiera de mest sannolika faktorerna som bidrar till förlusten av ålgräs. Resultaten var överraskande då krabbor inte åstadkommit skador i denna omfattning på andra platser i Bohuslän, även om problem även rapporteras vid till exempel Gåsö (se avsnitt 4.3). Tack vare att orsaken till förlusterna kunde identifieras pågår nu arbete med att utveckla restaureringsmetoder som kan motverka skador från krabbor (se avsnitt 4.4.1).

**Figur 4.15.** Foton vid avslutning av fältexperimentet i Långevik den 29 september 2021. Till vänster visas ålgrässkott som växt inuti en stängd bur under 3 månader, med långa (70 centimeter) fina blad utan skador. I mitten och till höger visas typiska skott som växt utan bur med korta (20–30 centimeter) blad med olika typer av skador från krabbor och borstmaskar som bygger bon av klippta blad. Foto Per Moksnes.

## 4.6 Uppföljning – Nationella databasen för ”Åtgärder i vatten”

I Sveriges vatten genomförs årligen ett stort antal restaureringsåtgärder i både limnisk och marin miljö. Länsstyrelserna handlägger många ärenden med koppling till denna verksamhet och åtskilliga projekt finansieras med statliga anslag. Centrala myndigheter samt forskare har ett stort behov av att få en nationell helhetsbild av genomförda åtgärder och användningen av statliga medel. Motsvarade behov finns på regional nivå hos länsstyrelserna. Uppgifter om samhällsekonomiska kostnader för åtgärdsprojekt (samlade kostnader för planering, genomförande etcetera) behöver samlas in (redovisas) och de åtgärder som görs behöver följas upp i högre grad än vad som görs idag för att få bättre kunskap om vilka åtgärder som är kostnadseffektiva. Även för att veta när vi nått tillfredställande återställningsnivåer, är det viktigt att följa upp och utvärdera effekten av restaureringsåtgärderna (så kallad adaptiv förvaltning).

Applikationen Åtgärder i Vatten (https://www.atgarderivatten.se/) förvaltas i nuläget av Havs- och vattenmyndigheten och länsstyrelserna i samverkan. Målet har sedan starten varit att skapa en gemensam databas som samtliga inblandade myndigheter kan använda för administration,

utvärdering, uppföljning och forskning med koppling till restaureringsåtgärder. För att få en samlad nationell bild av hur åtgärdsarbetet fortskrider krävs dock ett ökat bidrag av information från ett antal olika aktörer. Det är därför viktigt att alla projekt redovisar sina utförda åtgärder.

Åtgärder i vatten innehåller i nuläget information om:

- Genomförda fysiska och hydromorfologiska åtgärder i vattenmiljön (vattendrag, sjöar, kust och utsjö) och i strandzonen.
- Biologiska åtgärder i vattenmiljön och strandzonen.
- Uppföljning av funktion och effekter av inlagda åtgärder.
- Åtgärders utbredning och positionering med hjälp av punkter, linjer och ytor.

# 5 Vägledning vid sandtäckning för att möjliggöra restaurering i grumliga miljöer

Även om fungerande restaureringsmetoder finns för områden med god vattenkvalitet visar forskningsresultaten att miljön kan försämras dramatiskt till följd av att ålgräsängar försvinner, vilket medfört att naturlig återhämtning eller restaurering genom att plantera skott inte är möjlig i många områden (Moksnes m.fl. 2018). När en ålgräsäng förloras från ett område försvinner dess stabiliserande effekt på botten, vilket medför att uppgrumling (resuspension) av sediment ökar och vattenkvaliteten försämras. I områden där finkorniga, lersediment dominerar botten kan uppgrumlingen bli så kraftig att ålgräs och annan vegetation inte längre kan överleva på platser där de tidigare växt. När detta skett behövs åtgärder som minskar uppgrumlingen av sediment, innan restaurering av ålgräs genom plantering är möjlig.

En nyligen utvecklad metod för att stabilisera bottensediment, minska uppgrumling och förbättra vattenkvaliteten för att möjliggöra återhämtning av ålgräs är att täcka botten med sand eller grus, så kallad sandtäckning (engelska *sand capping*; se avsnitt 2.3 för exempel från Danmark). Den porösa sanden utgör dessutom ett bättre substrat för tillväxt av ålgräs än kompakt lera.

Denna metod testades framgångsrikt i stor skala 2021 på Lilla Askerön i södra Bohuslän, där en hektar lerbotten sandtäcktes med 10 centimeter sand och grus, varefter ålgräs planterades på den sandtäckta ytan. Baserat på erfarenheterna från detta arbete presenteras nedan förslag på vägledning för att utföra en storskalig sandtäckning, liksom kortfattade resultat från arbetet vid Lilla Askerön som exempel. Vägledningen inkluderar alla steg i restaureringsprocessen, från val av sand och lokal, ansökan om tillstånd, upphandling samt utförande av åtgärden och uppföljning. Sist i avsnittet redogörs även för alternativa metoder för sandtäckning samt olika typer av sandkällor som i framtiden skulle kunna användas för liknande åtgärder (se Bilaga B för detaljer). Samtliga studier nedan är utförda inom forskningsprogrammet Zorro (Moksnes opublicerad data) och av Länsstyrelsen i Västra Götaland.

## 5.1 Val av sand

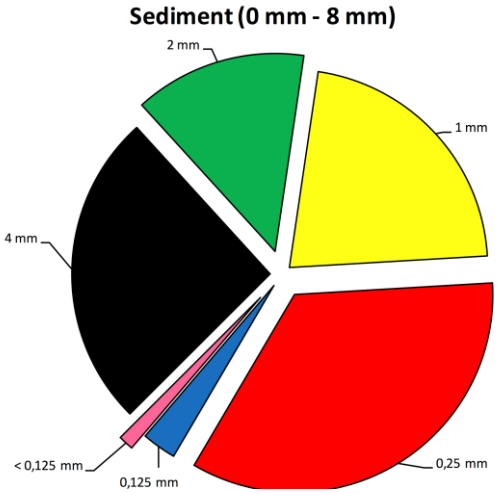
Vid sandutläggning utgör val av sandkälla och typ av sand (*i texten används termen "sand" för materialet vid sandtäckning även om kornstorleken inkluderar fraktioner av grus*) ett första steg i processen eftersom sanden behövs i pilotförsöken vid utvärdering av potentiella lokaler (se nedan). Vid val av sand kan nedanstående kriterier vara viktiga att beakta (se även Bilaga B).

**Kriterier för val sand:**

1. Källan ska vara nära restaureringsplatsen för att minimera transporter.
2. Ska inte innehålla miljögifter.
3. Ska inte innehålla invasiva arter.
4. Ska innehålla en låg andel silt och lera för att minimera grumling.
5. Ska innehålla en blandad kornstorlek för att minska risken för transport och erosion.
6. Ska utgöra en god livsmiljö för infauna.
7. Ska utgöra ett bra tillväxtsubstrat för ålgräs.

*Exempel på val av sand*

Vid restaurering vid Lilla Askerön användes ett närliggande grustag på land (Dunebackens naturgrus) som källa, vilket uppfyller kriterierna 1–3 för val av sand. Där valdes naturligt dräneringsgrus (0-8 millimeter) som sandtyp. Analys av kornstorleken visade att sedimentet hade en relativt jämn fördelning av fraktioner från fin sand (125–250 mikrometer) till grus (2-8 millimeter), men mycket lite (under 2%) fin sand till lera (<125 mikrometer; Figur 5.1), vilket gör att sandtäckning skulle medföra mycket lite tillförsel av sediment som kan grumla upp. Sanden uppfyller därför också kriterierna 4–5 för val av sand. De sista kriterierna testas i fältstudier vid val av lokal (se nedan).




**Figur 5.1.** Kornstorlek på det sediment som användes vid sandtäckningen (dräneringsgrus 0–8 milli meter) vid Lilla Askerön i södra Bohuslän.

## 5.2 Val av lokal

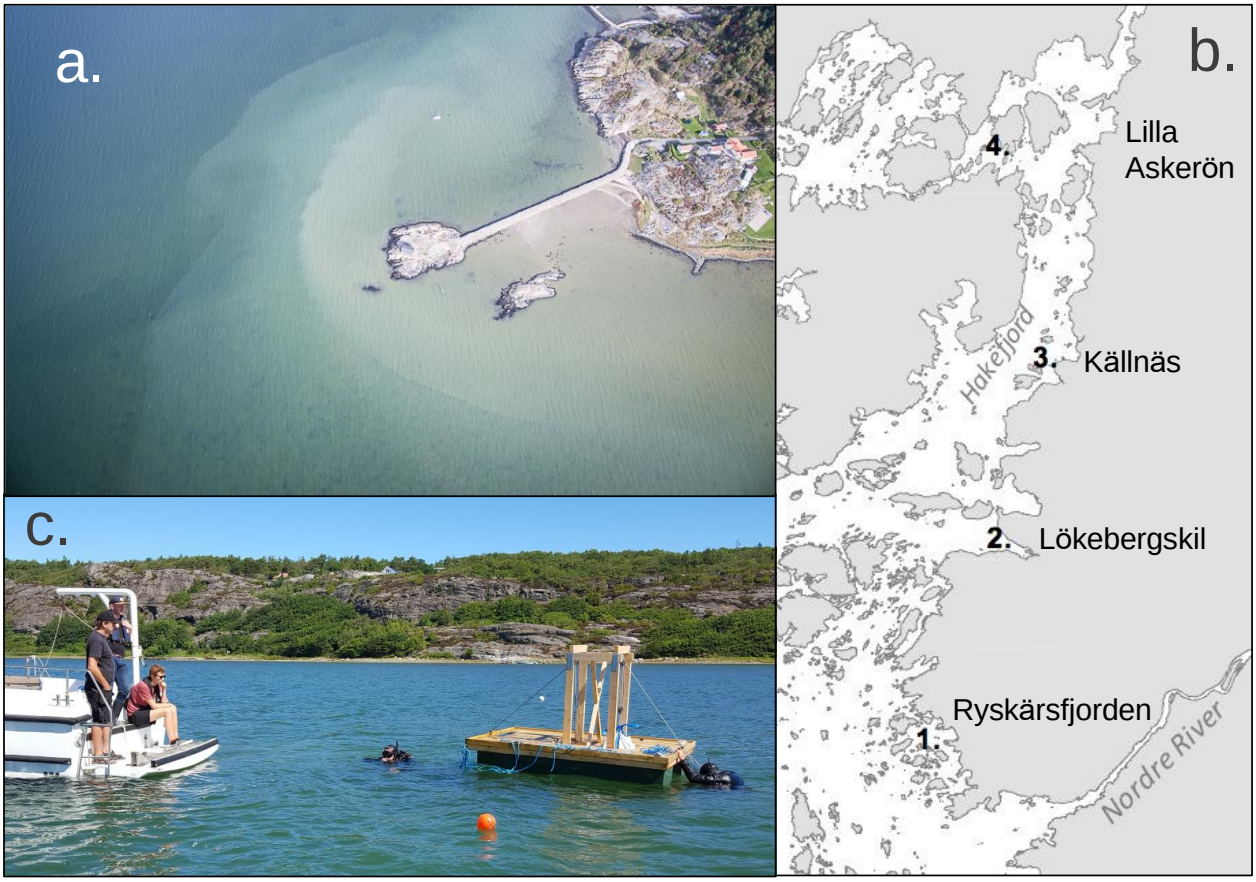
Som vid all restaurering utgör utvärdering av potentiella lokaler det första och kanske viktigaste steget i restaureringsprocessen. Vid val av lokal för sandtäckning är nedanstående kriterier viktiga att beakta.

**Kriterier för val av lokal för sandtäckning (i prioriteringsordning):**

1. Ålgräs har växt tidigare på lokalen.
2. Uppgrumling förhindrar ålgräs att växa på lokalen idag.
3. Utlagd sand eroderar ej.
4. Utlagd sand överlagras ej av sediment.
5. Det sandtäckta området är sannolikt stort nog att minska uppgrumlingen i området.
6. Positiv inställning hos markägare och boende i området till en sandtäckning.

*Exempel på utvärdering av lokaler i södra Bohuslän*

I studien valdes 4 lokaler i södra Bohuslän som alla förlorat stora ängar av ålgräs (kriterie 1) samt som idag har stora problem med uppgrumling (Figur 5.2). För att testa kriterierna 2–4 samt 6 och 7 vid val av sand, genomfördes fältförsök 2018 där kvadratmeterstora ytor täcktes med 10 centimeter tjockt lager sand av den valda typen på två olika djup (1,5 och 2,2 meter) vid samtliga lokaler (3 replikat). Ålgräs testplanterades (16 skott per $m^2$) på hälften av sandytorna samt på naturligt sediment, och infauna (ryggradslösa djur som lever i sedimentet) provtogs vid varje djup (i tre replikat).

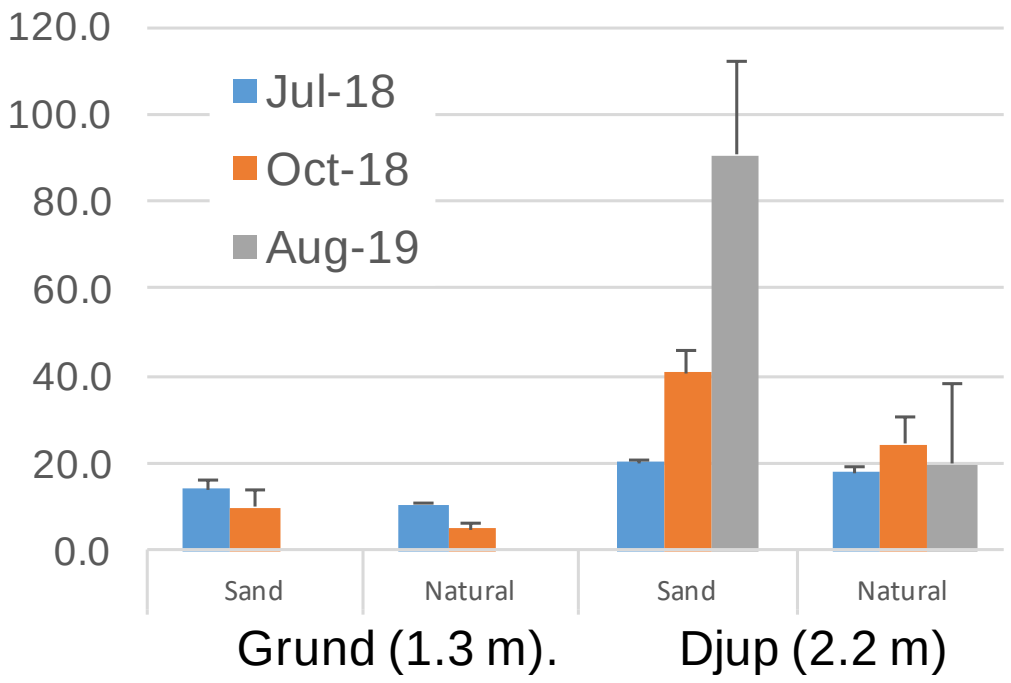



**Figur 5.2.** (a) Exempel på problem med uppgrumling av finkornigt sediment vid lokal Källnäs i Hakefjorden i södra Bohuslän efter att ålgräsets stabiliserande effekt på sedimentet förlorats. (b) Karta som visar de 4 lokalerna som undersöktes för sandtäckning. (c) Bild från utläggning av sand vid fältförsök där flotten användes för att transportera 100 liter (180 kilogram) sand till varje experimentell sandyta.

Provtagning i oktober 2018, fyra månader efter sandutläggningen, visade 3 gånger högre abundans och 30–50% högre antal arter av infauna på den utlagda sanden än på närliggande lersediment, vilket tyder på att sanden utgör en bättre livsmiljö för infauna än det naturliga sedimentet. Som väntat dog planterat ålgräs inom ett år på nästan alla lokaler på grund av den dåliga ljusmiljön, vilket visar att ålgräset inte kan restaureras utan åtgärder som förbättrar ljusmiljön. Ålgräset visade dock generellt högre skottäthet på sand än på naturlig lera, vilket visar

att den porösa sanden utgör ett bättre tillväxtsubstrat än den kompakta leran. Detta var speciellt tydligt vid Lilla Askerön där ålgräset planterat på 2,2 meter djup hade över 4 gånger högre tillväxt på sand i jämförelse på lera på samma plats (Figur 5.3). Intressant nog överlevde ålgräset på 2,2 meter som befann sig precis utanför den regelbundna uppgrumlingsplymen i viken, men inte ålgräset planterat på 1,3 meter djup längre in i viken inuti plymen, vilket visar den starka negativa effekten av uppgrumlingen på ljustillgången och ålgräsets tillväxt (Figur 5.3).

Vid utvärdering av lokalerna exkluderades lokal 2 (Lökebergskile) på grund av hög vågexponering som eroderade den utlagda sanden (kriterie 3). Även lokal 1 (Ryskärsfjorden) exkluderades på grund av hög sedimentdynamik i området där utlagda sandytor täcktes av ett 2 centimeter tjockt lager av sediment efter en höststorm (kriterie 4). Både lokal 1 och 2 visade goda förhållanden för sandutläggning, men där lokal 1 (Lilla Askerön) valdes för fortsatt arbete, framför allt för att lokalen är mindre varför en sandtäckning på en hektar (vilket finansieringen medgav) har större sannolikhet att påverka ljuskvaliteten. Markägare var här även positivt inställda till åtgärden (kriterie 6), samt att tillväxten av ålgräs på djupare vatten var god.




**Figur 5.3.** Antal skott på testplanteringar av ålgräs vid Lilla Askerön där 16 skott per $m^2$ planterades på utlagd sand och på naturligt sediment i juni 2018 på den grunda (1,3 meter) och den djupa (2,2 meter) transekten i viken. Fotot till höger visar positionerna på transekterna.

## 5.3 Val av plats och storlek på sandtäckt område i lokalen

Nästa steg i processen är att bestämma var sandtäckningen ska placeras i restaureringsområdet samt hur stort området behöver vara för att få tillräckligt stor effekt på ljusmiljön för att tillåta tillväxt av ålgräs. Att bedöma den sista frågan är en av de största utmaningarna med sandtäckning eftersom det inte går att testa effekten på ljusmiljön i liten skala, utan det är först

efter ett storskaligt försök som det går att se resultatet. Ett sätt att närma sig frågan är att försöka modellera cirkulations- och sedimentationsdynamiken i det specifika området i hydrodynamiska modeller. När det gäller val av plats i området kan dock följande mer generella kriterier vara viktiga att beakta.

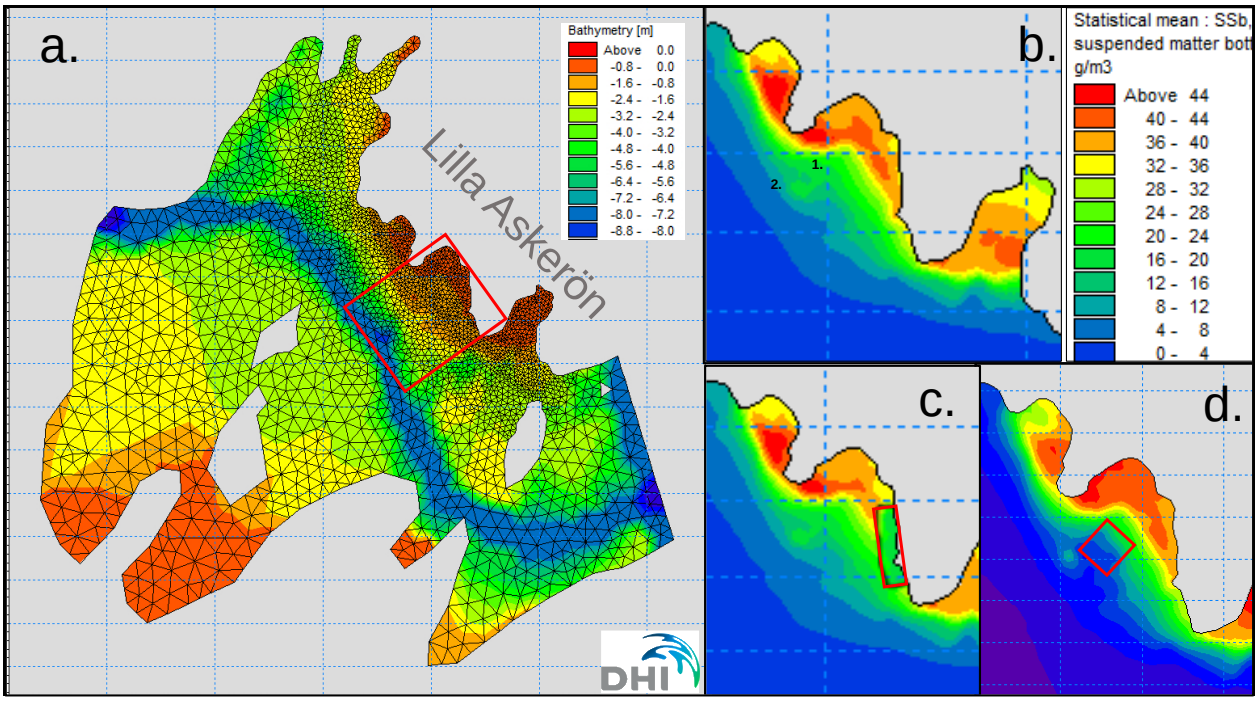
**Kriterier för val av plats för sandtäckning i lokalen:**

1. Område där den största uppgrumlingen genereras.
2. Djup där ålgräs kan tillväxa.
3. Säkert avstånd från känsliga arter i lokalen (t.ex. ålgräs, musselbankar).
4. Område där markägare är positiva till åtgärden.

Kriterie 1 och 2 kan inte alltid förenas då uppgrumlingen ofta är störst nära land på grunt djup (<1 meter) där ålgräsrestaurering inte rekommenderas på grund av risk för torrläggning och skador från is på vintern (Moksnes m.fl. 2016). Fördelen med att lägga sanden där ålgräset kan planteras är att tillväxten hos ålgräs kan vara många gånger högre på sand i jämförelse med lersediment (Figur 5.3).

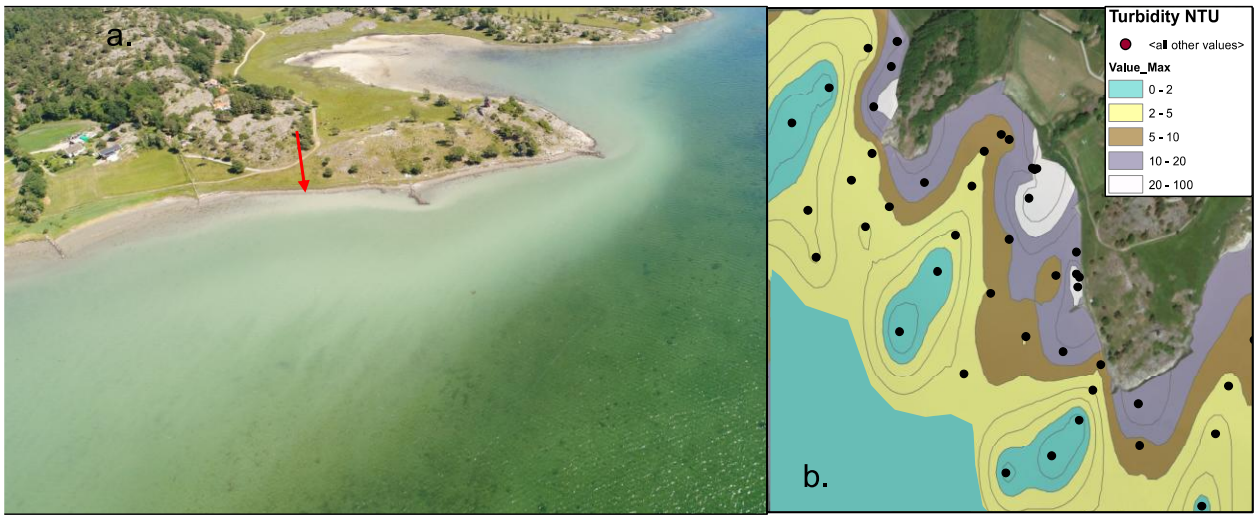
*Exempel från Lilla Askerön*

För arbetet vid Lilla Askerön användes en högupplöst tredimensionell, hydrodynamisk cirkulationsmodell för området runt Lilla Askerön som drevs av en storskaliga hydrodynamisk modell över södra Bohuslän. Modellering, som genomfördes i samarbete med DHI, användes för att simulera effekten av sandtäckning på uppgrumling av sediment och ljusförhållandena i viken för att kunna välja optimal plats och storlek (Figur 5.4ab). Resultaten visade att den optimala platsen att placera en hektar sandtäckning för att förbättra det genomsnittliga ljusförhållandet i hela viken var på grunt vatten längs stranden i viken (Figur 5.4c), medan den optimal platsen för att förbättra ljusförhållanden på djup där ålgräset kunde växa långsiktigt (>1,2 meter djup) var mer centralt i viken (Figur 5.4d). Modelleringsresultatet indikerade att en hektar sandtäckning på den utvalda platsen skulle minska uppgrumling tillräckligt mycket för att ålgräset skulle kunna tillväxa på platsen.




**Figur 5.4.** (a) Högupplöst tredimensionell, hydrodynamisk cirkulationsmodell för området runt Lilla Askerön som användes för att simulera effekten av sandtäckning på uppgrumling av sediment. (b) Simulerad medelhalter av suspenderat sediment (g/m$^3$) i viken över sommarmånaderna. (c) Exempel på modellsimulering av effekten där en hektar sand har placerats närmast land (röd ruta), och (d) när en hektar har placerats mitt i viken på 1,3–2,0 meter djup.

Om modellverktyg inte är tillgängliga kan områden som generar hög uppgrumling ofta identifieras med flygande drönare som grå sedimentplymer i området (Figur 5.5a). Dessa observationer kan kompletteras med kartläggning av uppgrumlingen med hjälp av turbiditetsmätningar i fält (Figur 5.5b). Dessa fältmätningar tillsammans med långtidsmätningar av ljusförhållanden på olika platser i viken (se avsnitt 4.2) är också viktiga för att verifiera och kalibrera modellresultat. Vid Lilla Askerön stämde modellresultaten väl överens med fältdata.




**Figur 5.5.** (a) Drönarfoto över Lilla Askerön 2019 som visar en typisk grumlingsplym som täcker de grunda delarna av viken. Högst uppgrumling ses närmast land vid stenpiren (se pil) där en sandtäckning genomfördes 2020. (b) Karta baserad på fältmätningar av turbiditet (NTU) vid Lilla Askerön under två timmar mitt på dagen då sjöbrisen skapat grumliga förhållanden (från Möller 2019).

Vid Lilla Askerön saknades vegetation med högre naturvärden inom viken där sandtäckning planerades, varför detta inte påverkade valet av plats. Däremot hittades mindre musselsamlingar i de södra, djupare delarna av viken, vilket begränsade området för sandtäckning till de centrala delarna. Baserat på modellresultaten och de fyra kriterierna ovan beslöts att lägga en mindre sandtäckning (0,22 hektar) vid land där uppgrumlingen var som störst (Figur 5.5a), samt en större sandtäckning på en hektar mitt i viken där plantering av ålgräs skulle ske.

## 5.4 Ansökan om tillstånd och rådighet

**I sammanfattning behövs sannolikt följande vid sandtäckning:**

- Anmälan till Länsstyrelsen eller tillstånd från Mark- och miljödomstolen för vattenverksamhet
- Strandskyddsdispens
- Tillstånd från föreskrifterna inom eventuellt områdesskydd
- Skriftlig rådighet från vattenrättsinnehavare

Sandtäckning är en vattenverksamhet eftersom vattnets djup förändras, varför en anmälan till Länsstyrelsen behövs, alternativt ett tillstånd från Mark- och miljödomstolen för vattenverksamhet enligt miljöbalkens 11 kapitel. För mindre utfyllnader kan det räcka att du gör en anmälan till Länsstyrelsen. Om bottenytan som påverkas av utfyllnaden till havs är större än 3000 kvadratmeter krävs istället tillstånd. Du kan läsa mer om detta på länsstyrelsens hemsida. Det

kan dessutom behövas ett kontrollprogram, vilket är ett övervakningsprogram för eventuella miljöeffekter under sandutläggningen (se nedan). När man ansöker är det viktigt att beskriva hur sandutläggningen förväntas påverka olika värden och intressen.

Om platsen omfattas av något områdesskydd kan du även behöva andra dispenser, till exempel strandskyddsdispens, eller tillstånd från områdesskyddets föreskrifter (inom marina områdesskydd är till exempel. ofta dumpning förbjudet). Du kan läsa mer om detta på länsstyrelsens hemsida.

Slutligen behövs också rådighet från vattenrättsinnehavare, vilket för en större sandutläggning behöver inhämtas skriftligen. Alla dessa processer tar lång tid så det är viktigt att starta processen minst ett år innan sandtäckningen planeras.
Värt att notera är också att anmälan och tillståndsansökan påverkar senare upphandling eller beställning av en konsult som ska utföra arbetet med sandutläggning. Eftersom en hög precision är dyrare kan det finnas en anledning att söka för en något större yta och maximalt sandtäckningsdjup än vad som planeras.

## 5.5 Anlitande av entreprenör för sandtäckning och metoder

**I sammanfattning bör följande aspekter beaktas vid upphandling:**

- Metod kan föreslås av entreprenören.
- Önskad typ av sand.
- Precisionen som behövs i tjockleken på sandtäckningen.
- Minimidjup vid platsen och känslighet för uppgrumling.

Sandtäckning är en kostsam åtgärd som i de flesta fall utförs av en entreprenör. Till skillnad från restaurering av ålgräs finns det många företag med stor kunskap och erfarenhet av att täcka botten med sand med hög precision, främst från arbeten i hamnområden. Som diskuteras i avsnitt 5.9 nedan, finns det många olika tekniker att lägga ut sand med som har olika för och nackdelar. Eftersom det finns stor kunskap bland entreprenörerna kan det vara en god idé att i beställningen eller upphandlingen precisera vad som ska åstadkommas, men att låta entreprenören föreslå en lämplig metod som passar företagets erfarenhet och tillgängliga båtar och maskiner. Det är dock viktigt att precisera vilken precision som behövs i tjockleken på sandtäckningen, vid vilket minimidjup som arbetet ska utföras, hur känsligt området är för uppgrumling samt vilken turbiditet (grumling) som är acceptabel vid arbetet (se nedan) eftersom detta påverkar vilka sandtäckningsmetoder som kan användas. Vidare är det viktigt att informera om, vilket typ av sand som ska användas, samt om man känner till vilka platser som är tillgängliga för lastning av sand, eftersom detta påverkar transportkostnaderna.

## 5.6 Miljöhänsyn och övervakning av miljöpåverkan under sandutläggning

**Förslag på åtgärder och miljöövervakning i sammanfattning:**

- För att minimera miljöpåverkan bör arbetet utföras när vattentemperaturen är som lägst (från november till och med mars månad).
- Om silt- och lerfraktioner är låg i sedimentet som ska tillföras, och känsliga arter >100 meter från sandutläggningen behöver siltgardiner eller bubbelridå troligtvis inte användas.
- Mätningar av normala turbiditetsvärden vid sandtäckningsplatsen och vid närliggande områden med känsliga arter (till exempel ålgräsängar och musselbankar) bör utföras vid upprepade tillfällen vid olika väderförhållanden innan sandutläggningen startar för att identifiera normalt höga turbiditetsvärden i området.
- Ett gränsvärde i turbiditet behöver bestämmas baserat på naturligt höga värden i området (exempelvis 2 gånger naturligt högt värde). Om värdet passeras vid flera tillfällen eller längre perioder (timmar) i områden med känsliga arter ska arbetet stoppas.
- Vid start av sandutläggningen ska turbiditeten mätas i ytan medan arbetet pågår och i en transekt från sandutläggningen i strömriktning tills värden närmar sig bakgrundsvärden.
- Turbiditetsvärdena kan med fördel kompletteras med drönarbilder som visar utbredningen av grumlingsplymer.
- Om inga gränsvärden passeras upprepas mätningarna förslagsvis en gång per vecka till arbetet är avslutat.
- Om gränsvärden överskrids ska arbetet stoppas och åtgärder vidtas som minskar grumlingen eller spridningen av sediment till områden med känsliga arter (till exempel minska sandutläggningshastigheten eller sätta upp siltgardiner eller bubbelridåer).
- Efter avslutad sandutläggning bör kontroll av den utlagda sandens djup och yta ske samt eventuella skador på botten undersökas för att bedöma om tillståndet följts och om åtgärder behöver vidtas av entreprenören.
- Efter avslutad sandutläggning bör också eventuella skador eller störningar hos känsliga arter (till exempel flerårig vegetation, lekande fisk eller musslor) i närområdet undersökas för att bedöma om åtgärder eller fortsatt uppföljning är nödvändig.
- För mer information om grumling och försiktighetsåtgärder se rapporten ”Muddring och hantering av muddermassor” (Hav 2018)
- För detaljerad information om känsliga perioder för lekande fisk- och kräftsdjursarter i Sverige se applikationen Lektidsportalen (Havs- och vattenmyndigheten), https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/lektidsportalen.html

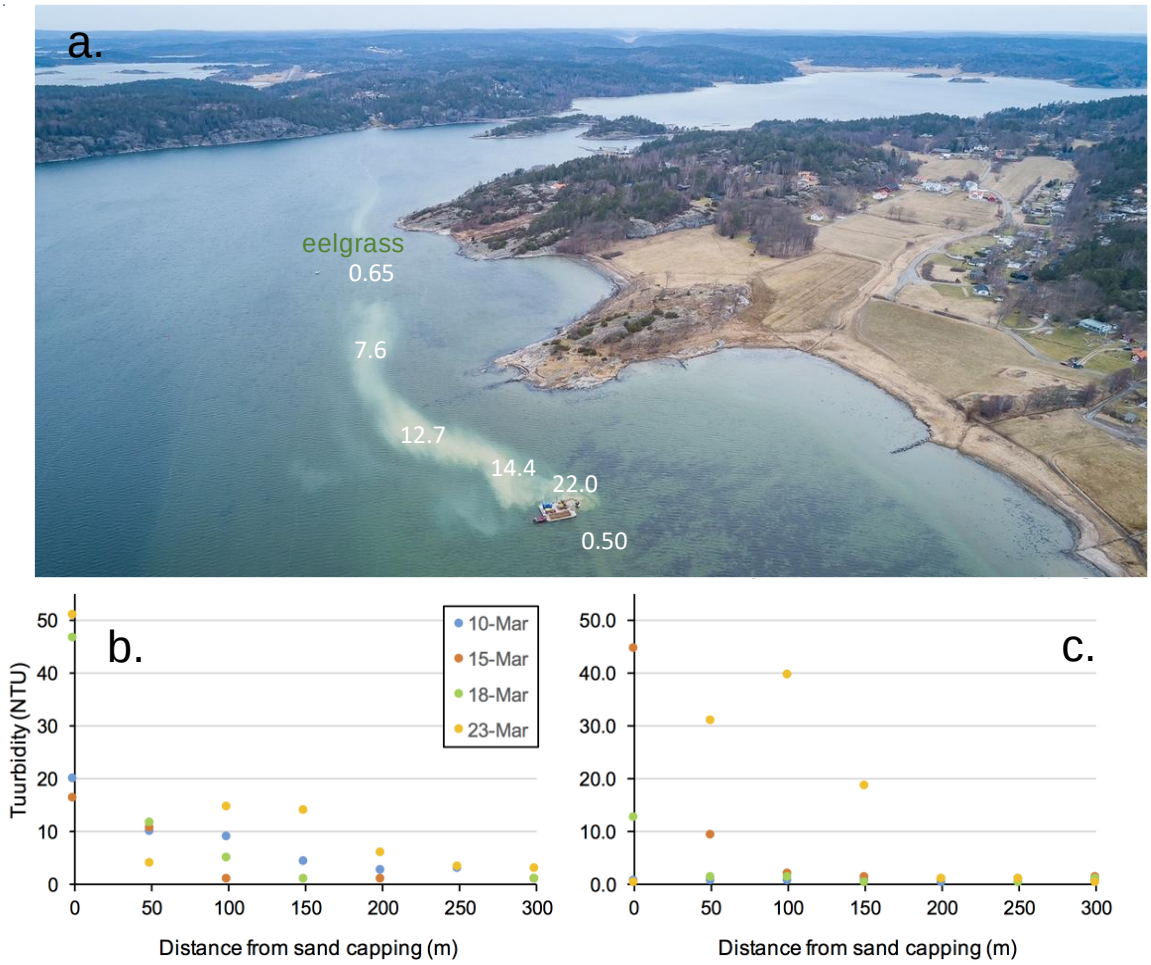
Om det krävs ett kontrollprogram för vattenverksamheten så är det verksamhetsutövaren som ska komma med ett förslag och lämna in det till tillsynsmyndigheten, som kan komma med synpunkter och kompletteringskrav. Varje kontrollprogram är unikt för den vattenverksamhet som ska utföras eftersom de lokala förhållandena skiljer sig åt. Vid utförandet av sandtäckning är riskerna för miljön främst att grumling och sedimentation från sandutläggning kan påverka flora och fauna negativt i närområdet, att skador kan ske på botten eller vid stranden från de tunga

maskiner som används, eller att miljöfarliga kemikalier och bränslen kan läcka från maskiner och båtar. För att minska risken på miljön bör arbetet utföras när vattentemperaturen och den biologiska aktiviteten är som lägst under året, vilket normalt är från november till mars i södra Sverige. Man behöver dock räkna med att grunda havsområden kan vara istäckta under den här tiden på året.

*Exempel på miljöövervakning vid Lilla Askerön*

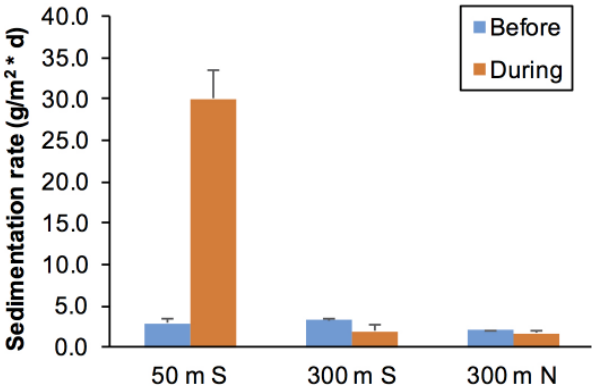
Vid sandutläggningen vid Lilla Askerön visade kontrollprogrammet (mätningar av turbiditet) att grumlingen inte utgjorde ett större problem på grund av den låga fraktionen silt och lera i sedimentet (avsnitt 5.1) varför siltgardiner aldrig bedömdes vara nödvändiga under arbetet. På grund av de omfattande förstudierna på platsen fanns det gott om data på naturligt höga turbiditetsvärden i området, vilket användes för att sätta ett gränsvärde för turbiditeten 15 NTU som inte fick överskridas vid närliggande naturliga ålgräsängar som hittades cirka 300 meter norr och söder om utläggningsplatsen. Mätningar av turbiditeten genomfördes i transekter både norr och söder om sandtäckningen från starten av arbetet den 10 mars 2021 och regelbundet under två veckor.

Hög turbiditet (upp till 50 NTU) uppmättes på sandtäckningsplatsen, men minskade snabbt med avståndet. Turbiditetsvärden över 10 NTU uppmättes aldrig på ett avstånd 150 meter från sandtäckningsområdet. Gränsvärdet på 15 NTU för turbiditet vid de ålgräsängar som låg 300 meter från sandtäckningen överskreds aldrig (Figur 5.6). Vid alla mättillfällen var vattenomsättningen god, och även höga turbiditetsvärden vid sandtäckningsplatsen var tillbaka på bakgrundsnivåer mindre än 30 minuter efter avslutat arbete.




**Figur 5.6.** Resultat från turbiditetsmätningar (NTU) i ytvattnet under sandtäckningsarbete vid Lilla Askerön i mars 2021. (a) Drönarbild av sedimentplym som transporteras mot en ålgräsäng 300 meter norr om sandtäckningsplatsen, med uppmätta turbiditetsvärden angiva på ungefärlig plats. Uppmätta turbiditetsvärden vid 4 olika datum på olika avstånd från santäckningsarbetet i (b) nordlig och (c) sydlig riktning.

Vid Lilla Askerön övervakades också sedimentationshastigheten 50 och 300 meter från sandtäckningsplatsen med hjälp av sedimentfällor både före och under arbetet. Ett gränsvärde på 50 gram per $m^2$ per dag användes vid ålgräsängarna 300 meter från sandtäckningen, baserat på naturliga sedimentationshastigheter vid Lilla Askerön. Resultaten visade förhöjda värden 50 meter från sandläggningen (30 gram per $m^2$ per dag), men dessa var inom naturliga sedimentationshastigheter som uppmäts på grundare vatten i viken vid Lilla Askerön (17–67 gram per $m^2$ per dag; Moksnes opublicerad data). Vid ålgräsängarna 300 meter från lokalen sågs inga förhöjda sedimentationshastigheter under sandtäckningen (Figur 5.7).




Figur 5.7. Sedimentionshastighet (medelvärde +SE) uppmätt 7 dagar innan sandtäckning startade (blå staplar) och under tre dagar medan sandtäckningen pågick (oranga staplar) 50 meter och 300 meter söder om sandtäckningen samt 300 meter norr om sandtäckning där naturliga ålgräsängar återfanns.

I sammanfattning var effekterna av sandtäckning på turbiditet och sedimentation under pågående arbete mycket begränsade i tid och rum, och inga negativa effekter kunde påvisas vid närliggande naturliga ålgräsängar.

## 5.7 Utförande av sandtäckning och ålgräsplantering

Som diskuterats ovan finns det många olika tekniker för sandtäckning med olika för- och nackdelar. För grunda områden med lösa lersediment som lätt grumlar upp, och där en hög precision på sandtäckningens tjocklek efterfrågas kan det vara en fördel att använda mer försiktiga metoder som till exempel där en grävmaskin lägger ut sanden en skopa i taget. Den tekniken kan också vara en fördel om sand med stor skillnad i kornstorlek används då hydrauliska metoder (det vill säga där sanden först blandats med vatten) kan få problem med att sedimentet sorteras i processen och det fina sedimentet kommer ut först (se avsnitt 5.9 och Bilaga B för detaljer). Ofta har entreprenören erfarenhet och kan föreslå en metod som passar de lokala förhållandena. Som diskuterats ovan bör sandtäckningen ske på vintern eller tidig vår för att minska miljöpåverkan. I vissa områden kan isbildning utgöra en utmaning som kan försena starten av en utläggning. Plantering av ålgräs kan ske under sommaren, direkt efter att sandtäckningen är klar.

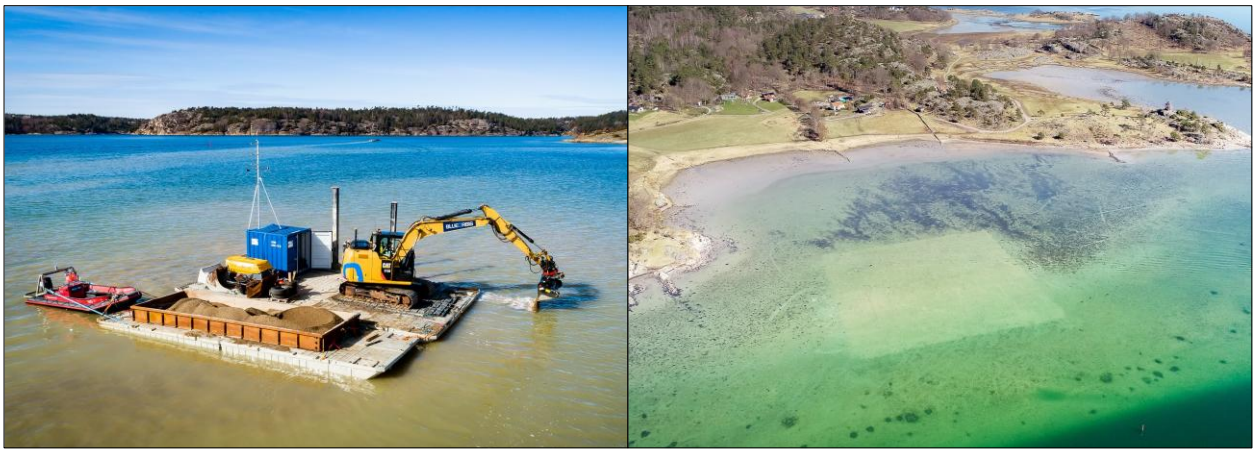
Plantering av ålgräs på sandtäckta ytor skiljer sig inte nämnvärd från plantering på naturligt sediment utan samma tekniker kan användas som föreslås i handboken. Fördelen med att plantera på utlagd sand är att sedimentet är homogent och rent från sten, alger och bivalver (ostron och muslor) (om planteringen sker snart efter sandtäckningen), vilket underlättar planteringen. En nackdel om grusfraktionen är stor i sanden är att det är svårare att trycka ned skotten i sedimentet och att handskar kan behövas för att skydda handen.

*Exempel på metoder för sandtäckning och ålgräsplantering vid Lilla Askerön*

En första sandtäckning vid Lilla Askerön genomfördes i mars 2020 då en mindre täckning på 2200 $m^2$ genomfördes längs stranden i viken (0–0,5 meter djup). Arbetet utfördes av en entreprenör som föreslog att arbetet skulle genomföras från land med en grävmaskin med lång arm som arbetade på stockar för att skydda marken. Med hjälp av en pråm transporterades 380 ton sand till viken. Sanden transporterades i bigbags och spreds sedan ut av en grävmaskin som med GPS i skopan kunde sprida sanden med hög precision. När arbetet var klart var sanddjupet i genomsnitt 11 centimeter (±2 centimeter) på den sandtäckta ytan (Figur 5.8). Syftet med sandtäckning var att minska uppgrumlingen och öka ljusförhållandena i hela viken före plantering av ålgräs på djupare vatten. Ingen plantering skedde på sanden då området är för grunt för tillväxt av ålgräs.

**Figur 5.8.** Sandtäckning vid Lilla Askerön i mars 2020 med en grävmaskin från land. Bilden till höger visar ett sedimentprov från sandtäckningen där den utlagda sanden tydligt syns ovanpå det naturliga, leriga sedimentet.

En andra sandtäckning genomfördes vid Lilla Askerön i mars 2021 då en större täckning på totalt 1 800 ton sand spreds i ett 10 centimeter tjockt lager över 10 000 $m^2$ på 1,3–2,0 meter djup mitt i viken. Arbetet utfördes av en entreprenör som föreslog att arbetet skulle genomföras med grävmaskin på en flytande pråm, förankrad med ben i sedimentet. Sanden transporterades med lastbil till en närliggande marina där sanden forslades vidare ut till grävmaskinen med pråmar (Figur 5.9). Även här användes en GPS i skopan som möjliggjorde att sanden kunde läggas ut med hög precision (10 centimeter ±3 centimeter).



**Figur 5.9.** Sandtäckning vid Lilla Askerön i mars 2021 med en grävmaskin på flytande pråm förankrad i sedimentet med ben. Den lilla pråmen i förgrunden används för att transportera sanden till grävmaskinen. Till höger syns den en hektar stora sandtäckningen innan ålgräset planterats.

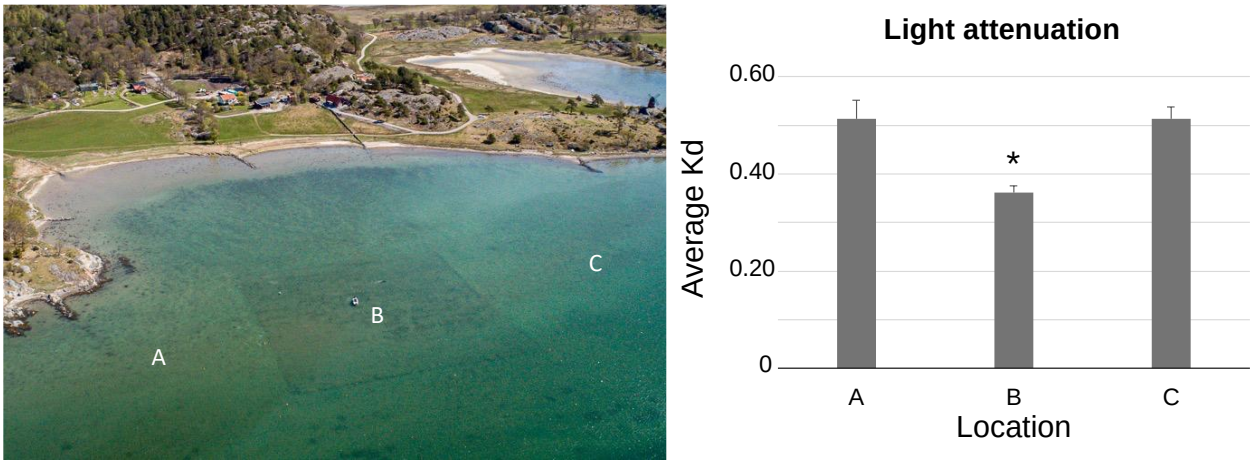
Planteringen av ålgräs startade i maj 2021 och utfördes av konsulter. Totalt skördades cirka 80 000 skott från en närliggande större äng som planterades av dykare med singelskottmetoden i ett schackrutemönster med 16 skott per $m^2$ (se avsnitt 4.3) över den sandtäckta ytan på en hektar. Arbetet stötte på utmaningar i form av betande svanar och giftiga klängmedusor (se avsnitt 4.4), men kunde slutföras som planerat under juli månad 2021.

## 5.8 Uppföljning av ljusförhållanden, ålgrästillväxt och fauna

Uppföljning är en central del av restaureringsprocessen för att se om målen med åtgärden nåtts, samt för att kunna öka kunskapen om restaureringen misslyckas (se avsnitt 4.5). Nedan beskrivs uppföljningen av restaureringen vid Lilla Askerön där handbokens protokoll följts.

### 5.8.1 Ljusförhållanden

Ett huvudmål med sandtäckning var att minska uppgrumlingen och förbättra ljusförhållandena för ålgrästillväxt i viken. För att följa upp detta mättes ljusförhållandena (utsläckningskoefficienten; Kd) inom och utanför det sandtäckta området där ålgräset planterats (se avsnitt 4.2 för metoder). Resultaten visade att Kd var signifikant lägre inom det sandtäckta området än utanför vid vindförhållanden som genererar uppgrumling, vilket motsvarade en siktdjupsförbättring med över en meter (Figur 5.10).



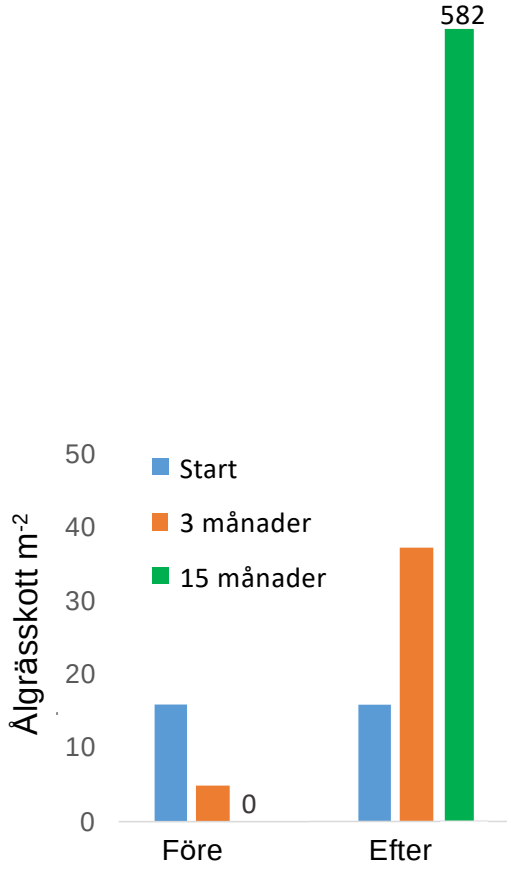

**Figur 5.10.** Resultat från ljusmätningar vid Lilla Askerön 2023. Flygbilden till vänster visar positionen av parvisa ljusmätare där B står mitt i det restaurerade området. Grafen visar beräknat medelvärde av ljusutsläckningskoefficienten (Kd) under en tvåveckorsperiod i slutet av maj där Kd-värdet var signifikant lägre inom det sandtäckta området.

Att tillväxtförhållanden förbättras demonstrerades också av den höga tillväxten av ålgräs på det sandtäckta området där ålgräset innan åtgärden visat negativ tillväxt, men efter sandtäckning i medeltal ökat 36 gånger i skottätet på 15 månader (Figur 5.11). På grund av stor variation i ljusmätningarna över tid gav övervakningen en mindre klar bild om ljusförhållanden förbättras i hela viken efter sandtäckningen. Detta stöddes dock av att testplanteringar av ålgräs på grunt vatten (1,5 meter) utanför det sandtäckta området visade flerårsöverlevnad efter åtgärden.

### 5.8.2 Tillväxt av ålgräs

Ålgräsets tillväxt och överlevnad följdes upp årligen både med provtagning av skottäthet och biomassa samt med skattning av utbredning med flygande drönare. Resultaten visade både stora förluster i vissa delar av planteringen, men också mycket hög skottillväxt i delar som överlevt det första året. Förlusterna hade i huvudsak skett på de grunda delarna mot land där betning av svanar är en sannolik orsak (avsnitt 4.4.2), men också i det nordvästra hörnet där cirka 2500 m$^2$ visade mycket låg skottäthet efter den första vintern. Orsakerna till förlusterna här är inte klara, men planterat ålgräs är sannolikt stressade av strandkrabbor och fintrådiga brunalger som täcker ålgräset större delen av tillväxtsäsongen. Möjligen kan skott också ha slitits upp av vågor vid hårt väder då skott som endast hängde i rottrådarna observerats i detta område.

På områden som överlevt det första året tillväxte dock ålgräset exceptionellt fort, och uppnådde över 500 skott m$^2$ redan efter två tillväxtsäsonger (Figur 5.11), vilket motsvarar hög skottäthet i naturliga ängar i Bohuslän (Moksnes *opublicerad data*). Vid provtagningen hösten 2024 hade ålgräset i området där det överlevt börja växa ihop och totalt skattades ålgräset täcka över 5 000 m$^2$, vilket är samma yta som ursprungligen planterades med skott i schackrutemönster på en hektar. Baserat på medelskottätheten skattades den totala mängden skott till cirka 2 miljoner, vilket motsvara en 26 gånger ökning från de 80 000 skott som planterades 2021.



**Figur 5.11.** Tillväxt av ålgräs (16 skott per $m^2$) under 15 månader på 1,5 meter djup vid Lilla Askerön före sandtäckning 2018–2019 och efter sandtäckning 2021-2022. Bilden till höger visar planterat ålgräs 2022.

### 5.8.3 Återhämtning av infauna

Provtagning av infauna (ryggradslösa djur som lever nedgrävda i sedimentet) inom och utanför det sandtäckta området i september 2021 visade att biomassan av infauna var liknande på naturligt sediment och sand (527 respektive 492 milligram per prov), medan det totala antalet taxa (till exempel, släkte, familj eller ordning) som hittades på det sandtäckta området (26 taxa) var högre än på naturligt sediment (23 taxa). Det var framför allt antalet taxa och biomassa av musselarter och till viss del märlkräftor som var flera gånger högre på sand än naturligt sediment. Antalet taxa av snäckor och borstmaskar var mer likartat, men individerna av borstmaskar var större på naturligt sediment, sannolikt på grund av att bortmaskarna på sanden mestadels bestod av nyrekryterade individer. Vid provtagningen av det sandtäckta området gjordes flera observationer av levande vuxna blåmusslor (*Mytilus edulis*) och ostron (*Ostrea edulis*) ovanpå sedimentet, vilket indikerar att de kan migrera upp till sedimentytan och överleva om de täcks av 10 centimeter sand.

Hösten 2023 noterades att ett stort antal juvenila blåmusslor rekryterat på gruset i det vegetationsfria hörnet på sandtäckningen. Musslorna satt ihop i små klumpar som nästan täcktes av större gruskorn som hölls fast av byssustrådar (Figur 5.12). Uppföljning av de juvenila musslorna under 2024 visade mycket låg dödlighet, vilket var förvånade då ejdrar besökte platsen och det var gott om strandkrabbor på lokalen. Möjligen ger grushöljet skydd mot

predatorer som kan förklara den lyckade rekryteringen. Hösten 2024 hittades i medeltal 165 musslor per $m^2$ på det vegetationsfria hörnet och totalt skattas att över 450 000 blåmusslor har koloniserat sandtäckningen och är på väg att omvandla området till en musselbank.

**Figur 5.12.** Exempel på "grusklumpar" med juvenila blåmusslor som hittades i stort antal på vegetationsfria områden av sandtäckningen i oktober 2023. Grusklumparna är skapade av juvenila blåmusslor som fäst sina byssustrådar på större gruskorn.

Sammanfattningsvis visar resultaten att sandtäckning kan vara en effektiv metod att återstabilisera och minska uppgrumling på lerbottnar som förlorat en ålgräsäng, och därigenom förbättra ljusmiljön så att ålgräs åter kan växa på lokalen och möjliggöra restaurering. Sandtäckning medförde mycket liten negativ miljöpåverkan och tillförde ett sediment som tycks gynna infauna och rekrytering av musslor. Åtgärder med sandtäckning rekommenderas för andra områden där uppgrumling hindrar återhämtning av ålgräs.

## 5.9 Sandtäckningsmetoder och sandkällor

I följande avsnitt ges en mycket kort beskrivning av metoder vid utläggning av sand på havsbotten samt de sandkällor som finns tillgängliga. I Bilaga B ges en utförlig beskrivning av olika metoder för sandutläggning, dess för- och nackdelar samt tillgängliga sandkällor i Västra Götaland.

De metoder för sandutläggning som identifierats i litteraturen faller inom kategorierna: mekanisk och hydraulisk utläggning. Hur sanden lastas, förvaras och transporteras till lokalen, samt om den släpps vid ytan eller närmare botten kan dock variera. Mekanisk utläggning av sand involverar i

de flesta fall sandkällor som är relativt torra. De härstammar antingen från sandtäkter på land eller avvattnade massor från havet. Vid denna typ av utläggning släpps massor vid eller under vattenytan och gravitationen för massorna ned till botten. Detta kan ske med exempelvis grävmaskin, vilket var fallet vid Lilla Askerön 2021 (se avsnitt 5.8; Figur 4.20). Mekanisk utläggning av sand med grävskopa är ofta tidskrävande, men kan genomföras med hög precision (± 2 centimeter) och i grundare (1 meter) områden (Blue Orbis 2021). Andra exempel på mekaniska metoder involverar släpp av massor med bottentömmande pråm, samt hydraulisk utspolning av massor från pråm (se Bilaga B för en utförlig beskrivning av mekanisk utläggning av sand).

Vid hydraulisk utläggning har sanden först blandats med vatten. Sanden kan härstamma från täkter på land, från mekanisk muddring eller hydraulisk muddring då sanden sugs upp från havsbotten och en naturlig inblandning av vatten sker. Sörjan av vatten och sand kan därefter spridas ut på eller under havsytan med olika metoder. Utläggning med hydrauliska metoder kan exempelvis ske genom att pumpa massorna från mindre mudderpråmar. Det finns även lösningar där flytslang används och där en mindre båt manövrerar slangen och utläggningen av sanden över havsbotten, vilket kan förbättra noggrannheten och göra att man kan lägga ut sand på grunda djup (1,5-2 meter; Rohde Nielsen 2020). Andra exempel på hydrauliska metoder involverar så kallad ”rainbowing” där massorna sprutas genom luften med hög kraft från ett fartyg på djupt vatten in mot land (se Bilaga B för en utförlig beskrivning av hydraulisk utläggning av sand).

Vilken metod, eller kombination av metoder som lämpar sig bäst att använda är oftast beroende av förhållandena vid lokalen som ska sandtäckas. Bland annat påverkas beslutet av vattendjupet, våg- och strömförhållanden, sedimentets stabilitet, bottentopografi samt båttrafik i området. Det påverkas också av om känsliga arter finns i närheten och hur lätt sedimentet grumlar upp, samt vilka mänskliga aktiviteter som finns i närområdet. Utläggning via rör, eller bottentömmande pråmar lämpar sig bäst i öppna områden, som i hamnar och farleder. I områden som är trängre eller närmre land kan utläggning från land eller grundgående pråmar övervägas (Jarsek m.fl. 2016; se Bilaga B).

Vid sandtäckningsprojekt är en viktig del att identifiera potentiella sandkällor som kan användas i projektet. Sanden behöver vara ren från föroreningar och främmande arter och kan härstamma antingen från täkter på land eller från muddringar till havs. Det finns i huvudsak tre typer av sandkällor tillgängliga; Täkter på land, täkter till havs och muddringar till havs som genomförs för att öka djupet i exempelvis en hamn.

Fördelar med att använda sandtäckningmaterial från land är att ler- och siltfraktionen sannolikt är lägre jämfört med massor som muddras upp från havsbotten. Detta i sin tur leder till mindre grumling i samband med utläggningen av sanden. Den typ av material som framgångsrikt använts vid sandtäckning för ålgräs tidigare i Bohuslän bestod av fraktioner från fin sand upp till 8 mm grus (se avsnitt ovan). En annan fördel kan vara att tillgången på material är större på land vilket innebär att fler alternativ finns tillgängliga och fraktsträckorna kan bli kortare. Sanden från landtäkter är i de flesta fall också fri från föroreningar och invasiva arter, vilket annars kan vara ett problem då marina sediment används. Kostnaden för sand per volym är i allmänhet högre från täkter på land än till havs. Kostnaden för mobilisering av sandmassor från landtäkter är lägre än till havs och dessutom mindre väderberoende. Däremot kan kostnaden vid transport av massor med lastbil på land vara större och det är viktigt att undersöka miljömässiga såväl som logistiska

aspekter vid transport. Även kapaciteten hos täkter på land kan vara lägre och naturgrus (likt det som användes vid sandtäckningen vid Lilla Askerön) är en begränsad resurs som kan vara reserverad till andra verksamheter på land, vilket gör att sand från land lämpar sig bäst för mindre projekt (SGU 2020). I Sverige är sandsugning i Öresund förbjudet sedan 1982, och endast ett tillstånd för utvinning av marin sand och grus finns i svenska vatten. Denna plats är Sandhammar bank, söder om Ystad (SGU 2017). Det är därför sannolikt inte möjligt att köpa marin sand från täkt till havs i Sverige och om detta alternativ är aktuellt behöver sand köpas från till exempel Danmark, Tyskland eller Polen (se Bilaga B för mer information om tillgängliga sandkällor).

# 6 Kostnad för ålgräsrestaurering i Sverige

Ålgräsrestaurering med de metoder som fungerar och finns tillgängliga idag är tidskrävande och därmed kostsamt. Skörd och plantering måste många gånger ske med hjälp av dykning och allt arbete sker för hand.

I handboken (Moksnes m.fl. 2016) beräknas kostnaderna för restaurering baserat på information som fanns tillgänglig från mindre restaureringsprojekt inom forskningsgruppen. Sedan 2016 har dock flera storskaliga planteringar av ålgräs utförts, där arbetet även har upphandlats och utförts av konsulter. Därav finns mycket ny information att tillgå för en mer korrekt beräkning av kostnaden för restaurering.

## 6.1 Tidsberäkningar

De tider för skörd och plantering av ålgrässkott som presenteras i Moksnes m.fl. 2016, stämmer fortfarande bra med de tider som uppmätts vid större storskaliga planteringar. Vid planteringar av ålgräs utförda på Gåsö 2019 antecknades tidsåtgången noggrant för både skörd och plantering. Vid arbetet deltog sex dykare med varierande erfarenhet av ålgräsrestaurering. Antalet skott som skördades per person och timma varierade initialt mellan 180–600 skott, beroende på grad av erfarenhet hos personen. Efter hand minskade dessa skillnader och en person skördar i medeltal 400 skott per timma. Plantering av skott tar i medeltal 25% längre tid där ungefär 300 skott planteras per person och timma. Även där ökade planteringstakten efter hand, vilket visar på att det är viktigt att de som utför restaureringen övar på både skörd och planteringsmomentet innan start. Vid planteringarna som utfördes på Gåsö noterades även övrig tid som bland annat gick åt till uppmärkning av planteringsytor, transporter, byte av luftpaket med mera. Denna ’spilltid’ var mycket större än vad som anges i handbokens beräkningar kring kostnaden för restaurering och den totala arbetstiden baserat på studien vid Gåsö var 33% längre. Enligt handboken ska ett team på 4 dykare och två personer i båten hinna skörda och plantera 4000 skott per dag. Med den högre ’spilltiden’ blev den reella siffran att 4 dykare skördade och planterade cirka 2700 skott per dag. Ett helt dyklag med erfarna dykare skulle kanske kunna förväntas nå upp till 3000 skott per dag. Det innebär exempelvis att en storskalig plantering av 1 hektar ålgräs enligt schackrutmetoden, då 80 000 skott krävs, skulle ta cirka 7 dagar längre än vad som är beräknat enligt handboken.

Enligt konsulter som genomfört skörd och plantering på flera platser längs kusten i Västra Götaland, skiljer sig tidsåtgången mellan olika lokaler. Baserat på planteringar som genomförts under flera år, på olika platser och med olika personal skördar och planterar en person i medeltal 300 skott/timma (personlig kommunikation Sandra Andersson, Marine Monitoring AB). Enligt erfarenheter från samma konsultfirma kan dykarna i genomsnitt arbeta aktivt med skörd och plantering cirka 4-5 timmar per dag om arbetet ska kunna pågå med samma personal under en längre period. Dessa tider är baserade på en arbetsdag på 12 timmar, där 7-8 timmar av dessa utgörs av annat arbete än skörd och plantering. Arbetsdagen innefattar all tid från att personalen lämnar boendet fram till att de är tillbaka på kvällen och inkluderar således transporter, förberedelser med dykutrustning, packning av båtar, genomgång, luftfyllning och byte av luftpacket mm. På grund av logistiska skillnader kan dock spilltiden variera både mellan projekt,

men även mellan lokaler inom ett projekt. Antalet skott som skördas och planteras per dag av 4 dykare var enligt beräkningarna 2400-3000, vilket är liknande de siffror som uppmätts vid Gåsö.

Konsulter utförde 2020 planteringar på totalt 0,8 hektar på två lokaler vid Sydkoster. Tidsåtgången för skörd och plantering som anges i slutrapporten från detta arbete visar att det tog två dyklag (4 dykare) totalt 57 timmar att skörda 67 192 skott och 99 timmar att plantera 65 642 skott. Detta utgör en skördningshastighet av i medeltal 301 skott per person och timma och en planteringshastighet av 169 skott per person och timma. De lägre planteringshastigheterna jämfört med handboken antas bero på att temperaturen i vattnet var låg (10°C) då arbetet påbörjades i mitten av maj. Detta gjorde arbetet långsammare då dykarna inte kunde utföra planteringen med tjockare våthandskar eller torrhandskar. En annan faktor som saktade ned planteringen var hårt packat sediment, förekomsten av vassa ostron och snäckor, samt att nyplanterade plantor rycktes upp i de grundaste delarna av planteringsområdet.

Konsulter genomförde 2021 planteringar på 1 hektar på en sandtäckt yta vid Lilla Askerön. Tidsåtgången för skörd och planering av skott visar att det tog 3 och senare 2 dyklag (6 och senare 4 dykare) 275 timmar att skörda 84 177 skott och 467 timmar att plantera 80 012 skott. Enligt rapporten specificeras inte när man bytte från 6 till 4 dykare, men om räknar med 5 dykare under hela perioden uppnås en skördningshastighet av i medeltal 61 skott per person och timma och en planteringshastighet av 34 skott per person och timma. Detta är betydligt långsammare än vad som uppmätts vid tidigare planteringar, även av samma konsult. Anledningen till dessa låga siffror tros bero på en rad svårigheter som upptäcktes under arbetets gång. Den mest avgörande faktorn anser konsulterna själva var sedimentets beskaffenhet. Ytan hade innan planteringen täckts av ett 10 centimeter tjockt lager naturgrus i storleksfraktionen 0-8 millimeter. Gruset beskrivs av konsulterna som vasst och orsakade blödande fingrar och infektioner efter långvarigt planteringsarbete. Ytan ansågs även vara ojämn vilket försvårade planteringsarbetet. Detta saktade ned arbetet och ledde till att dykarna fick använda trädgårdshandskar. Även skördearbetet gick långsammare, vilket främst anses berodde på förekomsten av klängmedusor som gjorde att arbetet flera gången fick avbrytas och i slutänden ledde till att helmask fick användas vilket saktade ned skördearbetet.

Variationer i tidsåtgången beroende på lokala förhållanden sågs även vid restaurering av ålgräs i Kalmar län där det tog 4 dykare 2,5 dagar att plantera 3200 skott vid lokalen Kårehamn, medan samma antal skott planterades på 1,5 dagar med 3 dykare på lokalen Ispeudde (personlig kommunikation Rita Jönsson Lst Kalmar län och Jonas Nilsson LNU). Skillnaderna berodde på att sedimenten vid Kårehamn var hårt och kompakt och både skörd och planering tog längre tid.

Sammanfattningsvis visar resultaten från Gåsö samt information kring tider från konsulter att tidsåtgången för skörd är relativt konstant och varierar mellan 300-400 skott per person och timma. Utifrån detta kan noggranna beräkningar göras av denna del av restaureringsarbetet. Planteringsarbetet kan dock påverkas av lokala förhållanden i högre utsträckning. Om lokalen har hårt sediment, stor förekomst av ostron eller om planteringen påbörjas tidigt på året då temperaturen i vattnet är låg kan planteringstiden behöva justeras. Det som varierar mest är dock den så kallade ’spilltiden’, och individuella skattningar av detta bör göras inför varje nytt restaureringsprojekt, där till exempel transporttider, logistik kring luftpåfyllning, uppmärkning av planteringsytor bör tas hänsyn till.

## 6.2 Kostnad

För storskaliga planteringar är det normalt att arbetet upphandlats som en tjänst och genomförts av konsulter. Nedan redogörs för kostnaderna för de olika planteringarna där det även specificeras vad som ingått i uppdraget. I slutet redovisas även kostnaderna för sandtäckning.

### 6.2.1 Skörd och plantering av ålgräs

I Kosterhavet utfördes planteringen av konsulter och enligt uppdragsbeskrivningen genomfördes skörd och plantering av ålgräs vid två lokaler vid Sydkoster. Totalt skördades och planterades 65 642 skott (0,8 hektar) i ett schackrutemönster vid de två lokalerna. Den slutliga kostnaden för detta arbete var 1 000 000 kronor, vilket motsvarar 16 kronor per skott, eller 125 kronor per $m^2$ (i schackrutemönster).

Planteringen vid Lilla Askerön utfördes av konsulter. Totalt skördades och planterades 80 012 skott i ett schackrutemönster på den 1 hektar stora sandtäckta ytan. Den slutliga kostnaden för detta arbete var 1 450 000 kronor, vilket motsvarar 23 kronor per skott, eller 145 kronor per $m^2$ (i schackrutemönster). Kostnaden var 100 000 kr högre än överenskommet, vilket berodde på det oförutsedda problemet med klängmedusor som gjorde att konsulten var tvungen att köpa in helmasker för att kunna fortsätta arbetet.

Inom projektet LIFE Coast Adapt har konsultkostnader för de arbeten som gällde ålgräsrestaurering uppgått till knappt 3 900 000 kronor (personlig kommunikation Camilla Greiff, Region Skåne). Detta inkluderar alla mätinsatser gjorda av konsulter, inberäknat alla års planteringar av totalt cirka 35 600 skott på 2 960 $m^2$, vilket motsvarar 110 kronor per skott, eller 1 318 kronor per $m^2$.

Jämförelsen visar att det kan skilja 10 gånger i pris per planterade kvadratmeter mellan olika projekt och konsulter, vilket tycks vara en större skillnad än vad som kan förklaras av olika svårighet och tidsåtgång mellan projekten. Möjligen är en förklaring att verksamheten är ny där det är svårt både för konsulten att beräkna sina kostnader, samt för beställaren att veta vad det bör kosta. Kostnaderna per enhet minskar i regel med ökad storlek på planteringsytan. Det innebär att en testplantering i regel är dyrare per enhet (till exempel per skott eller $m^2$) än en storskalig plantering. Baserat på tidsåtgången vid en storskalig plantering där 4 dykare (med 2 dykledare) hinner plantera cirka 2 400-3 000 skott per arbetsdag (12 timmar, se avsnitt 6.1) är kostnaden cirka 23-28 kronor per skott. Vid en testplantering blir andelen spilltid högre på grund av att tiden för förberedelser, transport, sjösättning med mera endast fördelas på en arbetsdag. Vid en testplantering söder om Stenungsund under 2024 planterades 800 skott på en 10x10 meter stor yta, där varannan kvadratmeter planterades med 16 skott per $m^2$. Kostnaden per skott vid en dags plantering med ett dyklag (1 dykledare och 2 dykare) blev 64 kronor, vilket är cirka 3 gånger högre än vid en storskalig plantering.

### 6.2.2 Sandtäckning

Under våren 2020 genomfördes en sandtäckning på 2200 kvadratmeter i de strandnära delarna av Lilla Askerön. Konsulter lade totalt ut 380 ton sand i viken med grävmaskin från land, med ett genomsnittligt sanddjup på 11 centimeter. Den slutliga kostnaden för detta arbete var 650 000 kronor, vilket motsvarar 295 kr per $m^2$.

Innan plantering av ålgräs skedde vid Lilla Askerön genomfördes en sandtäckning av den 1 hektar stora ytan. Sandtäckningen upphandlades separat från ålgräsplanteringen. Sandtäckningen genomfördes av konsulter, där uppdraget bestod i att ett 10 centimeter tjockt lager sand (naturgrus 0/8) spreds på en yta av 10 000 $m^2$, totalt 1 800 ton. Den totala entreprenörskostnaden för sandutläggningen var 2 300 000 kronor, vilket motsvarar 230 kr per $m^2$.

Konsultkostnaden för hjälp med tillståndsansökan uppgick till 108 000 kronor, dock togs en stor del av miljökonsekvensbeskrivningen fram i egen regi. Övriga kostnader, som offentligrättsliga avgifter och informationsskyltar som sattes upp uppgick till totalt 34 960 kronor. Kontrollprogrammet utfördes av Göteborgs universitet.

# 7 Vad kan allmänheten göra?

All restaurering av ålgräs i Sverige har hittills utförts av universitet, myndigheter och kommuner, samt av hamnar som kompensationsåtgärd vid exploatering. Ett växande intresse ses dock bland privatpersoner och företag som önskar utföra ålgräsplantering (personlig kommunikation Beatrice Alenius, Länsstyrelsen Västra Götalands län). Nedan följer lite information och råd till den som är intresserad av att plantera ålgräs eller som på något sätt vill bidra med åtgärder som kan förbättra för dessa viktiga ekosystem.

## 7.1 Restaurering av ålgräs

Börja med att försöka förstå hur restaureringsprocessen fungerar. Som komplement till handboken för restaurering av ålgräs från 2016 har ett antal filmer tagits fram som dels berättar om varför ålgräs är viktigt, dels går igenom hela restaureringsprocessen, från val av lokal, till själva planteringen och hur man bäst följer upp denna. Dessa filmer kan man hitta på YouTube:

https://www.youtube.com/channel/UC8r3XBOkoJ5wLG6Ong-jB9w

Man kan även läsa mer om arbetet med ålgräsrestaurering på Havs- och vattenmyndighetens hemsida, samt på forskningsprogrammet Zorros hemsida.

**HaV hemsida:** https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2016-09-19-handbok-for-restaurering-av-algras-i-sverige.html

**Zorros hemsida:** https://www.gu.se/forskning/zorro

Det finns i dagsläget inga tydliga regler för vad som gäller vid plantering av mindre (1-2 $m^2$) stora testplanteringar av ålgräs. Men om man följer handboken och inte skördar skott så att det förstör ålgräsängen behöver man normalt inga tillstånd, mer än ett godkännande från markägaren. Dock är det viktigt att tänka på att det inom skyddade områden kan vara förbjudet att plocka växter. Om testplanteringen lyckas och man vill plantera större ytor krävs oftast strandskyddsdispens från kommunen (eller Länsstyrelsen om det är inom statligt skyddat område; se avsnitt 3).

Utmaningar vid ålgräsrestaurering kan vara att ängarna eller tillgängliga planteringsytor många gånger växer på djup som är större än 1 meter. Om man inte är en van fridykare kan detta innebära svårigheter att plantera skott med hjälp av snorkling och dykning med tuber kan krävas. Om man vill plantera på djupare vatten med dykning, men saknar denna kunskap kan man försöka involvera någon dykklubb. Det är viktigt att kolla upp vilka regler och försäkringar som gäller kring dykning oavsett om planteringen görs på uppdrag av ett företag eller i privat regi. Ideella organisationer kan söka bidrag för den här typen av åtgärder, se avsnitt 7.3. Dock krävs ofta en viss medfinansiering och ideell arbetstid ersätts sällan.

För att undvika behovet av dykning kan man välja att skörda skott som flutit iland (om en mindre plantering ska utföras) eller skörda skott vid en grund, tät äng (var försiktig så att inte ålgrässkott trampas sönder eller för många skott skördas på samma ställe). Plantering vid cirka 1 meter djup kan göras med snorkling, men det blir lätt grumligt och det kan bli svårt att se efter ett tag.

Grundare planteringar än 1 meter är oftast inte lämpligt på grund av risk för isskador under vintern. Inom forskningsprogrammet Zorro utvecklas för närvarande lättillgängliga restaureringsmetoder som kan användas av volontärer. Metoden bygger på att naturligt strandade skott placeras i buntar och fästs vid vikter, vilka sedan släpps från båt på lämpligt djup. Inledande studier visar lovande resultat för denna teknik (E. Wik opublicerad data).

## 7.2 Andra ålgräsförbättrande åtgärder

Det finns även en rad andra positiva åtgärder man som privatperson kan göra för ålgräset. En mycket viktig del är kunskapsspridning. Många vet inte vad ålgräs är och varför det är viktigt. Genom att sprida kunskap om ålgräs till exempel i sin bekantskapskrets, vid båtbryggan eller i naturhamnen sprids även en ökad förståelse och förhoppningsvis ökade motiv bland allmänheten att värna om dessa ekosystem. Detta är särskilt viktigt då många av de aktiviteter vi människor ägnar oss åt och som kan skada ålgräset (till exempel bryggbyggnationer och ankring) är koncentrerade i de områden där ålgräset växer (grunda vågskyddade vikar). Zorro-programmet har tagit fram en kort video som förklarar varför ålgräs är viktigt (https://www.youtube.com/watch?v=fpNOlmrXMXQ), och som kan delas för att sprida kunskap.

Om man vill läsa mer om hur aktiviteter och strukturer kopplade till fritidsbåtar påverkar grunda vågskyddade vikar, samt vad man kan göra för att minska denna påverkan kan man ladda ned rapporten ”Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige” (Moksnes m.fl. 2019): https://havsmiljo.se/media/fritidsbatars_miljopaverkan.pdf

## 7.3 Finansiering

På havs- och Vattenmyndighetens hemsida finns en sammanställning av de bidrag som kan sökas av länsstyrelser, kommuner, vattenråd, privatpersoner och andra aktörer som vill arbeta aktivt med vattenvård, åtgärder och restaurering:

https://www.havochvatten.se/bidrag-utlysningar-och-anslag/hitta-bidrag-for-en-battre-havs--och-vattenmiljo/bidrag-i-sokbar-tabell.html

# 8 Källförteckning

Alenius B., Olsson A., Moksnes P., Eriander L. (2022) Förvaltning och återställande av ålgräsängar – slutrapport (*in Swedish*). Länsstyrelsen Västra Götaland, Göteborgs universitet.

Andersson S. (2023). Kompensationsrestaurering av ålgräs i Göteborgs skärgård. Slutrapport 2023 (*in Swedish*). Göteborgs hamn AB.

Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, and Rosenberg R (2003) Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio* 32:374–377.

Bailey, S. E., & Palermo, M. R. (2005). Equipment and placement techniques for subaqueous capping.

Balsby TJS, Clausen P, Krause-Jensen D, Carstensen J and Madsen J (2017) Long-term Patterns of Eelgrass (Zostera marina) Occurrence and Associated Herbivorous Waterbirds in a Danish Coastal Inlet*. Frontiers in Marine Science* 3:285.

Berglund J, Thomasdotter A, von Friesen CP, Åkerholm M, Saarinen A, Nordling P, Kraft E, Danbolt M, Wall A, Infantes E, Envall M, Möller H, Rasmussen, and P-O Moksnes. 2023. Marin Fjärranalys – Övervakning av vegetationsutbredning med satelliter och drönare (*in Swedish*). Rapport Länsstyrelsen Västerbotten. Dnr. 8767-2021

Blue orbis (2021) Slutrapport utförande av sandutläggning, Askeröfjorden (*in Swedish*), Västra Götalands län 2021. Blue Orbis AB.

Castro-Fernández J, Terrados J, Hinz H, Castejón-Silvo I, Moksnes P-O, Infantes E. 2025. Fish community structure and habitat complexity in restored and natural eelgrass meadows. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 35:e70092. https://doi.org/10.1002/aqc.70092

Corcora, C, T., Lattuda, M., Taphorn, M., Kesy, K., Brauer, A., Bähre, R., Kröger, L., Wunsch, A., Schröder-Esselbach, B., Paul, M., Bengtsson, M. Behnsen, H., Rick-els, W. & Reusch, T.B.H. (2021): SeaStore-Diversity Enhancement Through Seagrass Restoration. MASTS: Annual Science Meeting. 5.-7. October 2021, https://masts.ac.uk/wp-content/uploads/2021/09/Seagrass-AM.pdf

Cronau, R. J., de Fouw, J., van Katwijk, M. M., Bouma, T. J., Heusinkveld, J. H., Hoeijmakers, D., ... & van der Heide, T. (2023). Seed ‐ versus transplant ‐ based eelgrass (Zostera marina L.) restoration success in a temperate marine lake. *Restoration Ecology*, *31*(1), e13786.

Dennison, W. C., Orth, R. J., Moore, K. A., Stevenson, J. C., Carter, V., Kollar, S., ... & Batiuk, R. A. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation: habitat requirements as barometers of Chesapeake Bay health. *BioScience*, *43*(2), 86-94.

Duarte, C. M., Marbà, N., Krause-Jensen, D., & Sánchez-Camacho, M. (2007). Testing the predictive power of seagrass depth limit models. *Estuaries and Coasts*, *30*, 652-656.

Duffy JE, Stackowicz JJ, Reynolds PL, Sotka EE, Hovel KA, Boström C, Boyer KE, Cusson M, Eklöf JS, Engelen AH, Eriksson BK, Fodrie FJ, Griffin JN, Hereu CM, Hori M, Hughes AR, Ivanov MV, Jahnke M, Jorgensen P, Kruschel C, Lee K-S, Lefcheck J, Moksnes P-O, Nakaoka M, O'Connor MI., O'Connor NE., Orth RJ, Peterson BJ, Reiss H, Reiss K, Richardson JP, Rossi F, Ruesink JL, Schultz ST, Thormar J, Tomas F, Unsworth R, Voigt EP, Whalen MA., Ziegler SL, Olsen JL. 2022. A Pleistocene legacy structures variation in modern seagrass ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 119(32):1-8. https://doi.org/10.1073/pnas.2121425119

Envall A. 2012. Ålgräsutbredning (Zostera sp.) i Västra Götalands län sommaren 2008 (*in Swedish*). Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2012:58.

Eriander, L., Infantes, E., Olofsson, M., Olsen, J. L., & Moksnes, P. O. (2016). Assessing methods for restoration of eelgrass (Zostera marina L.) in a cold temperate region. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *479*, 76-88.

Eriander, L. (2017). Light requirements for successful restoration of eelgrass (Zostera marina L.) in a high latitude environment–acclimatization, growth and carbohydrate storage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *496*, 37-48.

Eriksson, B. K., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., & Bergström, U. (2011). Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, *40*, 786-797.

Faust E, Rigby K, Olsson A, Alenius B, Moksnes P-O, Jahnke, M (2025). Empowering Regional Conservation: Genetic diversity assessments as a tool for eelgrass management. *Molecular Ecology*. 0:e17656. https://doi.org/10.1111/mec.17656

Flindt, M. R., Oncken, N. S., Kuusemäe, K., Lange, T., Aaskoven, N., Winter, S., ... & Kristensen, E. (2022). Sand-capping stabilizes muddy sediment and improves benthic light conditions in eutrophic estuaries: Laboratory verification and the potential for recovery of eelgrass (Zostera marina). *Journal of Sea Research*, *181*, 102177.

Gagnon, K., Christie, H., Didderen, K., Fagerli, C. W., Govers, L. L., Gräfnings, M. L., ... & Boström, C. (2021). Incorporating facilitative interactions into small‐scale eelgrass restoration—challenges and opportunities. *Restoration Ecology*, *29*(5), e13398.

Gagnon K, Bocoum EH, Chen CY, Baden S, Moksnes P-O, Infantes E. 2023. Rapid faunal colonisation and recovery of biodiversity and functional diversity following eelgrass restoration. *Restoration Ecology*. doi/10.1111/rec.13887

Gai F (2021) Eelgrass restoration. Life coast adapt, southern sweden. Skånes kommuner . Rapport WSP.

Gai F (2022) Eelgrass transplantation, Båstad. Lifecoast adapt, southern sweden. Skånes kommuner. Rapport WSP.

Gai F (2023) Eelgrass transplantation, Båstad 2022. Lifecoast adapt, southern sweden. Skånes kommuner. Rapport WSP.

Gamble, C., Glover, A., Debney, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., ... & Preston, J. (2021). Seagrass Restoration Handbook: UK and Ireland. Zoological Society of London.

Govers, L. L., Heusinkveld, J. H., Gräfnings, M. L., Smeele, Q., & van der Heide, T. (2022). Adaptive intertidal seed-based seagrass restoration in the Dutch Wadden Sea. *Plos one*, *17*(2), e0262845.

Greve, T. M., Krause-Jensen, D., Rasmussen, M. B., & Christensen, P. B. (2005). Means of rapid eelgrass (Zostera marina L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquatic Botany*, *82*(2), 143-156.

Gräfnings, M. L., Heusinkveld, J. H., Hoeijmakers, D. J., Smeele, Q., Wiersema, H., Zwarts, M., ... & Govers, L. L. (2023). Optimizing seed injection as a seagrass restoration method. *Restoration Ecology*, *31*(3), e13851.

Hav (2018) Muddring och hantering av muddermassor – vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken (*in Swedish*). Hav- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.

Infantes, E., Eriander, L., & Moksnes, P. O. (2016). Eelgrass (Zostera marina) restoration on the west coast of Sweden using seeds. *Marine Ecology Progress Series*, *546*, 31-45.

Infantes E and Moksnes P-O. 2018. Eelgrass seeds harvesting: flowering shoots development and restoration along the Swedish west coast. *Aquatic Botany*. 144:9-19. doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.10.002.

Jahnke M, Jonsson PR. 2022. Biophysical models of dispersal contribute to seascape genetic analyses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 377: 20210024. https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0024

Jahnke M, Jonsson PR, Moksnes P-O, Loo L-O, Nilsson Jacobi M, Olsen JL. 2018. Seascape genetics and biophysical connectivity modelling support conservation of the seagrass Zostera marina in the eastern North Sea. *Evolutionary Applications*. 11:645–661. DOI:10.1111/eva.12589

Jahnke M, Moksnes P-O, Olsen JL. Serra, NS, Nilsson Jacobi M, Kuusemäe K, Corell H. Jonsson PR. 2020. Integrating genetics, biophysical, and demographic insights identifies critical sites for seagrass conservation. *Ecological Applications*. 30(6):1-18. https://doi.org/10.1002/eap.2121

Jersak, J., Göransson, G., Ohlsson, Y., Larsson, L., Flyhammar, P., & Lindh, P. (2016). In-situ övertäckning av förorenade sediment (*in Swedish*). Metodöversikt.

Jonsson PR, Moksnes P-O, Corell H, Bonsdorff E, Nilsson Jacobi M. 2020. Ecological coherence of Marine Protected Areas: new tools applied to the Baltic Sea network. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 1-18 https://doi.org/10.1002/aqc.3286.

Kwakernaak, C., Hoeijmakers, D. J., Zwarts, M. P., Bijleveld, A. I., Holthuijsen, S., de Jong, D. J., & Govers, L. L. (2023). Ragworms (Hediste diversicolor) limit eelgrass (Zostera marina) seedling

settlement: Implications for seed-based restoration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *560*, 151853.

Källström B, Nyqvist A, Åberg P, Bodin M, André C (2008) Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatiq Botany* 88:148–153.

Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2022). Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, *685*, 97-109.

Langseth, J., Luger, D., Jacobs, W., Sisson, R., Sittoni, L., Hedblom, E., & Greenleaf, T. (2015). Placement of caps on soft and fluid tailings. *Proceedings Tailings and Mine Waste 2015*. ancouver, BC, October 26 to 28, 2015

Laursen K (1987) Consumption of mussels by eiders in the Danish Wadden Sea. In: Tougaard S (ed) Proc 5th Int Wad- den Sea Symp, Esbjerg. The National Forest and Nature Agency and The Museum of Fisheries and Shipping, Esbjerg, p 239−245.

Lehmann, Marvin (2022) *Biodiversity and colonization success of newly restored seagrass meadows in the Kiel Bight.* (Master thesis), Christian-Albrechts Universität zu Kiel, Kiel, Kiel, 57 pp.master thesis

Moksnes P-O. 2004 Self-regulating mechanisms in cannibalistic populations of juvenile shore crabs Carcinus maenas*. Ecology*. 85:1343-1354.

Moksnes P-O, Jonsson PR. 2020. Larval connectivity and marine protected area networks. In: Anger K, Harzsch S, Thiel M. Developmental biology and larval ecology: Natural history of crustaceans, Vol VII, pg 408-436. *Oxford University Press*. ISBN: 978-0-19-064895-4

Moksnes P-O, Bergström P. 2025. Historisk analys av areell utbredning av ålgräs i Västerhavet: Metoder, tillstånd och orsaker (*in Swedish*). Havs- och vattenmyndighetens rapport 2025:5. 47 pages. ISBN: 978-91-89329-99-7.

Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K. and S. Baden. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117: 763-777.

Moksnes P-O, Jonsson PR, Nilsson Jacobi M, Vikström K. 2014. Larval connectivity and ecological coherence of marine protected areas (MPAs) in the Kattegat-Skagerrak region. Swedish Institute for the Marine Environment. Report no. 2014:2 (221 pg)

Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016. Handbook for restoration of eelgrass in Sweden - National guideline. Swedish Agency for Marine and Water Management, Report number 2021:5, 111 pages (excluding appendices).

Moksnes P-O. Larsson F, Tullrot A 2017. Åtgärdsprogram för ålgräsängar (Zostera spp.) (*in Swedish*). Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:4, 64 pages, ISBN 978-91-87967-72-6.

Moksnes P-O, Eriander L, Infantes E, Holmer M. 2018. Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts.* 41:1712–1731. DOI: 10.1007/s12237-018-0382-y

Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige (*in Swedish*). Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3

Moksnes P-O, Svensson R, Bergström P, Lindegarth M. 2024. Statusklassificering av ålgräsets i Västerhavet: Förslag på bedömningsmetod (*in Swedish*). Havs-och vattenmyndighetens rapport. 2024:17.

Möller H. 2019. Effect of wave events and sedimentdynamics: sediment resuspension in Askerön. Kandidatarebete. Göteborgs universitet.

Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147–156.

Naturvårdsverket (2006) Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (*in Swedish*). Rapport 5591.

Nilsson, J & Jönsson, R.B., 2019. Restaurering av ålgräs i Östersjön. Slutrapportering särskilda åtgärdsprojekt från Havs- och vattenmiljöanslaget (1:12) (*in Swedish*). Länsstyrelsen Kalmar län, meddelande 2019:12.

Oncken, N. S., Lange, T., Kristensen, E., Quintana, C. O., Steinfurth, R. C., & Flindt, M. R. (2022). Sand-capping–A large-scale approach to restore organic-enriched estuarine sediments. *Marine Environmental Research*, *173*, 105534.

Orth RJ, Luckenback M, Moore A (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. *Ecology* 75:1927–1939.

Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB (2012) Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Marine Ecology Progress Series* 448:177–195.

Ries SR, Faust E, Johannesson K, Jonsson PR, Moksnes P-O, Pereyra RT, Jahnke M. 2023. Genetic structure and diversity of the seagrass Zostera marina along a steep environmental gradient, with implications for genetic monitoring. *Frontiers in Climate*. 5:1303337. doi:10.3389/fclim.2023.1303337

Palermo, M. R., Miller, J., Maynord, S., & Reible, D. (1998). Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Guidance for In Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments. *Appendix A. US Environmental Protection Agency, EPA*, *905*.

Pajusalu, L., Boström, C., Gagnon, K., Kaljurand, K., Kotta, J., Püss, T., & Martin, G. (2023). Restoration of eelgrass (Zostera marina) in Estonian coastal waters, Baltic Sea.

Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H., & Moksnes, P. O. (1995). Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, *29*, 349-358.

Rehlmeyer, K., Franken, O., Van Der Heide, T., Holthuijsen, S. J., Meijer, K. J., Olff, H., ... & Govers, L. L. (2024). Reintroduction of self-facilitating feedbacks could advance subtidal eelgrass (Zostera marina) restoration in the Dutch Wadden Sea. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1253067.

Rohde Nielsen (2020) Sandutläggning på havsbotten Askeröfjorden Tjörns Kommun. Rohde Nielsen AB.

Schuster, J. (2023) Comparison of in-and epifauna communities twoyears after the seagrass transplantation in Maasholm - Was the seagrass restoration successful? GEOMAR bachelor thesis.

SGU (2017) Förutsättningar för utvinning av marin sand och grus i Sverige (*in Swedish*). SGU diarienummer: 21-2973/2015.

Steinfurth, R. (2023). Applying multiple marine restoration approaches and quantifying ecosystem services in Danish estuaries. PhD University of Southern Denmark, Odense.

Steinfurth, R. C., Nielsen, B., Elsberg, L. F., Lange, T., Oncken, N. S., Quintana, C. O., ... & Flindt, M. R. (2024). Macrofaunal colonization after large-scale sand-cap and Zostera marina restoration of organic enriched sediments in a Danish fjord. *Marine Ecology Progress Series*, *729*, 63-79.

Størdal, I. F., Uleberg, E. V., Tsegaye, D., & Colman, J. E. (2023). Restoration of seagrass habitats: Effects of artificial and natural sediments on the development of transplanted eelgrass (Zostera marina). *Aquatic Botany*, *188*, 103677.

Strandberg D, Nilsson J (2020) Rapportering av arbeten med bottenvegetation i enlighet med kontrollprogram för utfyllnad av Verköhamn, Karlskrona kommun.

Tannergård M (2023) Ålgräsplantering – Kristianstad kust 2023 (*in Swedish*). Rapport , Havsarbete AB. Dykservice stockholm.

Unsworth, R. K., Bertelli, C. M., Cullen-Unsworth, L. C., Esteban, N., Jones, B. L., Lilley, R., ... & Rees, S. C. (2019). Sowing the seeds of seagrass recovery using hessian bags. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *7*, 311.

Unsworth, R. K. F., Rees, S. C., Bertelli, C. M., Esteban, N. E., Furness, E. J., & Walter, B. (2022). Nutrient additions to seagrass seed planting improve seedling emergence and growth. *Frontiers in Plant Science*, *13*, 1013222.

Unsworth, R. K., Jones, B. L., Coals, L., Furness, E., Inman, I., Rees, S. C., & Evans, A. J. (2024). Overcoming ecological feedbacks in seagrass restoration. *Restoration Ecology*, *32*(4), e14101.

Vägverket (1087) Utförande av erosionsskydd i vatten vid brobyggnad (*in Swedish*). 1987:91.

Waltho C, Coulson J (2015) The common eider. T & AD Poyser, Bloomsbury, London

Warwas N. 2018. Negative effects of the shore crab (Carcinus maenas) on eelgrass (Zostera marina L.) transplants: Quantitative evidence of damage in its native range. Master thesis. University of Gothenburg.

Yu L, Khachaturyan M, Matschiner M, Bauer AHD, Cameron B, Cusson M, Duffy E, Fodrie FJ, Gill D, Grimwood J, Hori M, Hovel K, Hughes R, Jahnke M, Jenkins J, Keymanesh K, Kruschel C, Mamidi S, Menning DM, Moksnes P-O, Nakaoka M, Pennacchio C, Reiss K, Rossi F, Ruesink JL, Schultz ST, Talbot S, Unsworth R, Ward DH, Dagan T, Schmutz J, Eisen JA, Stachowicz JJ, van Peer Y, Reusch TBH. 2023. Ocean current patterns drive the worldwide colonization of eelgrass (Zostera marina). Nature Plants. 9, 1207–1220. https://doi.org/10.1038/s41477-023-01464-3

# Bilaga A Förslag på vägledning för analyser av ljusdata

# Bilaga B Sandtäckning av havsbotten – en sammanställning av metoder och sandkällor

# Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

Uppdatering av kunskapsläget 2016-2024

Tillståndet i kust- och havsmiljön behöver förbättras. Ett stort antal internationella och nationella åtaganden samt beslut ställer krav på åtgärder för att minska påverkan och belastning, såväl som på restaurering av kust- och havsmiljön.

Plantering av ålgräs utgör en viktig åtgärd för att restaurera historiska ängar eller som kompensationsåtgärd när ålgräs förstörs vid exploatering. År 2016 publicerades en detaljerad teknisk handledning för restaurering av ålgräs i Sverige (Moksnes m.fl. 2016) (HaV rapport 2016:9). I denna handbok beskrivs alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. Sedan dess har de metoder som beskrivs i handboken testats i olika projekt på flera platser längs Sveriges kust och fortsatta studier i Bohuslän har lett till ny kunskap och utveckling av metoder för restaurering. I denna rapport, som är ett komplement till handboken, sammanställs ny kunskap om ålgräsrestaurering baserad på dessa erfarenheter från Östersjön och Västerhavet 2016–2024. Vidare sammanställs kunskap från flera restaureringsprojekt i Bohuslän genomförda av forskare vid Göteborgs universitet i samarbete med Länsstyrelsen i Västra Götaland där målet varit att utveckla nya restaureringsmetoder.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att den uppdaterade Handboken kan utgöra ett stöd för tillsyns- och prövningsmyndigheter, men även verksamhetsutövare och konsultföretag i arbetet med ålgräsrestaurering. Handboken har tagits fram i ett samarbete mellan Havs- och vattenmyndigheten, Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Göteborgs universitet.

Vi arbetar för levande hav och vatten

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

Havs och Vatten myndigheten