

Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

Vägledning



Rekommenderat format vid citering:

Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. 2016. Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige – Vägledning. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2016:9, 146 sidor (inklusive bilagor), ISBN 978-91-87967-17-7 (pdf, digital version), ISBN 978-91-87967-27-6 (tryckt version)

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

Nyckelord: *Zostera marina*, ålgräsäng, bandtång, gömfröiga växter, restaurering, ekologisk kompensation, transplantering, skottmetoder, frömetoder, uppföljning, utvärdering, kostnadsberäkning, Bohuslän, Västerhavet



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2016-07-14

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund
Omslagsfoto: Plantering av ålgräs i Gullmarsfjorden. Lysekils kommun, Västra Götalands län. Fotograf: Eduardo Infantes.
ISBN 978-91-87967-17-7 (pdf, digital version)
ISBN 978-91-87967-27-6 (tryckt version)
Tryck: Scanprint 2016

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

Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

Vägledning

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

¹Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs universitet

²Juridiska institutionen, Göteborgs universitet

³Havsmiljöinstitutet, Göteborgs universitet

⁴Centrum för hav och samhälle, Göteborgs universitet

⁵EnviroEconomics Sweden Consultancy, Östersund

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9

Förord

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

Denna handbok ger en detaljerad vägledning för restaurering av ålgräs och tar upp alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. Metodiken är i första hand utvecklad för Västerhavsområdet, men delar kan också vara tillämpbara i Östersjön efter att metoderna undersökts där. Handboken utgör ett led i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (åtgärdena 29, 30 och 31; Havs- och vattenmyndigheten rapport 2015:30).

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 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.

Arbetet initierades av Länsstyrelsen i Västra Götaland län 2007 genom en internationell sammanställning av kunskapsläget kring ålgräsrestaurering (Västra Götalands rapport 2009:26). Utifrån bland annat detta underlag beviljade Naturvårdsverket 2010 länsstyrelsen medel för ett forskningsprojekt kring ålgräsrestaurering i svenska havsområden (NV Dnr 309-863-10 Nh, HaV Dnr 1514-12). Arbetet har därefter utvecklats genom bildandet av det tvärvetenskapliga forskningsprogrammet Zorro vid Göteborgs universitet med ytterligare forskningsfinansiering från universitetet, FORMAS (Dnr 212-2011-758) och Havs- och vattenmyndigheten (HaV Dnr 2283-14).

Ett stort tack riktas till alla dem som bidragit med information, underlag och synpunkter under arbetets gång. Handboken har tagits fram av en forskningsgrupp från Göteborgs universitet. Gruppen består av forskare inom marin ekologi, miljörett och miljöekonomi. Projektledare har för Havs- och vattenmyndighetens och Länsstyrelsens del varit Ingemar Andersson och Ingela Isaksson.

Göteborg maj 2016, Björn Sjöberg

Chef för Avdelningen för Havs- och vattenförvaltning

SAMMANFATTNING.....	9
SUMMARY	11
ORDLISTA	13
1. INTRODUKTION	15
1.1. Bakgrund – ålgräsrestaurering.....	15
Behov av ålgräsrestaurering i Sverige.....	15
1.2. Syfte och avgränsningar	16
Områden där handboken är tillämplig.....	17
1.3. Läsanvisningar	17
1.4. Generella råd vid restaurering av ålgräshabitat i Sverige	18
Det går inte alltid att restaurera	18
Större är bättre	19
Sprid riskerna	19
2. UTVÄRDERING OCH VAL AV LOKAL FÖR RESTAURERING	20
2.1. Skillnader mellan ekologisk restaurering och kompensation	21
2.2. Orsaker till förlust och brist på återhämtning.....	22
2.3. Historisk utbredning av ålgräs	25
2.4. Nuvarande utbredning och naturlig spridning av ålgräs.....	25
2.4.1. Inventering av ålgräsets utbredning i målområdet.....	27
2.5. Viktiga faktorer vid val av restaureringslokal.....	30
2.5.1. Vattendjup.....	32
2.5.2. Ljusförhållanden.....	33
2.5.3. Turbiditet, klorofyll och näringsämnen.....	39
2.5.4. Salthalt, temperatur och syreförhållanden	40
2.5.5. Sedimentförhållanden och fysisk exponering.....	41
2.5.6. Epifytiska alger och drivande algmattor.....	48
2.5.7. Störning från grävande och betande djur	52
2.6. Testplantering.....	54
2.6.1. Testplantering av skott.....	55
2.7. Referensängar	58
2.8. Summering – utförande vid val av lokal för restaurering	58
3. SAMRÅD OCH TILLSTÄNDSPRÖVNING	61
3.1. Påverkan på miljön, friluftsliv och olika verksamheter.....	61
3.2. Samråd med länsstyrelsen	62
3.3. Tillstånd för vattenverksamhet.....	62
3.4. Dispenser	63

Dispens från strandskydd.....	63
Dispens från föreskrifter för nationalparker, naturreservat, biotopskydd m.m.	64
4. VAL AV RESTAURERINGSMETOD	65
4.1. För- och nackdelar med frömetoder	65
4.2. För- och nackdelar med skottmetoder	68
5. RESTAURERING MED VEGETATIVA SKOTT	71
5.1. Beskrivning av olika metoder	71
5.1.1. Plantering med sediment.....	71
5.1.2. Plantering utan sediment	72
5.1.3. Planteringstäthet och utformning av storskalig restaurering.....	74
5.2. Tidpunkt för restaurering	75
5.3. Val av donatoräng	77
Matcha förhållandena.....	77
Minimera påverkan	78
Genetiska aspekter.....	78
Logistiska aspekter	79
5.4. Skörd och transport	80
Tillstånd, personal och utrustning.....	80
Minimera påverkan	80
Identifiering av vegetativa skott	82
Skördearbete.....	82
Transport	85
Prover för övervakning	85
5.5. Plantering.....	86
Information och planering	86
Metoder och utformning av planeringsområde	86
Utförande av plantering.....	87
6. UTVÄRDERING AV RESTAURERING.....	89
6.1. Betydelsen av att dokumentera och utvärdera resultaten.....	89
6.2. Variabler och kriterier vid utvärdering av restaurering	89
6.3. Rekommenderad utformning av övervakningen	90
6.4. Rekommenderade variabler och metoder	92
Referensängar.....	93
Skotttäthet och bladmorfologi	93
Areell utbredning och djuputbredning av ålgräs.....	95
Biomassa ålgräs	96
Ljustillgång och temperatur	96

Variabler som indikerar ängens ekosystemfunktioner.....	96
6.5. Bedömning av resultat.....	97
7. KOSTNAD FÖR ÅLGRÄSRESTAURERING I VÄSTERHAVET	100
7.1. Inledning	100
7.2. Summering av resultat.....	100
Singelskottmetoden	100
Fröplantering från båt	101
8. OMNÄMNANDEN.....	103
9. KÄLLFÖRTECKNING	104
BILAGOR (FINNS DIGITALT PÅ HTTPS://WWW.HAVOCHVATTEN.SE/)	
Bilaga 1.....	1–18
Restaurering av ålgräs med frön i Västerhavet	
Bilaga 2	1–5
Modifiering av miljön för ålgräsrestaurering	
Bilaga 3	1–10
Kostnadsberäkning för ålgräsrestaurering i Västerhavet	

Sammanfattning

I Bohuslän har mer än 60 % av allt ålgräs försvunnit sedan 1980-talet till följd av övergödning och överfiske. Även om åtgärder har förbättrat vattenkvaliteten i Västerhavet under senare år har ingen återhämtning av ålgräs skett. Istället fortsätter förlusten, bl.a. till följd av exploatering av grunda kustområden. Restaurering av ålgräs skulle kunna utgöra en åtgärd för att återskapa historiska habitat eller som kompensationsåtgärd när ålgräs förstörs vid exploatering.

Denna handbok ger en detaljerad teknisk handledning för restaurering av ålgräs i skandinaviska vatten och tar upp alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. Rekommenderade metoder är baserade på omfattande studier i Bohuslän 2010–2015, och är sannolikt tillämpbara för kustområden i hela Skagerrak och Kattegatt, inklusive Öresund. Delar av de metoder som beskrivs är troligen också användbara i södra Östersjön, men kompletterande studier behöver utföras innan metoderna kan rekommenderas också för detta område.

Även om väl fungerande metoder för ålgräsrestaurering nu finns tillgängliga för svenska förhållande är restaurering av ålgräs tidskrävande, dyrt och förenat med osäkerheter. När en ålgräsäng försvinner kan miljön förändras så mycket att den inte längre tillåter ålgräs att växa i området. Det är därför inte alltid möjligt att restaurera en förlorad äng. Följaktligen 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.

Innan en storskalig restaurering påbörjas är det centralt att utvärdera om rådande miljöförhållanden tillåter ålgräs att växa i tilltänkta lokaler. I Bohuslän utgör grumligt vatten och dåliga ljusförhållanden, drivande fleråriga algmattor på botten, fintrådiga algmattor på ytan och störningar från strandkrabbor de vanligaste orsakerna till att planteringar misslyckas. För att utvärdera miljöförhållandena rekommenderas att övervakning och testplanteringar görs i potentiella lokaler under minst 12 månader innan en eventuell storskalig restaurering påbörjas. Generellt rekommenderas endast lokaler där ljusstillgången vid planteringsdjupet är minst 25 % av ljuset vid ytan, och där testplanteringar visar positiv skotttillväxt efter ett år.

Innan restaureringsarbetet påbörjas måste också berörda myndigheter kontaktas för att få information om eventuella samråd, anmälningar, tillstånd och dispenser som kan behövas. För de metoder som rekommenderas i handboken behöver dock i normalfallet endast en anmälan om samråd göras hos länsstyrelsen vid ålgräsrestaurering.

För ålgräsrestaurering i svenska vatten rekommenderas att *singelskottmetoden* används där vuxna skott transplanteras för hand ett och ett utan sediment från donatorängen med hjälp av dykare. För att öka vinteröverlevnaden rekommenderas generellt att planteringen görs på 1,5–2,5 m djup, i början av juni där skotten planteras med 25–50 cm mellanrum (4–16 skott per kvadratmeter). Det rekommenderas också att den planterade ytan är minst 1000 m² totalt för att öka chanserna för positiva självgenererade effekter

från den planterade ängen. De rekommenderade metoderna ger inga mätbara negativa effekter på donatorängarna. De är också relativt snabba där ett dyklag på fyra personer beräknas kunna skörda och plantera en hektar ålgräs (40 000 skott) på 10 arbetsdagar. Vid optimala förhållanden kan skotttätheten öka nästan 10 gånger över sommaren. Den arbetsamma metoden begränsar dock omfattningen av restaureringarna till relativt små projekt (<10 hektar per år), vilket är en mycket liten andel i jämförelse med de 1000-tals hektar ålgräs som förlorats i Bohuslän sedan 1980-talet. Ålgräsrestaurering kan därför inte som ensam åtgärd förväntas återskapa den historiska utbredningen av ålgräs. Däremot kan restaurering på strategiskt valda platser, i kombination med storskaliga åtgärder som förbättrar miljön och tillväxtförhållandena för ålgräs i kustområdet, utgöra ett viktigt komplement som möjliggör och påskyndar en naturlig återhämtning av livsmiljön.

Övervakning av en restaurerad ålgräsäng är nödvändig för att kunna utvärdera om målet med restaureringen uppnåtts. Den bör därför vara en självklar del i budgeten för varje projekt, och ställas som krav vid kompensationsrestaurering. I denna handbok rekommenderas att restaureringen utvärderas och bedöms genom att jämföra i första hand skotttäthet, biomassa och areell utbredningen av den restaurerade ängen med samma variabler i referensängar under 10 år.

Den totala kostnaden för att restaurera en hektar ålgräs med de rekommenderade metoderna skattas till mellan 1,2 och 2,5 miljoner kr (inklusive val av lokal och utvärdering). Dessa värden inkluderar kostnaden för att utvärdera potentiella restaureringslokaler under ett år (ca 0,39 miljoner kr) samt att övervaka restaureringen i 10 år (ca 0,39 miljoner kr), vilka inte påverkas av storlek på restaureringen. Kostnaden för skörd och plantering av ålgräs är däremot direkt proportionell mot skotttäthet och areal hos planteringen och beräknas variera mellan 0,44 och 1,73 miljoner kr per hektar. Om skotten behöver förankras kan planteringskostnaden fördubblas. Det är därför viktigt att identifiera optimala planteringsmetoder vid utvärdering av restaureringslokaler.

Metoder för restaurering med ålgräsfrön i Västerhavet är också framtagna, men kan idag inte rekommenderas på grund av mycket höga och varierande förluster av frön. I jämförelse med skottmetoder är frömetoder mer osäkra, tar två år längre tid för att återfå en äng och beräknas kosta två till tre gånger mer med tillgängliga metoder.

Summary

More than 60 % of the eelgrass has vanished from the Swedish northwest coast since the 1980s as a result of nutrient pollution and overfishing. Although measures have improved the water quality significantly in recent years, no natural recovery of eelgrass has occurred. Instead the losses of eelgrass continue as a result of e.g. coastal exploitation. Restoration of eelgrass constitutes a potential tool to recreate historic habitats and to mitigate eelgrass meadows that are destroyed during exploitation.

This handbook provides detailed technical guidelines for eelgrass restoration in Scandinavian waters and includes all important steps in the restoration process, from site selection and permit processes to harvest and planting of eelgrass, and monitoring and evaluation of results. The described methods are based on extensive studies carried along the northwest coast of Sweden, from 2010 to 2015, and are mainly applicable for the Skagerrak–Kattegat area including the Sound. Some of the methods may also be appropriate for the southern part of the Baltic Sea, but complementary studies will be needed before they could be recommended also for this area.

Although functional methods for eelgrass restoration now are available for Swedish waters it is important to note the eelgrass restoration is very labor intensive, expensive and the results are many times uncertain. When an eelgrass meadow is lost, the physical and biological environment may change so much that it no longer allows eelgrass to grow in the area. It is therefore not always possible to restore a lost eelgrass bed. Hence, it is imperative that environmental managers prioritize the protection and conservation of remaining eelgrass habitats, and only as a last option use compensatory restoration as a measure to mitigate losses caused by coastal exploitation.

A critical first step, before large-scale restoration is initiated, is to evaluate if the existing environmental conditions at potential restoration sites allow eelgrass to grow. Monitoring of physical and biological conditions and test-planting of eelgrass should therefore be carried out for at least 12 months prior to selecting a restoration site. The dominant causes to why eelgrass plantings fail along the Swedish northwest coast are poor water quality resulting from local sediment resuspension, disturbance from bottom-drifting perennial algal mats and shore crabs, and shading from ephemeral algae. In general it is recommended that eelgrass restoration should only be attempted at sites where the light availability at the planting depth is at least 25 % of the surface irradiance, and where test-planted shoots show positive growth after one year.

Before any restoration work is started it is important to contact relevant local authorities to obtain information regarding necessary permits and required communication with stakeholders. For the methods recommended in this handbook, only a consultation with the County Administrative Board is normally required.

For eelgrass restoration in Sweden, the *single-shoot method* is recommended where single, adult shoots are harvested and planted by hand, without sediment from the donor meadow, using diving. To decrease winter mortality resulting from ice-scouring or insufficient light, it is generally recommended that shoots are planted in the beginning of June, between 1.5

and 2.5 m depth. It is also recommended that shoots are planted 0.25 to 0.50 m apart (equivalent to a planting density of 4 to 16 shoots per kvadratmeter) and that the size of the planted area is at least 1000 m² to increase the chances of positive feedback mechanisms from the restored meadow. The recommended methods for harvest do not result in any measurable impact on the donor meadows, and the planting methods are relatively fast. Studies suggest that 4 divers could harvest and plant 40 000 shoot covering one hectare in 10 working days. During optimal conditions the shoot density can increase 10 times before the winter. Since the harvest and planting is done by hand, the method will likely limit the size of possible restoration projects to less than 10 hectares per year, which is a very small amount in comparison with the 1000s of hectares that has been lost along the Swedish west coast since the 1980s. Thus, the available restoration methods can likely not alone recreate the historic distribution of eelgrass. However, in combination with large-scale measures that improves the conditions for eelgrass growth along the Swedish west coast, restoration at strategically chosen locations may constitute an important complement that could enable and accelerate natural recovery of Swedish eelgrass habitats.

Monitoring of the restored eelgrass bed is critical to evaluate if the goals of the restoration are met, and must be part of every restoration project. This is particularly important in mitigation projects to ensure that no net-loss of eelgrass occur. This handbook recommend that the result of the restoration is primarily evaluated by comparing eelgrass shoot density, biomass and areal extent of the planted bed with the same variables in a natural, reference bed over a period of 10 years.

The total cost of restoring one hectare of eelgrass using the recommended methods is estimated to vary between 1.2 and 2.5 million SEK. These values include the cost of site selection for one year and monitoring for 10 years (0.38 and 0.39 million SEK, respectively), which are independent of the size of the restoration project. The cost of harvesting and planting, on the other hand, is directly proportional to the size of the planted meadow, and the shoot density used, and varies between 0.44 and 1.73 million SEK per hectare for the recommended methods. If anchoring techniques need to be used the planting cost could double. Thus, it is important to identify optimal planting methods during evaluation of restoration sites to keep the costs down.

Methods for eelgrass restoration using seeds have also been developed for Swedish conditions. However, seed methods cannot presently be recommended due to very high and variable losses of seeds, and high costs. In comparison with the single-shoot method, seed methods have higher risks of failure, take two additional years to obtain a functional eelgrass meadow, and are estimated to cost two to three times more with available methods.

Ordlista

Abundans	– Antal individer av en organism.
Apikalt skott	– Ett fullvuxet huvudskott (se figur 5.4a).
Biogeokemi	– De kemiska, fysikaliska, geologiska och biologiska processer och reaktioner som styr sammansättningen hos en miljö.
Biotop	– En naturtyp med naturliga gränser där vissa växt- eller djursamhällen hör hemma.
Bioturbation	– Omblandning och transport av sediment orsakad av aktivitet från djur i eller ovanpå sedimentytan.
DIN	– Löst oorganiskt kväve.
Donatoräng	– En frisk ålgräsäng där växtmaterial (blomskott eller vegetativa skott) skördas för användning vid restaurering.
Ekologisk restaurering	– Restaurering där målet är att återupprätta ett degraderat ekosystem till ett historiskt tillstånd.
Ekosystemingenjör	– En organism med förmåga att skapa eller modifiera sin fysiska och/eller biologiska livsmiljön, och som påverkar en mängd andra organismer.
Ekosystemskifte	– (Regimskifte.) Stora och ihållande förändringar i strukturen och funktionen hos ett ekosystem som vidmakthålls via återkopplingsmekanismer.
Ekosystemtjänst	– Funktioner hos ett ekosystem som förser människan med varor eller tjänster.
Ekosystemfunktioner	– De biologiska, kemiska och fysiska processer och beståndsdelar som pågår och förekommer i ett ekosystem.
Feceshögar	– Högar som bildas av de exkrementer som (t.ex. en mask) utsöndrar.
Fjärranalys	– Mätningar av egenskaper hos ett område från satellit- eller flygbilder.
Epifyt	– En växt som lever på ytan av en annan växt (ex. fintrådiga alger på ålgräsbladets yta).
Evertebrater	– Rygggradslösa djur.
Fetch	– Den sträcka en vind har blåst över öppet vatten.
Fitness	– Grad av genetisk anpassning till en biologisk miljö.
GIS	– Geografiskt informationssystem.
Habitat	– En livsmiljö där en viss organism kan leva.
Hydrodynamik	– Studie av vätskors rörelse.
Häftmetoden	– Metod för ålgräsrestaurering där ålgrässkott förankras i sedimentet vid restaureringslokalen med hjälp av häftklamrar som trycks ned över rhizomen.
Internod	– De 'ärr' som bildas längs ålgräsets rhizom då vissna blad faller.
Intertidalt	– Områden av kusten som är exponerade för luft vid lågvatten och befinner sig under vatten vid högvatten.
Kd	– Ljusets extinktions- eller utsläckningskoefficient i vatten som anger hur snabbt ljuset absorberas.
Klonal tillväxt	– vegetativ, icke-sexuell förökning som resulterar i avkomma (skott) som är genetiskt identisk med moderplantan.
Kompensationsrestaurering	– Kompensationen som sker genom restaurering av ett skadat habitat där målet är att kompensera för alla resurser och ekosystemtjänster som förlorats så att ingen nettoförlust sker.
Konduktivitet	– Elektrisk ledningsförmåga som i vatten är ett mått på vattnets salthalt.
Konnektivitet	– Möjlighet till spridning mellan områden.

Limnisk	– Sötvattenslevande.
Lux	– Ljumsått definierat som det totala ljusflödet (lumen) per kvadratmeter.
Makrofauna	– Organismer som lever på och under sedimentytan som är så pass stora att de fångas upp av ett 0.5 eller 1 mm såll.
Meristem	– En växts tillväxtzon.
Morfologi	– Form/utseende.
Mortalitet	– Dödlighet.
Ortofoto	– Geometriskt korrigerad flygbild.
PAR	– Ljumsått för fotosyntetiskt aktivt ljus vilket innefattar de våglängderna av solljus (400–700 nm) som växter kan använda för fotosyntes.
Plasticitet	– Fenotypisk plasticitet innebär att en organism har förmåga att ändra sitt utseende beroende på miljön de exponeras för.
Plugg-metoden	– Metod för ålgräsrestaurering där ålgrässkott och medföljande sediment skördas med hjälp av ett rör som trycks ned i ången.
Porvatten	– Det vatten som finns mellan kornen i ett sediment.
Referensång	– Naturliga opåverkade ångar så nära restaureringsområdet som möjligt som används som referens för att kunna utvärdera resultatet av en ålgräsrestaurering.
Resuspension	– Uppstår då sediment som har lagt sig på botten åter virvlar upp i vattenmassan på grund av t.ex. vågrörelser eller strömmar.
Rhizom	– eller jordstam är en stamdel hos växter som befinner sig under sedimentytan.
Singelskott-metoden	– Metod för ålgräsrestaurering där enskilda skott planteras för hand utan sediment från donatorängen och utan förankring.
SSM	– (Se singelskott-metoden.)
Subtidalt	– Områden av kusten som befinner sig under vatten både vid hög- och lågvatten.
TSS	– Totalhalten suspenderat material (i vattenmassan).
Turbiditet	– Ett mått på hur mycket partiklar som finns i vattnet, vattnets grumlighet.

1. Introduktion

1.1. Bakgrund – ålgräsrestaurering

Till skillnad från terrestra miljöer och våtmarker där restaurering av habitat framgångsrikt använts i över 100 år för att återskapa eller förbättra skadade miljöer är restaurering av sjögräs en relativt ung vetenskap som fortfarande har kunskapsluckor och utmaningar (Paling m.fl. 2009). Även om transplantering av ålgräs (*Zostera marina*, L.) har använts som metod för att restaurera skadade eller förlorade ålgräshabitat i USA sedan 1940-talet så har överlevnaden hos planterade bestånd totalt varit lägre än 50 % globalt (Fonseca m.fl. 1998, van Katwijk m.fl. 2009, 2015). Den relativt låga framgången beror dock till stor del på att olämpliga lokaler eller felaktiga metoder använts och det finns också många exempel där restaurering av ålgräs varit mycket framgångsrik, framför allt i USA (Fonseca m.fl. 1998, Orth m.fl. 2012, NOAA 2014).

I Europa är erfarenheterna mer begränsade och kända restaureringsförsök av ålgräs har endast utförts i Holland och Danmark, men hittills har inga framgångsrika storskaliga restaureringsförsök genomförts (Paling m.fl. 2009). I Holland har mer storskaliga projekt (>20 000 skott) med att restaurera ålgräsbestånd i tidvattenszonen genomförts sedan 1980-talet, men de har generellt inte varit framgångsrika. Däremot har dvärgålgräs (*Z. noltii*) restaurerats mer framgångsrikt i vissa områden av den holländska kusten samt i Spanien (van Katwijk m.fl. 2009, 2015). I Limfjorden i Danmark genomfördes småskaliga försök med att restaurera ålgräs på 1990-talet efter att närsaltbelastningen minskat i området. Dessa studier visade att planterade ålgrässkott kan ha hög överlevnad och tillväxt i områden med god vattenkvalitet, medan planteringar med frön till största del misslyckades (Christensen m.fl. 1995). Inga storskaliga restaureringsförsök har ännu genomförts i Danmark, men studier pågår med att utveckla metoder där frön används (se www.NOVAGRASS.dk). I Sverige har småskaliga studier för att utveckla metoder för ålgräsrestaurering med skott och frön utförts i Bohuslän sedan 2010 (planteringar av storleken 1–100 m²; se nedan), men inga försök att utföra storskalig restaurering (här definierat som ≥0.1 ha) har ännu utförts.

Behov av ålgräsrestaurering i Sverige

Ålgräsängar utgör mycket viktiga och artrika habitat på grunda mjukbottnar i Sverige som förser naturen och människan med flera viktiga ekosystemfunktioner och tjänster (Cole & Moksnes 2016). I Bohuslän har mer än 60 % av allt ålgräs försvunnit sedan 1980-talet, vilket motsvarar en förlust på uppskattningsvis cirka 12 500 ha (Moksnes m.fl. 2016, bilaga 1). Liknande förluster har inte indikerats i övriga delar av Sverige där ålgräset har sin utbredning. I Västerhavet anses övergödning i kombination med överfiske som lett till ökad tillväxt av påväxtalger och mattor av makroalger vara en huvudanledning till ålgräsets minskade utbredning. Även om åtgärder har satts in för att minska övergödning och vattenkvaliteten har förbättrats i Västerhavet de senaste 10 åren har ingen återhämtning av ålgräs kunnat ses. Istället fortsätter en långsam

förlust av de återstående ålgräsängarna i Bohuslän till följd av ett ökande exploateringsstryck på grunda kustområden.

På senare år har därför intresset från förvaltare ökat för att använda restaurering av ålgräs som en åtgärd för att minska förlusten av habitat, både genom att försöka återskapa historiska habitat och som en kompensationsåtgärd när ålgräs skadas och riskerar att försvinna vid exploatering eller olyckor. Exempelvis utgör restaurering av ålgräs i Västerhavet en av de nya åtgärderna inom Havs- och vattenmyndighetens *åtgärdsprogram för havsmiljön* enligt havsmiljödirektivet (Havs och vattenmyndigheten 2015). Hösten 2015 kom också för första gången i Sverige en dom där restaurering av ålgräs krävdes som kompensation för de förluster av ålgräs som Göteborgs hamn orsakar vid sin planerade utvidgning (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 8.2 för detaljer).

Denna handbok är ett resultat av studier som utförts i Bohuslän 2010–2015 av forskare vid Göteborgs universitet i samarbete med länsstyrelsen i Västra Götalands län och Havs- och Vattenmyndigheten med mål att utveckla metoder för restaurering av ålgräs i svenska vatten. Även om omfattande studier ligger till grund för denna handbok finns det fortfarande kunskapsluckor angående metoder för storskalig restaurering av ålgräs i Skandinaviska vatten. Delar av de rekommendationer som ges i handboken kan därför komma att revideras när ny kunskap blir tillgänglig. Av denna anledning är det **viktigt att alla försök att restaurera ålgräs i svenska vatten noga följs upp och utvärderas vetenskapligt så att kunskapen och metoderna för ålgräsrestaurering i Skandinaviska områden kan förbättras.**

1.2. Syfte och avgränsningar

Syftet med denna handbok är att ge en detaljerad vägledning för alla steg vid restaurering av ålgräs i svenska vatten. Rekommendationerna som ges kan både gälla ärenden där restaurering av ålgräs övervägs som åtgärd för att underlätta återhämtning av skadade eller förlorade ålgräsängar, eller som kompensationsåtgärd efter t.ex. domstolsbeslut om att en verksamhetsutövare ska ersätta den äng som skadats eller kommer att förstöras vid t.ex. exploatering. Även om handboken är avsedd för restaurering av ålgräsängar, och då främst för ålgräs i Västerhavet, kan många av de generella råd och rekommendationer som ges i handboken också vara användbara vid restaurering av andra grunda livsmiljöer längs Sveriges kuster. Framför allt för andra gömfröiga växter, men också för t.ex. fleråriga makroalger, musselbankar och ostronrev.

Målgrupper för handboken är framför allt miljöhandläggare och förvaltare av marina kustmiljöer på myndigheter, länsstyrelser och kommuner som organiserar och handlägger ärenden som rör ålgräs, men också verksamhetsutövare som kan komma att påverka ålgräs negativt samt konsultföretag som kan komma att utföra det praktiska arbetet med ålgräsrestaurering och övervakning. Handboken kan också utgöra underlag för kurser vid universitet och högskolor.

Handledningen är avsedd för **storskalig restaurering av ålgräs** där målet är att få en långsiktig återhämtning av ett större ålgräshabitat och dess ekosystemtjänster inom ett kustområde. Det finns ingen klar definition i

litteraturen om var gränsen går för ett storskaligt restaureringsprojekt och i denna handledning definierar vi det subjektivt till projekt som har som mål att restaurera **minst 1000 m²** (0,1 ha) per delområde. Enligt litteraturen är det vid denna storlek som restaureringsprojekt börjar bli mer framgångsrika, möjligen för att den restaurerade ängen påverkar miljöförhållandena positivt. Vidare börjar omfattningen av arbetet på denna skala bli så stor att det måste planeras mer industriellt och kräver större arbetslag för att utföras.

Områden där handboken är tillämpbar

Handbokens rekommendationer är mest tillämpbara för restaurering av ålgräs i Västerhavet, framför allt i Bohuslän där samtliga studier utförts. Eftersom liknande miljöförhållanden hittas i hela Skagerrak och i stora delar av Kattegatt är metoderna sannolikt också användbara längs hela den svenska västkusten ned till Öresund, samt längs Danska kusten i Kattegatt och längs den Norska Skagerrakkusten. I de mer exponerade delarna av södra Kattegatt behöver troligtvis större hänsyn tas till vågor och starka strömmar vid val av lokaler och planeringsmetoder.

Däremot är det mer oklart hur väl metoderna fungerar för att restaurera ålgräs i Östersjön, där ålgräset generellt växer mer exponerat och djupare, eller i blandbestånd med limniska blömväxter, och där fröproduktionen är mycket låg, möjligen på grund av stress från låg salthalt eller kort tillväxtsäsong (Boström m.fl. 2014). I Östersjön måste därför restaurering sannolikt utföras med vegetativa skott. Experimentella korttidsstudier i Kalmarsund och i den finska skärgården har visat att planterade vegetativa skott har god överlevnad och tillväxt över en 5-veckorsperiod, men att ålgräsets blad tillväxt är cirka 50 % lägre i Östersjön än i Bohuslän (Baden m.fl. 2010). Detta medför att etablering och spridning av planterade ängar skulle ta längre tid, samt att plantering med högre skottäthet kan krävas i Östersjön. Även om många av de råd som ges för västkusten sannolikt är användbara även i Östersjön, behöver kompletterande studier utföras i Östersjöns miljöer innan tillämpbara metoder kan rekommenderas också för detta område. Under 2016 kommer Länsstyrelsen i Kalmar län, i samarbete med Linnéuniversitet att starta ett sådant projekt med medel från Havs- och vattenmyndigheten (Länsstyrelsen i Kalmar Län 2016). Målet med projektet är att tillämpa och utveckla handbokens metoder för att kunna restaurera ålgräsängar också i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Med tiden kan därför denna handledning kompletteras med metodbeskrivningar också från Östersjöområdet.

1.3. Läsanvisningar

Denna handbok består av sju kapitel och tre bilagor som ger en detaljerad teknisk handledning för restaurering av ålgräs i Västerhavet. Handboken tar upp alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. I de flesta kapitel presenteras faktarutor som summerar viktig information om metoder eller som beskriver olika arbetsmoment steg-för-steg.

I handboken rekommenderas restaureringsmetoder där vuxna ålgrässkott transplanteras, och det är i huvudsak dessa metoder som beskrivs i texten.

Detaljerade beskrivning av hur restaurering kan utföras med ålgräsfrön hittas i **bilaga 1**. Då studier visat att restaurering är mycket svårt i områden där miljön förändras till följd av att stora ålgräsängar försvunnit presenteras även i **bilaga 2** en beskrivning av nya, ännu oprövade metoder som modifierar den fysiska eller biologiska miljön för att möjliggöra en restaurering.

I **kapitel 2** beskrivs metoder för att utvärdera och välja en lämplig lokal för ålgräsrestaurering. Där ges bl.a. detaljerad information om de faktorer som kan påverka ålgrässets tillväxt och överlevnad, hur de kan mätas samt föreslagna gränsvärden för olika variabler. I kapitlet beskrivs också hur testplanteringar kan utföras. Sist summeras de viktigaste stegen vid utvärdering av lokaler.

I **kapitel 3** beskrivs de regelverk som kan beröras vid skörd och plantering av ålgräs, vilka myndighetskontakter och samråd som bör göras, och eventuella tillstånd och dispenser som kan behövas.

I **kapitel 4** ges en kort beskrivning av för- och nackdelar med olika restaureringsmetoder som bör beaktas vid val av metod. I kapitlet presenteras också argument kring varför restaurering med skott rekommenderas i svenska vatten idag.

I **kapitel 5** beskrivs först olika metoder för ålgräsrestaurering med skott. Därefter ges en detaljerad beskrivning av alla steg i restaureringsprocessen, från val av donatoräng till skörd- och plantering av skott.

I **kapitel 6** beskrivs hur en plantering ska övervakas och utvärderas. Där ges detaljerad beskrivning av rekommenderade variabler, hur de skall övervakas samt vilka metoder som bör användas för att utvärdera resultaten.

I **kapitel 7** ges sist en summering över skattade kostnader vid restaurering av ålgräs i Västerhavet. I **bilaga 3** presenteras underlag och beräkningar till dessa skattningar.

Ett viktigt komplement till denna handbok utgör rapporten ”Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund” (Moksnes m.fl. 2016; Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:8). Då rapporten ger viktig bakgrundsinformation till ålgräsrestaurering hänvisar denna handbok regelbundet till olika kapitel i rapporten.

Som inledning ges nedan några summerande råd för ålgräsrestaurering i Sverige.

1.4. Generella råd vid restaurering av ålgräshabitat i Sverige

Det går inte alltid att restaurera

Studier i Bohuslän visar att ålgräs i vissa områden inte längre kan överleva på de djup där stora ålgräsängar hittades på 1980-talet, i huvudsak till följd av försämrade vattenkvalitet, som sannolikt är ett resultat av ökad resuspension av sediment när ålgräsängen inte längre stabiliserar botten. I dessa områden täcks idag botten av drivande algmattor, vilket ytterligare försvårar naturlig återhämtning och restaurering. Längs exempelvis östra sidan av Hakefjorden och kustområdet innanför Marstrand ned till Nordre Älvs mynning i Stenungsunds och Kungälv kommun, där mycket stora områden av ålgräs försvunnit, har miljöförhållandena försämrats såpass mycket att ålgräsrestaurering idag är

mycket svårt om ens möjligt på många platser. Trots fyra års försök med att plantera skott och frön i dessa områden har mycket få ålgräsplanteringar överlevt (se tabell 4.1 och 4.2). I områden som förlorat stora ålgräsängar kan därför mycket kostsamma, storskaliga åtgärder krävas som förändrar miljöförhållandena i området innan en restaurering av ålgräs är möjlig (se bilaga 2). Det går alltså inte att räkna med att det alltid går att restaurera en ålgräsäng som förlorats. **Det är därför oerhört viktigt att skydda återstående ålgräshabitat, framför allt i dessa områden, och endast som en sista åtgärd tillåta kompensationsrestaurering som en lösning vid exploatering.**

Större är bättre

Eftersom ålgräs är en s.k. ekosystemingenjör som, när ängarna är tillräckligt stora skapar habitat och ändrar hydrodynamiken och biogeokemin på botten där den växer, kan en restaurerad ålgräsäng när den nått en kritisk storlek skapa en självgenererande effekt som stabiliserar botten och förbättrar vattenkvaliteten och därmed tillväxtförhållanden för ålgräset. Även om det idag fortfarande saknas kunskap angående hur stor en restaurerad äng behöver vara för att åstadkomma ett sådant ekosystemskifte visar studier av genomförda sjögräsrestaureringar att större projekt ($\geq 100\ 000$ skott; motsvarande cirka $\geq 0.5\text{--}1$ ha) generellt har varit mer framgångsrika än de som planterats på mindre skala ($\leq 10\ 000$ skott; motsvarande cirka ≤ 0.1 ha; van Katwijk m.fl. 2015). Det kan därför vara **viktigt att en planterad äng når en kritisk storlek som förbättrar tillväxtförhållandena och möjligheterna för ålgräset att överleva.**

Sprid riskerna

Liksom skördar på land kan slå fel vissa år på grund av ogynnsamma förhållanden kan planteringar av ålgräs misslyckas även om lokalen är noga utvald och planteringen är korrekt utförd. På samma sätt som naturliga ålgräsängar visar stor variation i tillväxt och utbredningen mellan olika år kan slumpmässiga händelser som stormar, isskrapning, stora sötvattensutflöden, blomningar av alger eller ovanligt höga sommartemperaturer medföra att överlevnaden hos transplanterat ålgräs kan vara mycket låg på vissa platser vissa år. Det är därför **viktigt att inte genomföra ett storskaligt restaureringsförsök vid endast en tidpunkt och en lokal utan att istället dela upp planteringarna i tid och rum.** Erfarenheter från restaureringsförsök i bl.a. Holland har visat att restaureringen blir mer framgångsrik om risken sprids över olika skalor i tid och rum genom att t.ex. dela upp planteringen över flera år och på flera olika lokaler (van Katwijk m.fl. 2009, 2015). Detta måste dock vägas mot att varje plantering når en kritisk storlek som kan skapa självgenererande effekter (se ovan).

2. Utvärdering och val av lokal för restaurering

En huvudorsak till den relativt låga framgången vid restaurering av sjögräs är att olämpliga lokaler valts för planteringen, där miljöförhållandena helt enkelt inte tillåter tillväxt av sjögräs. Det är därför helt centralt för framgången av en restaurering att potentiella lokaler för plantering noga utvärderas och testas innan en storskalig restaurering inleds (Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2002a, Leschen m.fl. 2010). **Om lokalen som ska restaureras har förlorat en ålgräsäng är det mycket viktigt att försöka identifiera orsakerna till förlusten, varför ingen naturligt återhämtning skett samt att bestämma om förhållandena idag har förbättrats så att ålgräs-tillväxt är möjlig.** Eftersom ålgräsängar förändrar de biogeokemiska förhållandena där de växer kan förlusten av en ålgräsäng medföra så stora förändringar av exempelvis sedimentet och vattenkvaliteten att ålgräset inte längre kan överleva på en botten där det tidigare vuxit, även om orsakerna till att ången ursprungligen försvann, inte längre är närvarande.

Det finns en lång rad faktorer som kan motverka återetablering av ålgräs i ett område. De vanligaste problemen vid ålgräsrestaurering är dålig vattenkvalitet med dåliga ljusförhållanden i vattnet, men även olämpliga temperatur- eller salthaltsförhållanden, påväxt och drivande algmattor, störning från grävande och betande djur, exponering för vågor och strömmar samt ogynnsamma geokemiska förhållanden i sedimentet kan ställa till med problem (Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2002a, van Katwijk m.fl. 2009). Det är därför viktigt att noggrant undersöka flera kritiska variabler för ålgrässtillväxt samt att också utföra testplanteringar vid potentiella restaureringslokaler.

Generellt sker utvärdering och val av lokaler för restaurering genom att först samla in tillgänglig information över historisk och samtida utbredning av ålgräs samt miljöförändringar och åtgärder som har skett (och potentiellt kommer att ske) inom målområdet. Baserat på detta material väljs ett större antal potentiella lokaler ut som besöks i fält, där de mest lovande lokalerna provtas, övervakas och testplanteras under ett år. Därefter analyseras resultaten där de lokaler med högs överlevnad och tillväxt av ålgräs används för den storskaliga restaureringen. Det finns en rad olika förslag i litteraturen på hur olika variabler ska användas för att ranka potentiella lokaler för sjögräsrestaurering (se t.ex. Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2002a).

Nedan beskrivs först några viktiga aspekter att ta hänsyn till vid val av restaureringslokaler. Därefter följer en detaljerad beskrivning av viktiga faktorer och processer som påverkar ålgräsets tillväxt och överlevnad samt variabler som kan övervakas för att utvärdera om dessa faktorer utgör ett problem vid lokalen. Slutligen presenteras en summering av hur en utvärdering av och val av lokaler går till (se avsnitt 2.8. och faktaruta 2.7). I texten presenteras faktorer som påverkar både ålgräsfrön och plantor. Faktorer som påverkar ålgräsfrön är främst av betydelse om frömetoder används vid restaurering (vilket idag inte rekommenderas i svenska vatten; se avsnitt 4), men är också viktiga att känna till när skottmetoder används. Detta eftersom frön som produceras av planterade

skott är viktiga för en restaurerad ängs tillväxt och överlevnad, framför allt de första åren.

2.1. Skillnader mellan ekologisk restaurering och kompensation

Metoden vid utvärdering och val av restaureringslokal kan skilja sig något mellan ekologisk- och kompensationsrestaurering eftersom målen skiljer sig något mellan dessa restaureringstyper. Vid ekologisk restaurering är vanligtvis målet att återskapa ett förlorat habitat, antingen på en känd plats där förlusten är dokumenterad, eller att återskapa en bestämd areal av förlorat habitat (100-tals hektar) på de bäst lämpade lokalerna. I det senare fallet kan det övergripande målet vara att uppnå ett svenskt miljömål eller ett EU-direktivs krav på att miljön inte får försämrats (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 2 och 7 för detaljer). Vid ekologisk restaurering är målen alltså oftast storskaliga och man är då intresserad av att maximera den areal ålgräshabitat som det planterade ålgräset ger upphov till på lång sikt. Detta är viktigt eftersom den areal som kan restaureras med de metoder som finns till hands idag oftast är liten (mindre än 10 ha per år) i jämförelse med areal som försvunnit (1000-tals hektar; se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.3). Målet med restaureringen är då att möjliggöra och påskynda naturlig återhämtning av ålgräs. Det är då viktigt att undvika att plantera på lokaler som troligen kan återhämta sig naturligt utan restaurering, och istället välja platser som optimerar naturlig spridning från den restaurerade ängen. **Vid ekologisk restaurering är det därför viktigt att ha ett landskapsperspektiv över ett större område (10-tals kilometer)** bestående av ett stort antal grunda mjukbottensområden både med och utan levande ålgräshabitat där flera restaureringslokaler väljs strategiskt för att maximera återhämtningen i hela området på lång sikt (se avsnitt 2.4). Det är då också viktigt att försäkra sig om att det restaurerade området har ett rättsligt skydd mot framtida exploatering eller störning från mänskliga aktiviteter, exempelvis genom att lokalerna (både restaurerade och naturliga ängar) omfattas av bestämmelser om skyddad natur (naturreservat, biotopskydd, m.m.).

Vid kompensationsrestaurering är målet oftast att endast kompensera för den skada som en verksamhetsutövare orsakat på ålgräshabitatet och skalan är därför oftast relativt liten (0.1–10 ha). Vid denna typ av restaurering kan det, beroende på vilka krav som ställs på den ansvarige, räcka med att välja en lokal där planterat ålgräs har möjlighet att överleva långsiktigt, med mindre hänsyn till hur ängen påverkas av eller påverkar utbredningen av ålgräsängar i närområdet. Vid kompensationsrestaurering är det också viktigt att den restaurerade ängen etableras snabbt, (helst innan ängen förstörs) för att minimera förlusten av ekosystemtjänster, och för att begränsa omfattningen på den kompensation som kan krävas (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 2.2 och 9 samt bilaga 2 för detaljer). Då restaurering med frömetoder tar två år längre tid att utvärdera än metoder där vegetativa skott planteras (eftersom frön grov först året efter att de har planterats), föredras ofta metoder där skott används vid kompensationsrestaurering. I södra Kalifornien där kompensationsrestaurering av ålgräs är en sedan länge väletablerad och fungerande metod, utförs all

restaurering med skott på grund av bl.a. denna anledning (*personlig kommunikation*, Keith Merkel). Vid kompensationsrestaurering är det speciellt viktigt att också inkludera en s.k. **referensäng** (se avsnitt 2.7) som övervakas parallellt med den restaurerade ålgräsängen för att se om exempelvis dålig tillväxt av den planterade ängen kan bero på storskaliga processer och inte på att restaureringen är dåligt utförd, eller att lokalen inte är lämplig för restaurering. I vissa stater i USA utvärderas restaureringsframgången vid kompensationsärenden genom att jämföra överlevnad av den restaurerade ängen med förändringar i en referensäng (SCEMP 1991; se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 8.4 för detaljer). Förutom dessa skillnader är övriga metoder för utvärdering och val av restaureringslokaler de samma vid ekologisk restaurering och kompensationsrestaurering.

2.2. Orsaker till förlust och brist på återhämtning

Om den potentiella restaureringslokalen har förlorat en ålgräsäng är det mycket viktigt att först försöka identifiera orsakerna till förlusten samt varför ingen naturligt återhämtning skett eftersom detta kan indikera att problemen kvarstår och miljön är olämplig för ålgrästillväxt. Den optimala situationen är att orsaken till förlusten (t.ex. lokal övergödning) har försvunnit och miljön har återhämtat sig, där bristen på ålgräs endast beror på ålgräsens begränsade spridningsmöjligheter. Under sådana förhållanden kan restaurering av ålgräs vara mycket effektiv och framgångsrik som exempelvis utanför Chesapeake Bay i USA där 130 ha planterat ålgräs tillväxte till mer än 1700 ha under en 10-årsperiod (Orth m.fl. 2012).

I Västerhavet anses övergödning och minskad ljus- och syretillgång till följd av ökad tillväxt av växtplankton, påväxtalger och mattor av makroalger vara en huvudanledning till ålgräsens minskade utbredning sedan 1980-talet. I Bohuslän anses även överfiske av bl.a. torsk ha förstärkt effekten av övergödning genom att ha orsakat förändringar i näringsväven som minskat förekomsten av små algbetande evertebrater i ålgräsängarna (Moksnes m.fl. 2011; se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.4 för detaljer). Sedan 1990-talet har tillförseln och halterna av kväve till Västerhavet minskat, samtidigt som halterna av växtplankton minskat och siktdjupet ökat i många områden så att flertalet miljövariabler som indikerar övergödning idag visar god eller hög status i kustvattnen (Moksnes m.fl. 2015, Havet 2016). Detta skulle indikera att övergödningens negativa effekt på ålgräs minskat och att miljöförhållandena idag skulle tillåta att restaurering påbörjas. Dock hittas få positiva förändringar i grunda kustområden i Bohuslän där förekomsten av drivande algmattor fortfarande är hög och ingen generell återhämtning av ålgräs kan skönjas (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Detta gäller framför allt i området innanför Marstrand i Kungälv kommun och i Hakefjorden där de största förlusterna skett sedan 1980-talet och där nya inventeringar visar att stora förluster skett också de senaste 10 åren (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.3.3 för detaljer).

Bristen på naturlig återhämtning indikerar att tillväxten av fintrådiga alger idag inte bara kontrolleras av näringstillförseln till kusten, utan troligen också av observerade förändringar i näringsväven samt frisättning av näringsämnen från sedimenten i grunda kustområden (Sundbäck m.fl. 2003). Det kan också indikera att det skett ett ekosystemskifte i grunda områden

med mjukbotten där förlusten av ålgräsängar och medföljande destabilisering av botten lett till ökad resuspension av sediment och grumlighet av vattnet. Vegetation i dessa områden domineras idag av drivande mattor av fleråriga brun- och rödalger som kan tillväxa i den ljusfattiga miljön. Studier i Kungälv kommun i Bohuslän visar att siktdjupet i flera grundområden som förlorat stora ålgräsängar har försämrats med över en meter sedan 1980-talet, sannolikt på grund av ökad vågdriven resuspension av sedimentet, vilket medför att ålgräs idag inte kan tillväxa på dessa lokaler (figur 2.1, Moksnes *opublicerad data*). De drivande algmattorna förvärrar problemet genom att öka resuspension av sediment när de driver fram över botten, samt genom att skugga och slita loss nya plantor. Om det skett ett ekosystemskifte kan det vara mycket svårt att restaurera ålgräs på lokalen (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.4.8 för detaljer). Studier i Kungälv kommun och de östra delarna av Hakefjorden upp till Stengungsund visar att flertalet grundområden idag har för dåliga miljöförhållanden för att tillåta tillväxt av ålgräs (tabell 2.1). I dessa undersökta grundområden kan ålgräsrestaurering inte rekommenderas med idag tillgängliga metoder. **Det är därför mycket viktigt att undersöka miljöförhållandena i alla potentiella restaureringslokaler även om ålgräs tidigare förekommit på lokalen.** För de områden som idag inte tillåter ålgrästillsväxt kan det vara nödvändigt att först försöka förändra miljöförhållandena i området, eller tillfälligt motverka vissa processer innan en restaurering av ålgräs är möjlig (se bilaga 2 för diskussion av dessa potentiella åtgärder).



Figur 2.1. Vinddriven resuspension av sediment. Bilden till vänster visar Ålgöfjorden i Kungälv kommun under lugna väderförhållanden där de två vikarna Lökebergskile och Ödsmålkile ses till höger i bild. Dessa vikar täcktes till stora delar av ålgräsängar under 1980-talet, vilka sedan dess har försvunnit. Bilden till höger visar samma område efter västliga vindar då vågor grumlat upp sedimentet på grunt vatten vilket orsakar "moln" som täcker stora delar av området. Studier visar att efter en period med vind kan fina lerpartiklarna i vattnet försämma siktdjupet dramatiskt under flera dagar. Idag är ljusstillgången i dessa vikar för dålig för att ålgräs skall kunna växa på de djup där ängarna hittades på 1980-talet. *Bilderna är geometriskt korrigerade flygfoton (s.k. ortofoto) från Svenska Lantmäteriet.*

Tabell 2.1. Sammanställning av undersökta lokaler i Bohuslän. Summering av information om 15 olika lokaler i Bohuslän där olika miljövariabler övervakats under ålgräsets tillväxtsång (maj–oktober) och testplanteringar utförts, eller lokaler som utgjort donatorringar där vegetativa skott eller blomsrott skördats (markerade med D) för studier (se figur 2.4 för karta över lokalerna). Positioner anges i WGS84 DDM. För Status på ålgräs anger God att utbredningen av ången skattas till att ha minskat med högst 10 % sedan 1980-talet. För större förluster anges minskningen i % och året då en betydande ång fortfarande existerade. Medelvärdet anges ± standardavvikelsen. Ett streck anger att data saknas. För lokaler där planteringar skett på mer än ett djup anges variation i medelvärdet från grunt till djupt. *Infektioner* anger procent förekomst av protisten *Labrynthula zosteræ*. *Störningar* anger expertbedömda nivåer (från *Låg* till *Hög*) av fysiska och biologiska faktorer som kan motverka tillväxt av ålgräs. *Testplanteringar* anger fleråriga resultat av planteringar med vegetativa skott på tillväxt av skott på hösten samma år som de planterats (*Tillväxt år 1*) samt överlevnad efter den första vintern (*Flerårsöverlevnad*), se tabell 4.2 för detaljerade resultat). *Klorofyll: data från endast ett provtagningsstillfälle. *Salinitet: salinitetsdata baserat på enstaka provtagningar i fält, övriga data kommer från kontinuerliga mätvärden över säsongen. *Vattenhalt: beräknad från organisk halt (se faktaruta 2.5).

	1	2	3 ^o	4 ^o	5 ^o	6 ^o	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Lokalinformation															
Namn	Snäckeb.	Torgestad	Lindholm.	Gåsö	Viks kile	Wallhamn	Bärby	Kyrkeby	Källsby	Lökebergs.	Storborn	Lyngholmen	Ryskärsfj.	Trollö	Överön
Latitud	58°21.7	58°19.9	58°15.8	58°13.9	58°3.3	58°0.8	58°1.6	57°59.4	57°59.3	57°54.4	57°53.9	57°52.9	57°49.2	57°48.3	57°47.7
Longitud	11°34.0	11°32.4	11°29.7	11°24.0	11°34.3	11°43.0	11°48.1	11°47.8	11°47.5	11°46.0	11°40.9	11°40.6	11°42.3	11°43.0	11°43.7
Kommun	Lysekil	Lysekil	Uddevalla	Lysekil	Tjörn	Tjörn	Stenungs.	Stenungs.	Stenungs.	Kungälv	Kungälv	Kungälv	Kungälv	Kungälv	Kungälv
Vattenförekomst	SE581700-113000	SE581700-113000	SE581570-113040	SE581338-112332	SE580325-113500	SE575700-114240	SE575700-114240	SE575700-114240	SE575700-114240	SE575500-113750	SE575500-113750	SE574870-113795	SE574870-113795	SE574870-113795	SE574650-114360
Naturligt ålgräs															
Status/förlust av ålgräs	God	God	God	40 % (1980)	God	God	95 % (2004)	>99 % (2004)	>99 % (1980)	100 % (1980)	80 % (2004)	100 % (2004)	100 % (2004)	>99 % (1980)	95 % (1980)
Max djupbredd (m)	4,5	3,5	4,0	4,0	5,0	4,0	1,3	-	1,4	-	2,8	-	-	1,2	1,2
Skotthet (skott m ²)	204±59	722±94	229±206	-	506±119	213±61	-	-	-	-	145±37	-	-	502±21	721±272
Bladiomassa (g m ⁻²)	76±53	202±69	232±52	-	103±30	48±22	-	-	-	-	189±63	-	-	143±14	207±91
Ljus- vattenvariabler															
Utsläckningskoef. (Kd)	0,47±0,21	0,37±0,12	0,43±0,22	0,32±0,13	0,56±0,25	-	0,62±0,25	0,94±0,51	1,30±1,0	0,82±0,37	0,58±0,25	0,81±0,31	0,90±0,33	0,87±0,35	1,25±0,38
Max. djuputbredning (m)	4,0±1,5	4,7±1,0	4,0±0,5	5,3±0,9	3,5±2,1	-	2,9±0,9	2,1±0,9	1,9±1,2	2,4±1,2	3,2±1,1	2,3±1,0	2,1±0,9	2,2±1,1	1,5±0,7
Klorofyll a (µg L ⁻¹)	5,35*	5,64*	-	-	-	-	-	-	-	3,3±1,4	3,1±1,3	4,5±1,5	3,1±1,2	2,7±1,1	3,2±0,6
TSS (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,2±8,7	10,2±5,3	9,3±4,8	8,6±3,0	7,0±2,3	6,5±2,6
Temperatur (°C)	18 (13–24)	18 (11–23)	19 (15–25)	18 (14–24)	18 (12–24)	18 (10–22)	18 (16–20)	18 (15–20)	18 (15–20)	16 (14–20)	16 (13–20)	17 (14–19)	16 (14–19)	17 (14–22)	16 (14–20)
Salinitet	-	20 (11–25)	-	23 (20–27)	19 (8–22)	-	-	-	-	17 (8–24)	16 (12–29)*	14 (4–24)	12 (7–20)*	11 (7–21)*	6 (0–19)
Sedimentvariabler															
Silt och lera (%)	6,6–24,7	1,3–10,5	-	-	13,4±6,5	-	37,5±3,4	77,1±26,3	50,8±22,6	32,7±13,7	30,1±5,4	59,9±8,0	62,1±19,3	53,0±12,3	33,9±6,6
Organisk halt (%)	1,2–11,3	0,4–1,4	25,7 ± 0,7	-	1,8 ± 0,3	-	2,6±0,3	3,6±1,0	2,6±1,9	2,6 ± 1,4	7,6 ± 1,1	7,5 ± 0,3	4,0 ± 0,6	2,7 ± 0,6	2,4 ± 0,7
Vattenhalt (%)	28,6–74,1*	6,3–31,7*	85,9 ± 2,4	-	28,7 ± 2,4	-	40,5±2,5	37,8±7,3	32,5±9,5	36,7 ± 3,4	67,1 ± 2,2	49,4 ± 2,9	42,7 ± 5,4	45,0*	36,5 ± 5,7
Sulfidhalt (µmol g ⁻¹)	1,7–5,4	0,5–1,7	-	-	-	-	-	-	-	0,09 ± 0,02	0,24 ± 0,18	1,85 ± 2,66	1,41 ± 0,60	0,51 ± 0,30	0,06 ± 0,03
Infektioner															
Labrynthula (förekomst)	0 %	17 %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15 %	-	-	0 %
Störningar															
Resuspension	Låg	Låg	Låg	Medel	Låg	Medel	Medel	Hög	Hög	Hög	Medel	Medel	Hög	Hög	Hög
Filamentösa alger	Medel	Medel	Hög	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel	Låg	Medel	Medel	Låg	Låg
Algmattor vid botten	Låg	Låg	Låg	Medel	Låg	Låg	Medel	Medel	Medel	Medel	Medel	Hög	Hög	Medel	Medel
Testplanteringar															
Planteringsdjup (m)	1,2–4,5	1,0–4,0	-	1,1–2,2	1,5	-	1,4–1,8	1,6	1,4	2,4	3,2	2,3	2,5	1,2	1,2
% av ylljus vid botten	54,7–17,6	66,2–29,7	-	45,6–82,1	45,9±13,7	-	41,7±11,9	22,2±13,8	16,2±19,9	18,9±12,9	23,6±11,2	20,3±11,9	13,9±10,0	21,8±13,4	24,7±12,1
Tillväxt år 1	Hög	Hög	-	Medel–Hög	Hög	-	Låg	Nej	Nej	Nej	Hög	Medel	Nej	Låg	Hög
Flerårsöverlevnad	Hög	Hög	-	Hög	Hög	-	-	-	-	Nej	Nej	Låg	Nej	-	Medel

2.3. Historisk utbredning av ålgräs

Lokaler med de bästa förutsättningarna för en lyckad restaurering är de som tidigare haft ett ålgräsbestånd eftersom många variabler där troligen fortfarande är gynnsamma för tillväxt, exempelvis vågexponering, sedimenttyp, djup, m.m. Om möjligt bör därför lokaler väljas där det finns tidigare dokumenterad förekomst av ålgräs (Fonseca m.fl. 1998). Tillgången till inventeringar av ålgräs före 1990-talet längs Sveriges kuster är dock mycket begränsad och är idag främst tillgängliga från ett antal kommuner i Bohuslän. För dessa begränsade områden finns kartor med historisk utbredning att tillgå i GIS format hos bl.a. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län (se faktaruta 2.1). Dessa inventeringar indikerar att runt 60 % av allt ålgräs i Bohuslän försvunnit sedan 1980-talet, motsvarande 8 000–22 000 ha, vilket är i samma storleksordning som skattningar av grunda (0–6 m) obebuxna mjukbottnar som förekommer i området idag (15 000 ha; se Moksnes m.fl. 2016, bilaga 1 för detaljer). **Det kan därför antas att de flesta grunda mjukbottensområden utan vegetation som hittas i Bohuslän idag utgör historiska ålgräslokaler.** Det är därför viktigt att inkludera också områden där historisk data saknas vid val av potentiella lokaler för restaurering i Bohuslän. För dessa lokaler kan historisk förekomst av ålgräs undersökas genom samtal med äldre lokala fiskare och boende i området.

Med undantag av Kungsbackafjorden i norra Halland som ingick i de så kallade kommuninventeringarna på 1980-talet saknas kända historiska inventeringar av ålgräs från Hallands och Skånes kustvatten, varför underlag inte finns för att identifiera eller skatta förekomst av historiska ålgräslokaler. Möjligen kan historiska ortofoton från Lantmäteriet (se faktaruta 2.1) ge en indikation om ålgräsets historiska utbredning i dessa regioner. I dessa områden får val av restaureringslokaler till högre grad förlita sig på fältprovtagningar av lokalerna. Eftersom Hallands och Skånes kustvatten i Kattegatt till stor del saknar skärgård dominerar i dessa områden exponerade sandstränder som troligen på grund av vågerosion har en naturligt begränsad utbredning av ålgräs på grunt vatten. Dessa exponerade mjukbottensområden är därför troligen mindre lämpade för ålgräsrestaurering. Detta borde dock undersökas med studier.

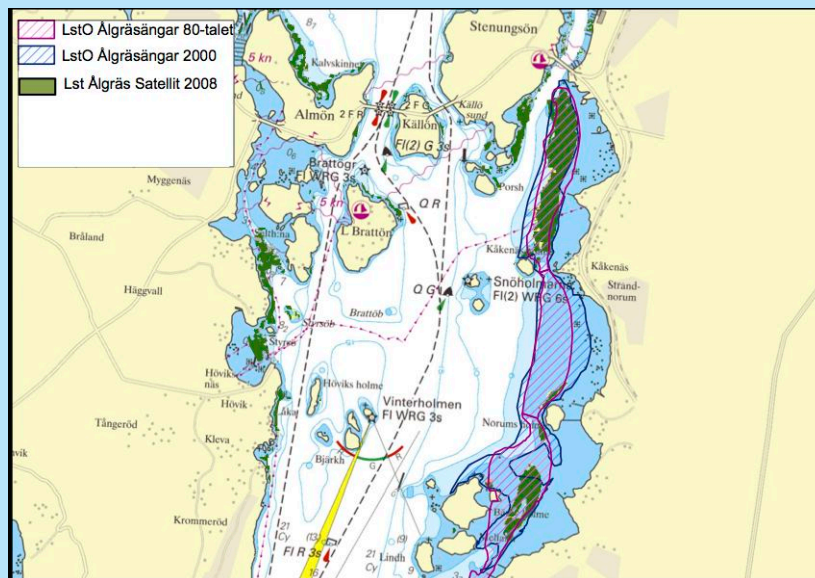
2.4. Nuvarande utbredning och naturlig spridning av ålgräs

Vid både ekologisk- och kompensationsrestaurering är det viktigt att undvika att restaurera platser som med stor sannolikhet skulle återhämta sig naturligt inom en snar framtid. Även om den vegetativa expansionen av rhizom (jordstammar) från närliggande ålgräsängar är mycket långsam (16–45 cm per år; Olesen & Sand-Jensen 1994) och de flesta frön endast sprids några meter från ängarna (Orth m.fl. 1994) kan enskilda frön spridas avsevärt längre, exempelvis under stormar, vilket tros vara förklaringen till en mycket snabb utbredning av restaurerat ålgräs i vissa studier (t.ex. Orth m.fl. 2012). **En tumregel är därför att undvika att restaurera ålgräs närmare än 100 m från ett friskt ålgräsbestånd** (Fonseca m.fl. 1998). Det är därför viktigt att noggrant undersöka förekomst av levande ålgräs i alla potentiella restaureringslokaler och i närliggande områden.

Faktaruta 2.1. Underlag för kartläggning av ålgräsets utbredning

Fältinventeringar utförda av kommuner och länsstyrelser. Det finns ingen heltäckande nationell inventering eller övervakning av ålgräs i Sverige, men ålgräs har inventerats med vattenkikare av vissa kommuner i Bohuslän under 1980-talet, som återbesökts under 2000-talet (Baden m.fl. 2003, Nyqvist m.fl. 2009). Dessa inventeringar har digitaliserats och finns idag i GIS-format hos Länsstyrelsen i Västra Götalands Län. I Kungsbackafjorden i Hallands län utförde kommunen en inventering av ålgräsets utbredning 1999 (Karlsson 1999). Länsstyrelsen i Halland har nyligen genomfört en ny inventering av ålgräs i länet som visar på stora förekomster av både ålgräs och dvärgålgräs (*personlig kommunikation*, B. Gustafsson, 2016). Länsstyrelsen och kommuner i Skåne har också utfört inventering av ålgräs i Skånes kustvatten under 2000-talet med hjälp av stickprov i vissa områden där täckningsgrad och utbredningsdjup bestämts (Olsson 2005, Svensson 2014).

Fjärranalys med satellitbilder. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län har också utfört försök att kartera ålgräset i länet med fjärranalys med satellitbilder från flera olika år (Lawett m.fl. 2013). Även om denna metod fortfarande är under utveckling kan karteringen utgöra ett viktigt första underlag över förekomsten av ålgräs i restaureringsområdet. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län har idag utbredningskartor av ålgräs i länet i GIS-format från flera års fjärranalyser.



Figur A. Exempel på kartunderlag över nuvarande och historisk utbredning av ålgräs i norra delen av Hakefjorden i Stenungsunds kommun som tagits fram av Länsstyrelsen i Västra Götalands Län. De streckade områdena visar utbredning av ålgräs på 1980-talet (rött) och år 2000 (blått), baserat på fältinventering med vattenkikare. Grönt område markerar var fjärranalys med satellitbilder (2008) skattar att det är stor sannolikhet att finna ålgräs. Observera att skattningar av utbredningen med dessa två metoder inte är direkt jämförbara, men kan ge vägledning om den historiska och nuvarande utbredningen.

Flygfoton. Om inventeringar av ålgräs saknas i målområdet kan tillgängliga flygfoton utgöra ett första underlag för att få en indikation över förekomsten av ålgräs i området. Svenska lantmäteriet har flygfotograferat Sverige sedan 1930-talet och kan leverera både nutida och historiska flygbilder från svenska kustvatten som är geometriskt korrigerade (s.k. ortofoton) från vilka utbredning av vegetation i grund områden kan indikeras (se figur 2.1 för exempel och www.lantmateriet.se för information och priser). Gratis flygbilder över svenska kustvatten hittas också på olika karttjänster på nätet (exv. Eniro.se och Google Earth) där utbredningen av ålgräs kan indikeras. För dessa bilder kan det dock vara svårt att få information angående när bilden är tagen.

Utöver ovannämnda spridningsmöjligheter kan mindre mängder frön spridas längre sträckor genom flytande blomskott med frön. Studier i Bohuslän visar att ålgräsens blomställningar lätt lossnar när fröna är mogna och att de har positiv flytkraft i minst fyra veckor då de kan spridas långa sträckor med hjälp av ytströmmar (Källström m.fl. 2008). Även om endast ett mindre antal frön sprids mellan områden på detta vis och tillväxten av nya ängar därför är mycket långsam så utgör det en viktig mekanism för kolonisering av avlägsna områden över längre tidsperioder. Den begränsade genetiska skillnad man hittat mellan ålgräsbestånd i Skagerrak och Kattegatt (Boström m.fl. 2014, Eriander m.fl. 2016; B. Källström, *opubl. data*) är troligen en effekt av spridning via flytande blomskott.

Vid ekologisk restaurering över större områden är det viktigt att ta hänsyn till denna potentiella spridning av frön via blomskott. Det är framför allt viktigt för att identifiera de lokaler som optimerar naturlig spridning av ålgräs via flytande blomskott från den restaurerade ängen till andra områden i behov av restaurering, men också för att identifiera potentiella restaureringslokaler som ska undvikas för att de med stor sannolikhet kan motta frön från existerande närliggande ängar.

För att kunna utvärdera denna spridning och konnektiviteten (graden av sammankoppling) mellan grunda mjukbottensområden (0–6 m) med och utan levande ålgräs är det viktigt att noggrant inventera förekomsten av dessa habitat inom ett större område som omger målområdet som ska restaureras. Om utbredningen av nu levande ålgräs och potentiella restaureringslokaler i målområdet är känd kan spridning via flytande blomskott potentiellt modelleras med hjälp av finskaliga oceanografiska cirkulationsmodeller för att utvärdera konnektiviteten mellan områden. Denna typ av modeller utvecklas idag av forskare vid Göteborgs universitet i samarbete med Havs- och vattenmyndigheten och DHI för bl.a. Kosterhavet och Gullmarsfjorden och förväntas bli tillgängliga för studier av ålgräsens fröspridning inom de närmaste åren. Om dessa möjligheter saknas för studieområdet kan en dominerande spridningsriktning för vinddrivna flytande fröskott antas vara åt nordost längs den svenska västkusten på grund av de förhärskande sydvästliga vindarna under perioden juli till september (Källström m.fl. 2008) då ålgräset bildar fröskott i Bohuslän (Infantes m.fl. 2016), samt på grund av den Baltiska ytströmmen som oftast ger en nordgående kustström längs den svenska västkusten (Fonselius 1995).

2.4.1. Inventering av ålgräsens utbredning i målområdet

Ett första steg i att kartlägga den existerande utbredningen av ålgräs i ett målområde är att undersöka om kommunen eller Länsstyrelsen utfört inventeringar av ålgräs i området. Även underlag baserat på fjärranalys av satellitfoton, eller flygfoton (figur 2.2) kan vara till stor hjälp för att identifiera lämpliga restaureringslokaler samt möjliga referensängar (Lundén & Gullström 2003; se faktaruta 2.1). När ett antal potentiella lokaler identifierats bör de inventeras noggrant i fält.



Figur 2.2. Ålgräsinventering med flygfoto. Flygfoto från *Eniro.se* som visar viken Lökebergskile i Kungälvskommun som idag saknar ålgräs. Det mörkare området i vänstra delen av bilden är drivande mattor av makroalger. Den inlagda bilden (från Baden m.fl. 2003) visar utbredningen av ålgräs i viken på 1980-talet då en cirka 36 ha stor ålgräsäng täckte området.

Fältinventering av ålgräsutbredning bör utföras vid goda väderförhållanden med svaga vindar och helst solsken för att optimera siktförhållanden i vattnet. I områden där vinddriven resuspension av sediment kan utgöra ett problem (figur 2.1) bör det ha varit lugna väderförhållanden i minst ett par dagar innan inventeringen startas. Om möjligt kan inventeringen med fördel inledas med att filma grundområdet med en drönare (se faktaruta 2.2, figur 2.3). Om flygningen sker på uppdrag krävs tillstånd från *Transportstyrelsen* (se www.transportstyrelsen.se/dronare för information). Om drönare ej finns att tillgå kan flygfoton eller satellitbaserad inventering (se faktaruta 2.1) ge en överblick av olika habitat vid lokalen, även om det då måste beaktas att utbredningen av habitaterna kan ha ändrats sedan bilden togs. Med fjärrbilden som underlag kan sedan platser som indikerar undervattensvegetation undersökas noggrannare med vattenkikare eller snorkling. Med hjälp av GPS kan ytterkanter på förekommande ålgräsängar markeras för att sedan i GIS beräkna deras areella utbredning och avstånd till potentiella restaureringslokaler. Även förekomst av algmattor (se avsnitt 2.5.6) bör kartläggas vid fältinventeringen. Om inga fjärrbilder finns att tillgå måste lokalen avsökas systematiskt med vattenkikare eller snorkling. Om vattendjup och siktdjup inte tillåter kartläggning med drönare eller vattenkikare, måste video eller dykning helt eller delvis användas för att undersöka förekomst av ålgräs (Gullström m.fl. 2014), vilket gör inventeringen långsam och kostsam. Traditionella ekolod och sidoseende ekolod kan också vara till stor hjälp till att identifiera och kartlägga vegetation på botten som kan vara svåra att se från ytan. Kartläggningen måste dock kompletteras med direkta observationer för att bekräfta om vegetation är ålgräs eller ej.

Faktaruta 2.2. Exempel på mätinstrument och priser (2015)

PAR-mätare. Instrument som mäter och lagrar ljusstrålning i PAR har historiskt varit ganska dyra, men på senare år har det dykt upp företag med lägre priser. Företaget Dataflow systems säljer en populär PAR-mätare (*Odyssey Photosynthetic Active Radiation Logger*) för runt 2000 kr.



Lux-mätare. Instrument som mäter och lagrar ljus i enheten lux är generellt billigare än PAR-mätare. Företaget Onset *HOBO data-loggers* tillverkar en populär lux-mätare (*UA-002-64, Pendant Temp/Ljus*) som kontinuerligt lagrar data av både ljusstrålning (i enheten lux) och temperatur, vilka sälj för cirka 500 SEK styck.



Salthalts- och temperaturmätare. Det finns flera typer av instrument för kontinuerlig mätning och datalagring av salthalt och temperatur. Generellt är de lite dyrare än ovan nämnda ljusmätare. Företaget Onset tillverkar en smidig konduktivitetsgivare (U24-002, Konduktivitets logger) för runt 8000 SEK som mäter och lagrar data på salthalt och temperatur kontinuerligt i marin miljö.



Drönare med kameror för skattning av vegetationsutbredning. Flygfoton utgör det avsevärt bästa sättet att skatta arealen av planterat ålgräs eller algmattor om siktdjupet tillåter. Idag finns förvånansvärt billiga små flygfarkoster, s.k. drönare, som med kameror tar videofilmer i HD kvalitet, lagrar GPS-position på drönaren och skickar bilder i realtid till en smartphone, vilken med fördel kan användas för detta ändamål. Idag finns ett stort antal drönar på marknaden med inbyggda kameror, eller där en HD-kamera kan fästas (ex. en GoPro-kamera), för runt 10 000 SEK (inkl. kamera).



Exempel på populär drönarmodell (DJI Phantom 3) med inbyggd HD kamera, GPS-minne, bildstabilisator och autopilot.



Figur 2.3. Ålgräsinventering med drönare. Foto taget med drönare från cirka 100 m höjd över en vik på Gåsö i Lysekils kommun. Det leopardfläckiga mönstret är små ålgräsängar som nyligen etablerat sig i de grundare delarna i viken. Det svagt tecknade kvadratiska området i mitten av bilden är en testplantering på 10×10 m där ålgrässkott just planterats på 2.0 m djup med en skotttäthet på 16 skott per kvadratmeter. Foto: E. Infantes.

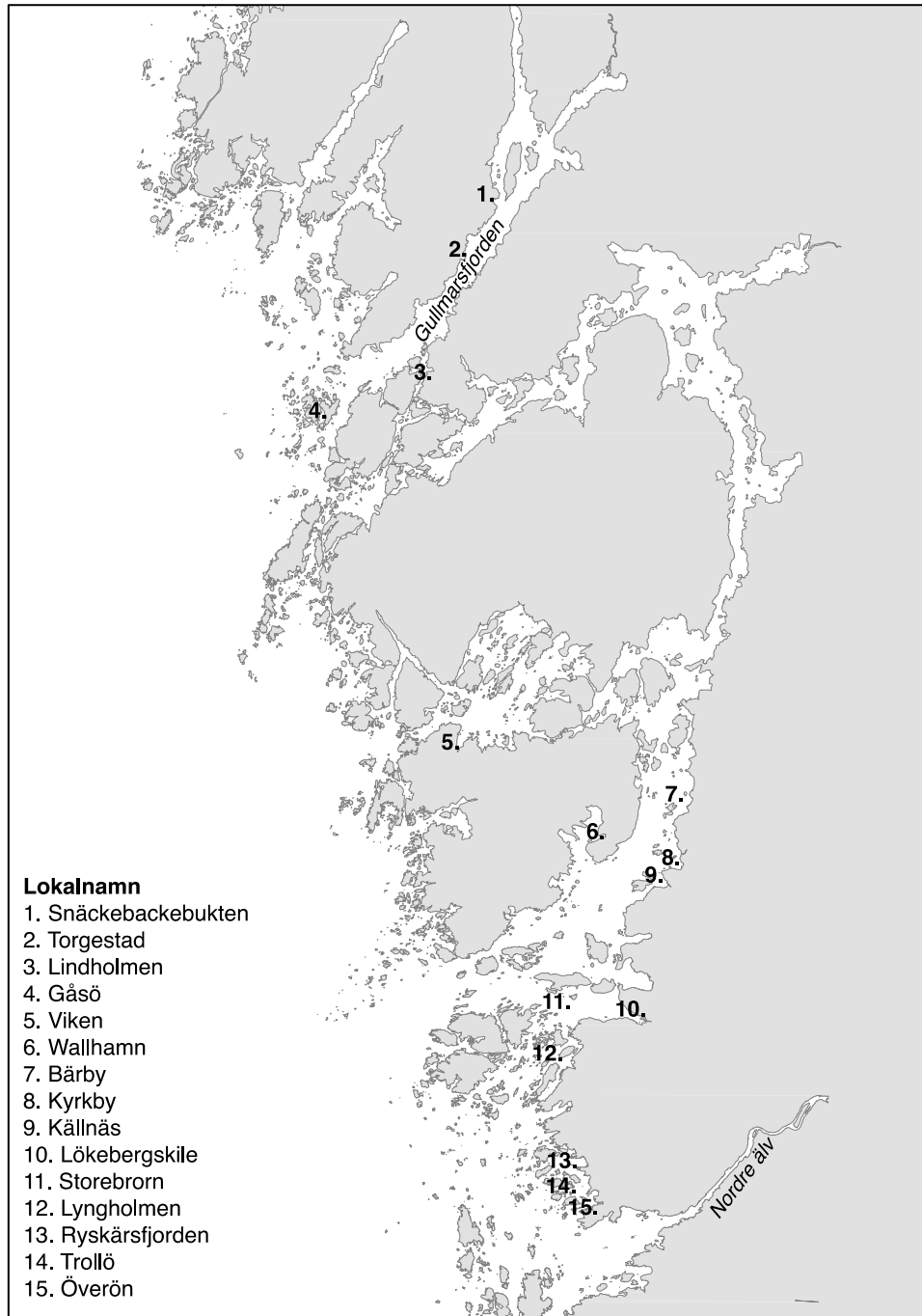
2.5. Viktiga faktorer vid val av restaureringslokal

Här följer en beskrivning av olika nyckelfaktorer och variabler som kan påverka tillväxt och överlevnad av ålgräs, samt beskrivningar av hur man kan mäta, testa och utvärdera dessa variabler för att välja lämpliga lokaler på ett vetenskapligt sätt. Många av dessa variabler har övervakats vid 15 olika lokaler i Bohuslän (figur 2.4) för att bedöma miljöförhållandena för ålgrästillsättning. Vid de flesta lokaler har också testplanteringar utförts. I tabell 2.1 summeras information och resultat från mätningar och testplanteringar. Denna tabell ger en överblick av hur miljövariabler varierar i grunda mjukbottensområden i södra Bohuslän samt hur dessa påverkar tillväxt av ålgräs. Tabellen kan utgöra ett viktigt underlag vid utvärdering av nya potentiella lokaler för ålgräsrestaurering. I tabell 2.2 summeras sedan skattade gränsvärden för dessa variabler som indikerar om planterat ålgräs kan tillväxa eller ej. Många av de föreslagna gränsvärdena är baserade på studier i Bohuslän och bör vara representativa för Skagerrak–Kattegatt området, medan andra är tagna från litteraturen och kan vara mindre representativa för Västerhavet.

Tabell 2.2. Gränsvärden för ålgräsrestaurering i Västerhavet. Summering av skattade gränsvärden (säsongmedelvärden) för nyckelvariabler som indikerar om planterat ålgräs förväntas uppvisa en positiv tillväxt (Ja) eller påverkas negativt vad det gäller tillväxt och långsiktig överlevnad, eller av andra anledningar ej är en lämplig lokal för restaurering (Nej). Se avsnitt 2.5 för förklaringar.

Variabler	Ja	Nej	Referenser
Lokal			
Närmast naturliga ålgräsäng (m)	-	≤100	Fonseca m.fl. 1998
Djup (m)	1,5–2,5	<1	<i>Denna rapport</i>
Ljus och vattenvariabler			
Ljusextinktionskoefficient (Kd)	<0,92	>1,6	<i>Denna rapport</i>
Ljus (% av ljuset vid ytan)	>25 %	<20 %	<i>Denna rapport</i>
Ljus (mol fotoner m ⁻² d ⁻¹)	>7	<3	<i>Denna rapport</i>
TSS (mg L ⁻¹)	-	>15	Dennison m.fl. 1993
Chl-a (µg L ⁻¹)	-	>15	Dennison m.fl. 1993
DIN (µM)	-	>10	Dennison m.fl. 1993
DIP (µM)	-	>0,67	Dennison m.fl. 1993
Temperatur (° C)	<20	-	Borum et al. 2004
Salthalt	>5	-	Borum et al. 2004
Fysisk exponering			
Strömhastighet (cm s ⁻¹)	<15	>50	Fonseca m.fl. 1998
Sediment erosionshastighet (mm dag ⁻¹)	-	>0,5	Merkel 1992
Vågexponeringsindex		>3*10 ⁶	Fonseca m.fl. 1998
Sedimentvariabler			
Sedimentationshastighet (mm dag ⁻¹)	-	≥0.3	Merkel 1992
Innehåll silt och lera (%)	<34 %	>50 %	<i>Denna rapport</i>
Organiskt innehåll (%)	<5 %	-	Koch 2001
Organiskt innehåll (%)*	<2 %	-	Lillebø m.fl. 2011
Vatteninnehåll (%)*	<40 %	-	Lillebø m.fl. 2011
Ammoniuminnehåll i porvatten (µmol L ⁻¹)	>100	-	Dennison m.fl. 1987
Biostörning för ålgräsfrön			
Sandmask (<i>Arenicola marina</i> ; antal m ⁻²)	<10	>50	Delefosse & Kristensen 2012

* Gränsvärden för ökad risk för resuspension av sediment
 m⁻² d⁻¹ = per kvadratmeter och dag
 mg L⁻¹ = milligram per liter
 µg L⁻¹ = mikrogram per liter
 cm s⁻¹ = centimeter per sekund
 mm dag⁻¹ = millimeter per dag
 µmol L⁻¹ = mikromol per liter
 m⁻² = per kvadratmeter



Figur 2.4. Karta över studielokaler i Bohuslän. Kartan visar 15 olika lokaler i Bohuslän där olika miljövariabler övervakats, testplanteringar utförts eller lokaler som utgjort donatorängar där vegetativa skott eller blomskott skördats för studier (se tabell 2.1 för detaljer).

2.5.1. Vattendjup

Det valda vattendjupet för plantering påverkar en lång rad faktorer som är avgörande för ålgräsets överlevnad och tillväxt, exempelvis ljustillgång, vågexponering, betning och störning från djur, risk för uttorkning och skador från is. Den maximala djuputbredningen av ålgräs bestäms nästan uteslutande av ljustillgången och varierar stort mellan regioner och mellan lokaler, där djuputbredningen också minskat dramatiskt de senaste hundra åren. Studier från 1800-talets slut tyder på att ålgräset då var vanligt ned till runt 15 m djup i

västra Kattegatt (Loo 2015), medan ålgräset där idag mycket sällan växer djupare än 8 m (Boström m.fl. 2014). I Öresund växer ålgräset i medeltal ned till cirka 6 m, medan den maximala djuputbredningen i Bohuslän i medeltal varierar mellan 3 och 4 m (Havs- och vattenmyndigheten 2012). I vissa extrema lokaler med hög turbiditet som vid Nordreälvs utlopp i norra Kattegatt hittas ålgräs ej djupare än 1.2 m, medan det kan hittas ned till 5 m djup vid andra lokaler i Bohuslän med god ljustillgång (tabell 2.1). På grund av den stora variationen mellan lokaler är det mycket viktigt att mäta ljustillgången vid alla potentiella restaureringslokaler, både för att bedöma om ålgräs kan tillväxa på platsen, samt för att bestämma det optimala planteringsdjupet (se avsnitt 2.5.2 för information om hur ljusförhållanden mäts). Eftersom skotttillväxten är mycket låg nära den maximala djuputbredningen (se Eriander m.fl. 2016) rekommenderas generellt inte restaurering nära dessa djup, framför allt då en försämring av ljustillgången kan slå ut hela planteringen.

Längs den svenska västkusten bestäms den övre utbredningsgränsen av olika faktorer vid olika lokaler. I exponerade områden kan den bestämmas av vågerosion, medan den i mer skyddade lokaler kan bestämmas av isskrapning på vintern, eller av uttorkning på grunt vatten under högtryck som kan ge långvarigt lågvatten. Studier i Bohuslän där skott planterats på 1 till 5 m djup i skyddade och semiexponerade lokaler visade inga negativa effekter av uttorkning eller vågerosion på planterade skott, däremot sågs vissa förluster av skott på 1 m djup från isskrapning efter isvintrar, medan ringa iseffekter observerades på 1.5 m djup (se Eriander m.fl. 2016). **Baserat på dessa studier bör ålgräs ej planteras grundare än 1 m under medelvattenstånd.**

För att minska risken att stora delar av planteringarna slås ut på grund av mellanårsvariationer i t.ex. ljustillgång, stormar eller isvintrar, rekommenderas att ålgräs planteras med lämplig marginal till den nedre och övre utbredningsgränsen, samt att planteringen koncentreras nära den övre utbredningsgränsen där den goda ljustillgången normalt ger hög skotttillväxt och snabb etablering av den restaurerade ängen (se nedan). **Generellt rekommenderas därför att ålgräs planteras på mellan 1.5 och 2.5 m djup** (även om ljustillgången skulle tillåta tillväxt på större djup). Vid goda förhållanden kommer ålgräset med tiden att breda ut sig mot sina naturliga utbredningsgränser. Vid lokaler med sluttande botten kan därför planteringen inledningsvis ta formen av ett smalare band som följer den optimala djupkurvan (se figur 5.7, avsnitt 5.5).

2.5.2. Ljusförhållanden

Vattenkvalitet och ljusförhållanden i vattnet avgör hur djupt ålgräs kan växa på en lokal och är oftast den mest kritiska variabeln för överlevnad. Tillgången på ljus bestäms förutom av djupet också av hur snabbt det synliga ljuset absorberas i vattnet, vilket beror på typen och mängden av organiska och oorganiska partiklar i vattnet. Ljusförhållandena i kustvatten kan därför påverkas av en lång rad olika faktorer. Förutom halten näringsämnen som begränsar mängden växtplankton och organiska partiklar i vattnet påverkas ljusförhållanden också av mängden suspenderade sedimentpartiklar som kan röra upp från botten i grunda områden av vågor eller starka strömmar, eller föras ut till kusten via vattendrag, framför allt vid våravrinning och efter regnväder. Vattendrag kan också föra med sig humusämnen som kan ha stor inverkan på ljusförhållandena i havet.

Enligt studier från flera länder behöver ålgräs cirka 18–21 % av ljustillgången vid ytan för att tillväxa (Dennison m.fl. 1993). Formulerat i mängden ljus behöver ålgräs minst 7 mol fotoner per kvadratmeter och dag av fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR) för att inte vara ljusbegränsad, och minst 3 mol fotoner per kvadratmeter och dag för långsiktig överlevnad (Thom m.fl. 2008). Detta stämmer väl överens med studier i Bohuslän där planterat ålgräs visat flerårig överlevnad ned till 18 % av ljustillgången vid ytan, och ned till 4 mol fotoner per kvadratmeter och dag i medelvärden över tillväxtsången (Eriander m.fl. 2016; tabell 2.1).

Det största djup som ålgräs kan överleva på vid en lokal kan beräknas om man känner till hur snabbt ljuset absorberas i vattnet, vilket kan beskrivas med ljusets extinktionskoefficient (utsläckningskoefficient; K_d) och beräknas med ljusmätningar från flera djup. Med hjälp av K_d -värdet kan sedan det maximala utbredningsdjupet skattas om man känner till hur stor andel av ljustillgången vid ytan som ålgräset behöver för att överleva (se faktaruta 2.3). Genom att mäta ljuset kontinuerligt under tillväxtsången vid en potentiell restaureringslokal kan områdets genomsnittliga K_d -värde beräknas vilket ger information om både ljustillgång och tillväxtsångens längd, vilka minskar med djupet (figur 2.5). Vid en lokal med relativt låg ljusabsorption i vattnet ($K_d=0.45$), är ljustillgången hög vid 1 m djup (64 % av ljuset vid ytan) och innehåller tillräckligt med ljus för ålgräsets tillväxt (>7 mol fotoner per kvadratmeter och dag) från början av mars till i början av oktober. Vid samma lokal vid 3 m djup (26 % av ljuset vid ytan) sträcker sig tillväxtsången endast från cirka mitten av april till slutet av augusti, och på 4 m djup, där i medeltal cirka 17 % av ljuset når botten, finns det endast tillräckligt med ljus för att överleva under sommarmånaderna, men inte för att tillväxa (figur 2.5a). Detta medför att även om ljustillgången under sommaren i detta exempel vid 3 m djup inte begränsar ålgräsets tillväxt, så är tillväxtperioden där flera månader kortare än vid 1 m djup, varför årstillväxten blir avsevärt lägre. Även om ett planterat ålgrässkott kan överleva den första sommaren vid gränsen till den maximala djuputbredningen gör den låga ljustillgången och tillväxten över sommaren att den har svårt att lagra in tillräckligt med kolhydrater i rhizomen för att överleva vintern då den behöver denna energi för att klara sig utan ljus i 3–6 månader (Eriander m.fl. 2016). Studier i Bohuslän där ålgrässkott planteras vid lokaler med olika ljusförhållanden indikerar att det krävs cirka 20 % av ljustillgången vid ytan för att skotten ska ha en positiv tillväxt, och >25 % av ljuset vid ytan för att skotttillväxten ska vara >100 % efter tre månader (figur 2.6).

Faktaruta 2.3. Beräkning av ljusstillgång vid planteringsdjup

Det maximala djup där ålgräs kan överleva bestäms av hur snabbt den del av det synliga ljuset som används i fotosyntesen (PAR, *photosynthetic active radiation* på engelska) absorberas i vattnet. Detta kan beräknas om man känner till ljusinstrålningen vid två olika djup med hjälp av följande förhållande (Lambert-Beers lag):

$$I_{D_j} = I_{G_r} * e^{-K_d * D}$$

där (I_{D_j}) och (I_{G_r}) är ljusinstrålningen mätt i PAR vid det djupare respektive det grundare djupet och D är djupskillnaden i meter mellan de två djupen. K_d är ljusets extinktionskoefficient och beskriver hur ljuset absorberas över djupet. Den är konstant över djupen och kan beräknas enligt:

$$K_d = -\ln(I_{D_j}/I_{G_r})/D$$

Extinktionskoefficient varierar i tiden med vattenkvaliteten, men om K_d har mätts vid många tillfällen vid en lokal kan ett representativt medelvärde beräknas som beskriver medelljusförhållanden i vattnet. Med detta medelvärde (K_{d_m}) kan det maximala djupet där ålgräs kan överleva (D_{max}) på lokalen bestämmas om man känner till andelen av ljusstillgången vid ytan (I_0) som krävs vid det maximala djupet för att ålgräs skall överleva i området, dvs. $I_{D_{max}}/I_0$ enligt följande ekvation:

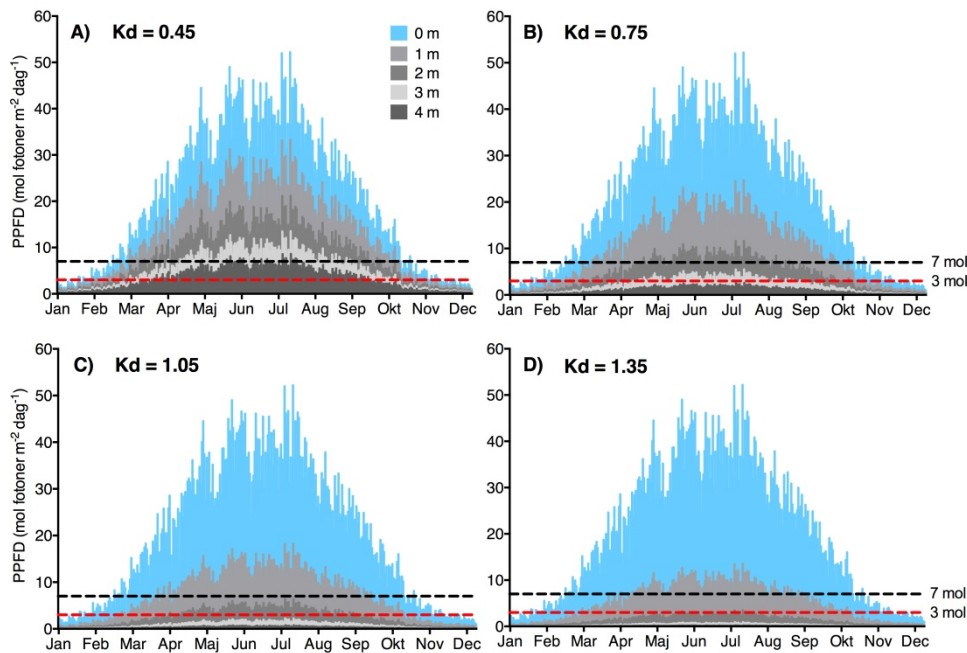
$$D_{max} = -\ln(I_{D_{max}}/I_0)/K_{d_m}$$

Om ålgräset i ett område kräver minst 20 % av ljusstillgången vid ytan för att överleva ($I_{D_{max}}/I_0 = 0,20$) och medelvärdet av K_d över en hel tillväxtsäsong är uppmätt till 0,50, kan det maximala djupet som ålgräs kan överleva på (D_{max}) skattas med ekvationen ovan ($D_{max} = -\ln(0,20)/0,50$) till 3,2 m.

Fördelen med att mäta ljuset vid två djup vid en lokal är att ljusstillgången kan beräknas vid ett valfritt djup vid lokalen, med hjälp av ekvationerna ovan, så att ett optimalt planteringsdjup för ålgräset kan beräknas för lokalen.

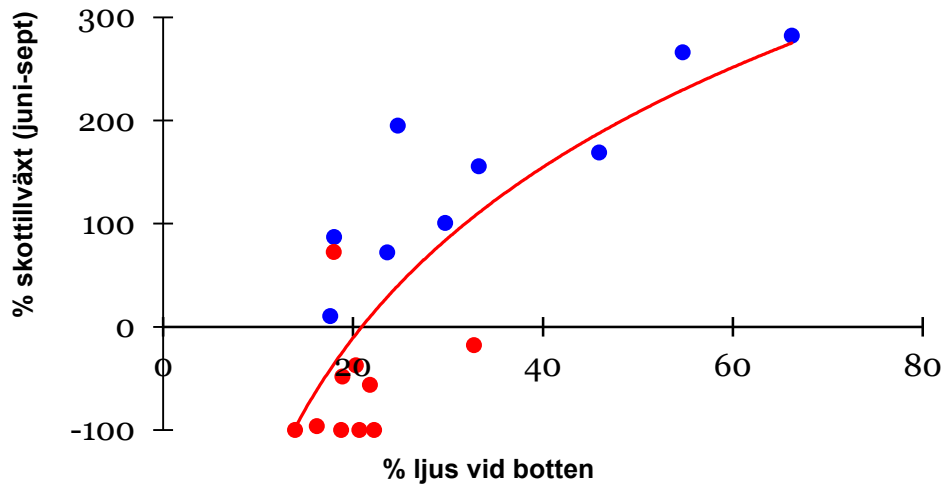
Har man endast tillgång till en ljusmätare per lokal kan man istället använda det totala inflödet av fotoner per area och dag (PPFD; *photosynthetic photon flux density*) genom att placera PAR-sensorn på det djup man tror är det rätta för plantering. Ålgräs kräver i medeltal ett minimum av 3 mol fotoner per kvadratmeter och dag för att överleva (Thom m.fl. 2008) och antalet fotoner som når sensorn på en dag kan beräknas genom att summera den totala ljusinstrålningen per dag (som normalt mäts i μmol fotoner per kvadratmeter och sekund). I beräkningen är det viktigt att kompensera för att ljusmätaren normalt endast lagrat ett antal värden per timme. Nackdelen med att använda endast en ljusmätare är att man enbart kan utvärdera ljusstillgång på det djup där PAR-sensorn placerats.

Eftersom PAR-sensorer är relativt dyra och kostnaden blir hög om många lokaler skall utvärderas kan ett alternativ vara att använda billigare ljusmätare som mäter belysning (illuminans) i enheten lux (lumen per kvadratmeter). Eftersom en lux-mätare också inkluderar våglängder som inte är fotosyntetiskt aktiva, måste de kalibreras med en PAR-mätare vid varje lokal (eftersom förhållandet kan variera i tid och rum). Lämpligtvis görs detta varannan vecka när ljusmätarna rengörs i fält.



Figur 2.5. Säsongsvariation i ljusstillgång vid olika djup och ljusabsorption i vattnet. Figuren visar förenklat hur mängden ljus (PPFD; mol fotoner per kvadratmeter och dag) varierar i luften vid ytan och vid 4 olika djup under ett år vid 4 lokaler med olika ljusabsorption och utsläckningskoefficienter (K_d) i vattnet: A) $K_d=0,45$, ger cirka 41 % av ljusmängden vid ytan vid 2 m djup, B) $K_d=0,75$; cirka 22 % vid 2 m, C), $K_d=1,05$; cirka 12 % vid 2 m, och D) $K_d=1,35$; cirka 7 % vid 2 m. Den svarta streckade linjen markerar ljusmängden 7 mol fotoner per kvadratmeter och dag som ålgräs behöver för att inte vara ljusbegränsad, och den röda streckade linjen markerar ljusmängden 3 mol fotoner per kvadratmeter och dag som ålgräs behöver för att överleva (Thom m.fl. 2008). Ljusdata vid ytan är från SMHI (medelvärde av STRÅNG-data från Gullmarsfjorden mellan 2010–2014) där ljusutsläckningen i vattnet räknats fram baserat på empiriska ljusmätningar i olika områden i Bohuslän (Eriander m.fl. 2016). Vid ökat djup och K_d -värde minskar både ljusstillgången och antalet månader per år som ålgräset kan tillväxa. Vid lokal A ($K_d=0,45$) är ljusstillgången relativt god och ligger vid 4 m djup på mellan 3–7 mol under tillväxtsäsongen. Vid dessa ljusvärden skulle transplanterat ålgräs kunna överleva, men tillväxa mycket långsamt varför restaurering rekommenderas vid ett grundare djup. Vid 2 meters djup har skotten ljus som möjliggör tillväxt från mars till oktober med i medeltal cirka 41 % av ljuset vid ytan, vilket bättre uppfyller ljuskravet vid val av lokal för restaurering. Vid lokal B ($K_d=0,75$) tillåter ljuset vid samma djup endast tillväxt från mitten av april till augusti, medan ljuset vid lokal C ($K_d=1,05$) är <7 mol vid 2 meter hela året varför plantering vid detta djup ej kan rekommenderas. Vid lokal D ($K_d=1,35$) är den beräknade maximala djuputbredningen (se faktaruta 2.3) endast 1.2 m, varför lokalen generellt ej kan rekommenderas för restaurering.

För ålgräsrestaurering i Västerhavet rekommenderas att medelljusstillgången under tillväxtsäsongen vid planteringsdjupet är >25 % av ljusstillgången vid ytan, eller över 10 mol fotoner per kvadratmeter och dag, samt att K_d -värdet som högst är 0.92 eftersom ljusstillgången är <25 % vid 1.5 m djup om K_d -värdet är högre. Lokaler med så grumligt vatten att ljusabsorptionen ger **ett K_d -värde över 1.6 är olämpliga för restaurering** då ljusstillgången gör det svårt för ålgräset att överleva djupare än 1 m, och då isskrapning kan förstöra planteringar på grundare djup (se avsnitt 2.5.1; tabell 2.2). Även om ålgräs kan överleva med en medelljusstillgång strax under 20 % av ljuset vid ytan kan restaurering normalt ej rekommenderas vid dessa ljusförhållanden då tillväxten är mycket låg och risken hög att planteringen ska slås ut av tillfälligt försämrade miljöförhållanden.



Figur 2.6. Förhållande mellan ljusstillgång och tillväxt av ålgräs. Figuren visar procentuell tillväxt av antalet vegetativa skott (från juni till september) som planterats i början av juni vid 12 olika lokaler i Bohuslän (5 lokaler med ålgräs: blå punkter; 7 lokaler där ålgräset försvunnit: röda punkter) vid olika år (se tabell 2.1 för beskrivning) i förhållande till uppmätta ljusförhållanden (procent av ljuset vid ytan som når ålgrässkotten). Kurvan som beskriver förhållandet ($y = 238.69\ln(x) - 725.78$; $r^2 = 0.63$) indikerar att en positiv tillväxt av ålgräs fås när cirka 20 % av ljuset når botten. Vid lokaler där ålgräs hittas idag krävs cirka 25 % av ljuset vid ytan för att de planterade skotten minst skall fördubblas i antal under den första tillväxtsäsongen. Vid lokaler där ålgräset försvunnit är idag ljusförhållandena generellt för dåliga för att tillåta tillväxt, och där försvårar också drivande algmattor plantornas tillväxt.

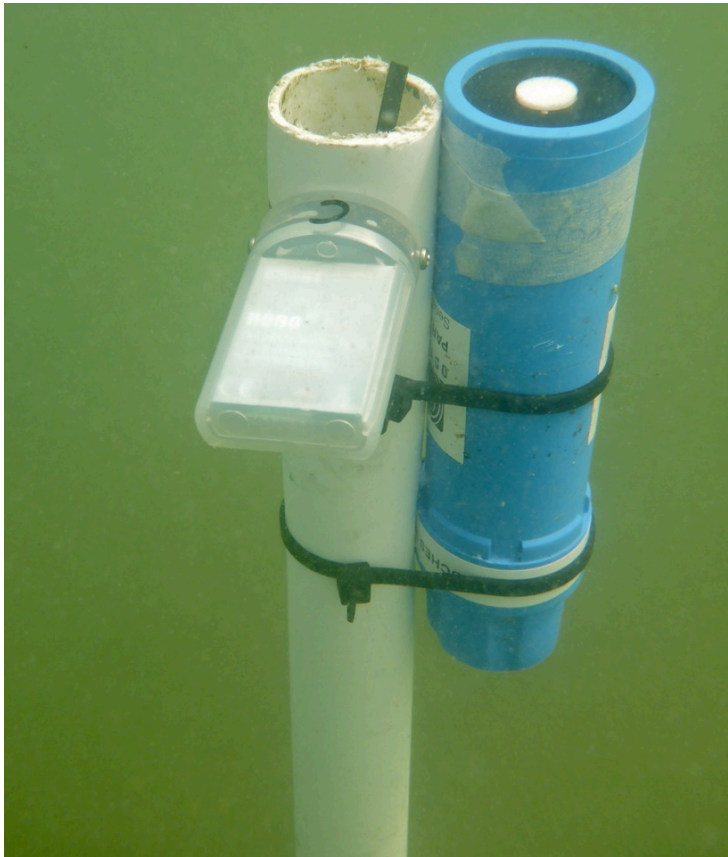
Mätning av ljusförhållanden

Då mätningar med ljussensorer normalt inte ingår i miljöövervakning av grunda kustområden följer nedan en mer detaljerad beskrivning över hur detta kan utföras.

Eftersom ljusförhållandena i vattnet kan ändras snabbt och oberäkneligt i grunda kustområden, och då fältprovtagningar ofta sker under lugna förhållanden (när ljusstillgången oftast är högst) ger enstaka ljusmätningar vid fältbesök ett dåligt underlag av de faktiska ljusförhållandena vid en lokal. Därför **rekommenderas att ljusets mäts kontinuerligt vid två olika djup med hjälp av datalagrande mätinstrument som placeras i varje potentiell restaureringslokal under tillväxtsäsongen** (maj–september). Fördelen med att mäta ljuset vid två olika djup vid varje lokal är att ljusstillgången då kan beräknas vid ett valfritt djup vid lokalen med hjälp av ljusets utsläkningskoefficient (K_d ; se faktaruta 2.3) så att ett optimalt planteringsdjup för ålgräset kan beräknas för lokalen.

För att kunna mäta ljuset vid två olika djup kan två PVC-rör användas med olika längd (1 och 2 m långa) där ljusmätare med PAR- eller lux-sensorer enkelt kan monteras på toppen av rören med hjälp av buntband (se figur 2.7; faktaruta 2.2 för exempel på ljusmätare). De två rören med ljusmätare placeras på den djupare delen av den potentiella planteringsplatsen genom att sticka ned rören vertikalt i sedimentet så att ljussensorn på respektive mätinstrument pekar uppåt. Den ena ljusmätaren placeras cirka 20 cm ovan botten för att mäta ljusstillgången där ålgräset ska tillväxa. Genom att placera den ett stycke över botten undviks att drivande alger skuggar mätaren. Den andra ljusmätaren placeras om möjligt minst en meter grundare än den första (120 cm över botten) genom att

pressa ned röret till ett på förhand markerat djup på röret. Dessa ljusmätare används för att beräkna ljusets utsläckningskoefficient (K_d) vid lokalen (se faktaruta 2.3). Det är viktigt att den grunda ljusmätaren ej placeras så nära ytan att den riskerar att torrläggas vid lågvatten, samt att skillnaden i djup mellan ljusmätarna mäts exakt. Avståndet till ytan varierar med tidvatten, vind och lufttryck och bör mätas vid varje besök. Rören bör placeras med 1–2 m mellanrum så att de inte skuggar varandra, där ljusmätarna pekar åt samma håll från rören åt väster för att minimera skuggning. Om ljusmätningar görs vid levande ålgräsängar, t.ex. vid en referensäng, bör mätningarna ske en meter utanför ängen, eller ovanför ängens blad för att undvika skuggning.



Figur 2.7. Ljusmätare. Bilden visar en lux-mätare (Onset Hobo) och en PAR-mätare (Odyssey) monterad med buntband på ett PVC-rör på 2 m djup. Foto: P. Moksnes.

Även om de flesta datalagrande ljusmätare har batterikapacitet att mäta under många månader behöver de besökas regelbundet för att avlägsna påväxt eller sedimentation ovanför ljussensorn. För att få någorlunda kontinuerliga ljusmätningar rekommenderas att påväxt avlägsnas minst varannan vecka under mätperioden då också data kan tömmas från instrumenten. För att underlätta analysen av ljusdata är det viktigt att anteckna graden av påväxt på ljusmätaren vid varje besök. Eftersom påväxt av epifytiska mikro- och makroalger på ålgräsbladen försämrar ljusstillgången till plantan, kan observationer av påväxt också indikera om detta kan utgöra ett problem vid lokalen. Observationer av löst sediment på ljusmätaren bör också antecknas då det indikerar sedimentation som kan skugga planterade skott om de ackumuleras på bladen i lugna områden. Vid analys av

ljusdata bör värden som indikerar att påväxt stört mätningen avlägsnas från analysen. Eftersom mikroalgpåväxt ofta sker snabbare på den grunda ljusmätaren där ljustillgången är större kan påväxt indikeras av att skillnaden i ljusinstrålning mellan den djupa och grunda mätaren minskar över tid.

Om friska ålgräspopulationer finns inom studieområdet kan ljustillgången och den maximala djuputbredningen mätas också vid de naturliga ängarna, vilket sedan kan jämföras med ljus- och djupförhållanden vid potentiella planteringslokaler. Detta kan användas som ett komplement, men kan aldrig ersätta ljusmätningar vid restaureringslokalen då stora skillnader i ljusförhållanden kan hittas mellan närliggande lokaler.

Om ljusmätare inte finns att tillgå kan ljustillgången vid en lokal mätas med en Secchi-skiva, där siktdjupet sedan kan konverteras till ett värde på utsläkningskoefficienten (Giesen m.fl. 1990). Ljusmätningar med Secchi-skiva i grunda områden har dock flera allvarliga begränsningar eftersom siktdjupet ej kan mätas om bottendjupet är grundare än siktdjupet (vilket ofta är fallet), samt att det endast kan mätas vid fältbesök och under relativt lugna väderförhållanden. Vidare har studier i Danmark visat att förhållandet mellan K_d och Secchi-djup inte är konstant i tid och rum, och att mätningar med Secchi-skiva kan över-skatta ljustillgången i kustnära vatten (Pedersen m.fl. 2014).

2.5.3. Turbiditet, klorofyll och näringsämnen

Även om mätningar av ljustillgången är den viktigaste variabeln för bedömning av vattenkvaliteten vid en lokal kan det vara önskvärt att undersöka vad som orsakar en försämrad ljustillgång lokalt för att eventuellt sätta in lokala åtgärder (se bilaga 2). En viktig variabel som påverkar ljusets absorption i vattnet är den totala mängden oorganiskt och organiskt suspenderat material (*Total Suspended Solids*; TSS) som är ett mått på turbiditeten (grumligheten) i vattnet. TSS mäts via vattenprov som filtreras och vägs, vilket sedan kan delas upp i en organisk och en oorganisk fraktion genom förbränning av provet. TSS kan också skattas med hjälp av en turbiditetsmätare, men som då måste kalibreras mot TSS-mätningar för varje lokal. En stor andel oorganisk material av TSS kan indikera vågdriven lokal resuspension av sediment eller att suspenderat sediment förts ut från ett närliggande vattendrag. I områden som påverkas av vattendrag kan även humusämnen i vattnet påverka ljusförhållanden. En stor del av den organiska fraktionen av TSS består normalt av växtplankton, vars koncentration brukar skattas av halten klorofyll a (Chl a) i vattnet, som mäts i vattenprov med en spektrofotometer, eller skattas med flourescensmätningar.

Genom att mäta TSS, dess oorganiska fraktion samt Chl a vid olika väderförhållanden går det t.ex. att härleda om dåliga ljusförhållanden vid en lokal beror på övergödningsproblem och hög koncentration växtplankton eller vinddriven resuspension av sedimentet. Vid exempelvis lokalen Lökebergskile i Kungälv kommun (lokal 10, figur 2.4) är idag ljusförhållandena dåliga vid 2.4 m djup där en stor ålgräsäng hittades på 1980-talet (tabell 2.1). Regelbundna vattenprovtagningar vid lokalen visar höga halter TSS (i medeltal 15,2 mg per liter), vilket är över rekommenderat gränsvärde för ålgräsrestaurering (tabell 2.2). Analyser av proverna visar att den organiska fraktionen var låg (i medeltal 21 %), vilket tyder på att den höga turbiditeten inte orsakats av växtplankton.

Detta stöds också av relativt låga halter Chl a i vattnet (i medeltal 3,3 µg per liter; tabell 2.1). Sammanfattningsvis indikerar mätningarna att vågdriven resuspension av sediment orsakar de dåliga ljusförhållandena vid lokalen (se figur 2.1).

Oorganiskt kväve

I Västerhavet anses i huvudsak kväve och till mindre del fosfor vara begränsande för tillväxten av alger. Höga halter av löst oorganiskt kväve (DIN), bestående av ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻) och nitrit (NO₂⁻) i vattnet kan orsaka blomningar av både växtplankton och fintrådiga makroalger, och indirekt påverka ålgräs negativt. Eftersom upptaget av DIN är mycket snabbt under sommaren används normalt vintervärden av DIN inom miljöövervakning där halter över cirka 10 µmol per liter (µM) anses vara förhöjda värden längs Bohuslans kustvatten vid normala salthalter (Naturvårdsverket 2007). På sommaren är halterna normalt avsevärt lägre. I ålgräsängar i Gullmarsfjorden ligger koncentrationen av DIN normalt mellan 1–2 µM under sommaren där huvuddelen består av ammonium. Försök har visat att det kan räcka med att höja koncentration till cirka 4–6 µM DIN lokalt för att orsaka blomningar av fintrådiga alger med negativa effekter på tillväxten av ålgräs (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2010). I USA visar studier att ålgräs har svårt att klara sig i områden där halten av DIN är >10 µM (Dennison m.fl. 1993; tabell 2.2).

Experimentella studier i laboratorium har även visat att höga halter av ammonium (25–125 µM) i vattenmassan kan ge toxiska effekter och döda ålgräs om halterna vidhålls i flera veckor. Experimenten visade också att effekterna var starkare vid höga temperaturer och dåliga ljusförhållanden, och föreslogs kunna förklara förluster av ålgräs i instängda havsområden under varma höstperioder då näringsämnen frigörs när alger bryts ned (van Katwijk m.fl. 1997).

I Chesapeake Bay i USA har man via fleråriga fältstudier tagit fram gränsvärden (baserade på säsongsmedelvärden) av halter för flera av ovan nämnda variabler som förutsäger var ålgräs kan tillväxa i området (tabell 2.2; Dennison m.fl. 1993). Om gränsvärdet för någon av dessa variabler överskrids är sannolikheten låg att ålgräs kan överleva i studieområdet. Dessa värden skulle också kunna utgöra ett riktmärke för svenska förhållanden.

2.5.4. Salthalt, temperatur och syreförhållanden

Ålgräs kan växa i allt från miljöer med full salthalt (35 psu) till brackvattensmiljöer med en salthalt runt 5 psu, och klarar också stora variationer i salthalt över kortare perioder (Borum m.fl. 2004). För de flesta ålgräspopulationer ligger den optimala salthalten för tillväxt och överlevnad mellan 10 och 25 psu (Nejrup & Pedersen 2008), medan ålgräsängar anpassade till lägre salthalter i Östersjön tillväxer optimalt i salthalter mellan 6 och 20 psu (Salo m.fl. 2014). I Östersjön begränsas ålgräsets utbredning vid isohalinen (salthaltslinjen) 5.3 psu som återfinns vid Stockholmsskärgård och Ålandshav (Boström m.fl. 2003). Studier i Bohuslän visar att både skott och frön som plockats från relativt höga och konstanta salthaltsförhållanden i Gullmarsfjorden (25 ± 3 psu) kunde överleva vid mycket låga (6,4 psu i säsongsmedelvärde) och varierande (0,04–21,0 psu) salthaltsförhållanden vid Nordre älvs utlopp (tabell 2.1). Detta tyder på att **Västerhavets ålgräs är relativt tolerant för variation i salthalt och**

med framgång kan transplanteras mellan olika salthaltsmiljöer. Låga salthalter kan dock leda till att frön grov under en ofördelaktig del av säsongen. Laboratoriestudier indikerar att om planterade frön utsätts för låg salthalt (5 psu) under några varma (15°C) höstveckor kan mer än hälften av fröna gro innan vintern (Infantes m.fl. 2016), vilket kan medföra att de unga plantorna dör under vintern (normalt grov ålgräsfrön på våren i svenska vatten). Det kan därför vara **lämpligt att mäta salthalt om lokalen påverkas av vattendrag**, framför allt om ålgräsfrön används som restaureringsmetod.

Ålgräs är generellt anpassade för ett relativt kallt klimat från en vattentemperatur på -1°C på vintern till 25°C på sommaren (Borum m.fl. 2004). I Chesapeake Bay i USA anses höga sommartemperaturer (upp till 30°C i vattnet) vara en viktig orsak till den minskade utbredningen av ålgräs i området samt till att storskaliga planteringsförsök med ålgräs misslyckats (Goshorn 2006). Eftersom ålgräs i svenska vatten ej befinner sig nära gränsen för artens sydliga eller nordliga utbredning vad det gäller temperatur förväntas inte direkta effekter av klimatdrivna temperaturhöjningar begränsa ålgräsets tillväxt i svenska vatten. Däremot **kan höga temperaturer ge allvarliga indirekta effekter på ålgräs genom att öka tillväxten av påväxtalger och minska syrehalten i omgivande vatten** samtidigt som metabolismen och behovet av syre höjs hos ålgräset under nattlig respiration (Rasmusson 2015). På natten är ålgräset beroende av syre i omgivande vatten för att syresätta vävnaden i blad och rötter och för att motverka intrång av giftigt sulfid från sedimentet (se Moksnes m.fl. 2016 avsnitt 3.1.1). Höga sommartemperaturer i kombination med kraftig algpåväxt av ålgräsängar tros vara en förklaring till att hela ålgräsängar snabbt slagits ut i bl.a. Danmark (Greve m.fl. 2005). Därför **rekommenderas att temperatur mäts kontinuerligt vid alla potentiella restaureringslokaler, framför allt under sommar-månader** för att undersöka om höga temperaturer kan orsaka problem för planterat ålgräs.

Mätning av temperatur och salthalt

Precis som ljusstillgången kan temperatur och salthalt ändras snabbt och oförutsägbart i kustnära vatten och mäts bäst med instrument som placeras i fält och kontinuerligt mäter och lagrar data. Temperatursensorer ingår i många instrument, exempelvis ljusmätare, medan kontinuerlig mätning av salthalt i marin miljö kräver speciella instrument (se faktaruta 2.2). Salthaltsmätare kan med fördel monteras med buntband inuti ett större PVC rör med borrade hål för vattengenomströmning som sticks ned i sedimentet på lämpligt djup. Salthaltsmätaren bör placeras cirka 20 cm ovan botten vid den tänkta restaureringslokalen. Konduktivitetssensorn bör rengöras från påväxt minst en gång per månad. Eftersom salthalten varierar mindre än t.ex. ljus och temperatur kan det räcka med att mäta salthalt i en av flera närliggande lokaler om inte någon av lokalerna befinner sig vid ett vattendrags utlopp.

2.5.5. Sedimentförhållanden och fysisk exponering

I Västerhavet hittas ålgräs naturligt i miljöer med mycket olika sedimentförhållanden, från exponerade lokaler med grus- eller sandbottnar, till mycket skyddade miljöer där fint sediment med hög halt av organiskt material (upp till 25 %) och vatten (upp till 90 %) dominerar (tabell 2.1, Jephson m.fl. 2008).

Detta visar att ålgräset är mycket anpassningsbar till olika exponerings- och sedimentförhållanden. De olika miljöerna medför dock olika typer av utmaningar för ålgräsrestaurering. En analys av enkla sedimentvariabler kan ge en bra indikation av vilka processer som kan störa planteringen, samt om en lokal är lämplig.

Rekommendationer i litteraturen vad det gäller fördelaktigt sediment för ålgräsrestaurering är inte samstämmiga. Även om de flesta studier rekommenderar att botten med grus och sten ska undvikas varierar rekommendationerna när det gäller hur finkornigt sediment som ålgräs kan växa i (Fonseca m.fl. 1998). I en sammanställning av olika sjögräsarters krav på halten lera och silt i sedimentet (<63 µm kornstorlek) föreslås ett gränsvärde på under 20 % silt och lera (Koch 2001). Vid en storskalig restaureringsstudie av ålgräs i Boston harbour i USA överlevde inga testplanteringar i områden där proportionen silt och lera i sedimentet var över 57 %, medan god tillväxt återfanns i områden med en halt under 35 % (Leschen m.fl. 2010). Andra studier har dock föreslagit avsevärt högre gränsvärden för ålgräsrestaurering, på under 70 % silt och lera (Short m.fl. 2002a).

Testplanteringar av ålgräs i Bohuslän visar ett liknande resultat som det i Boston harbour där ålgräs generellt visat på god tillväxt i områden där lerhalten är under 34 %, medan mycket få planteringar överlevt i sediment med en lerhalt på över 50 % (tabell 2.1). Studier i Bohuslän visar vidare att ljus-tillgången i vattnet minskar med ökad andel silt och lera i sedimentet, samtidigt som tillväxten av planterat ålgräs minskar (se Faktaruta 2.4), vilket tyder på att resuspension av det finkorniga sedimentet kan vara en förklaring till den dåliga tillväxten i områden med hög halt av silt och lera (Moksnes m.fl. opubl. data). Finkornigt sediment medför också att utbytet av porvatten i sedimentet minskar, vilket kan leda till att sulfider och andra giftiga ämnen ansamlas, med negativa effekter på tillväxten (Koch 2001). Därför **rekommenderas att lokaler med en halt av silt och lera på över 50 % undviks för restaurering av ålgräs** (tabell 2.2), eller att ljus- och tillväxtförhållanden undersöks extra noga på lokalen.

I Bohuslän kan dessutom glaciallera (dvs. finkornigt lersediment avsatt från glaciärers smältvatten) hittas helt vid sedimentytan i vissa områden, speciellt i grundområden som förlorat stora ålgräsängar och som utsatts för erosion. Studier saknas kring ålgräs möjligheter att växa på glaciallera, men denna typ av lera är mycket kompakt och har låg vattengenomtränglighet, vilket troligen gör den olämplig som ålgrässubstrat. De fina lerpartiklarna rörs även lätt upp i vattnet av vågor, vilket ger mycket dåliga ljusförhållanden i vattnet under långa perioder (figur 2.8). **Restaurering på botten där glaciallera hittas <5 cm från sedimentytan bör därför undvikas.**



Figur 2.8. Vågdriven resuspension av glaciallera i Hakefjorden. Bilden visar Källsby udde i Hakefjorden (lokal 9, figur 2.4) 2015 där en västlig bris orsakar lokal uppgrumling av bottensedimentet. På 1980-talet täcktes de grundare delarna av bilden av en ålgräsäng som idag är ersatt av lerbotten utan vegetation. På grund av erosion hittas numera glaciallera helt vid ytan av sedimentet, som rörs upp mycket lätt av vågor på grunt vatten, vilket ses som en grå plym närmast land på bilden. Sikt djupet i vattnet i plymen är <math><0.5\text{ m}</math>. Foto: E. Infantes.

Exponerade, sandiga miljöer – exponeringsindex och kornstorlek

Ett sediment med hög andel grus och sand, och låg halt organiskt material (se faktaruta 2.4. och 2.5.) indikerar en botten som är exponerad för vågor eller starka strömmar. I sådana områden kan erosion av sediment medföra problem då plantor och frön spolats bort. Lokaler med strömhastighet på över 50 cm per sekund bör inte användas för restaurering eftersom dessa hastigheter kan medföra att både sediment och plantor spolats bort. Vid strömhastigheter under 15 cm per sekund förväntas inte negativa effekter av vattenströmmar påverka ålgräsets utbredning utan vågexponering är viktigare (Fonseca m.fl.1998), om inte sedimentet har hög vattenhalt (se nedan). Eftersom tidvattensskillnaden längs Västkusten är liten (mindre än 30 cm) är strömmarna relativt svaga i de flesta grunda kustområden vid lugnt väder. Starkare strömmar kan dock uppträda exempelvis i sund. Generellt är dock vågexponering en viktigare faktor att ta hänsyn till vid val av lokal i svenska vatten.

Vid hög vågexponering kan erosion av bottensediment och plantor omöjliggöra restaurering. Vågexponeringen vid en lokal kan skattas genom att beräkna ett vågexponeringsindex baserat på strykläng eller fetch, dvs. längden på sträckan med öppet vatten som vinden kan bilda vågor på (se faktaruta 2.4.). Ett gränsvärde tycks ligga vid ett vågexponeringsindex över $3 \cdot 10^6$ då ålgräs börjar erodera bort (Fonseca m.fl. 1998). Detta är dock en relativt grov skattning av vågexponering som inte tar hänsyn till bottenförhållande och vågreflektion (Koch 1999). Idag finns mer avancerade modellverktyg för att

skatta våg- och strömexponering vid en lokal och dess effekt på sjögräs (se t.ex. Infantes m.fl. 2009). Ålgräs som växer på en lokal med hög vågexponering har ofta en naturligt ojämn och fläckvis utbredning av ålgräs till skillnad från en skyddad lokal som kan ha en sammanhängande äng. Om målsättningen är att ersätta 1 hektar sammanhängande äng från en skyddad lokal med att plantera ålgräs på en exponerad lokal måste därför ett större område planteras eftersom vågerosion med största sannolikhet kommer att avlägsna en stor del av de planterade skotten (Fonseca m.fl. 1998).

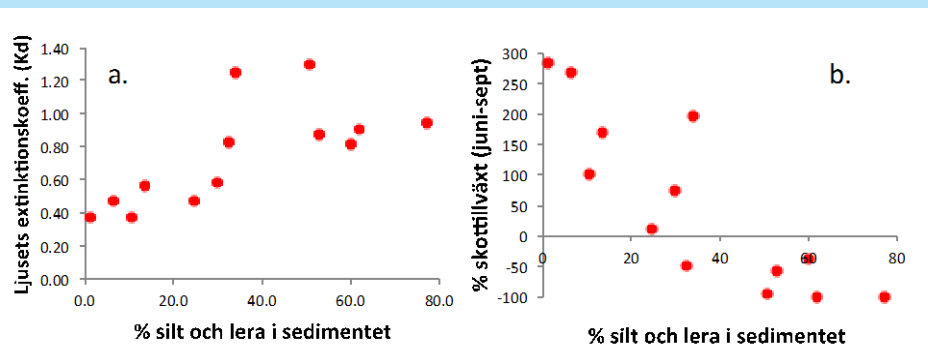
Ett annat mått på vågexponering är erosions- och sedimentationshastigheter. Vid USAs västkust kan inte ålgräs överleva om sedimentet eroderar med mer än 0.5 mm per dag eller om sedimentationen är högre än 0.3 mm per dag (Merkel 1992). Vågexponering kan också leda till resuspension av sedimentet och därmed försämrade ljusstillgång.

Faktaruta 2.4. Kornstorlek och exponeringsindex

Kornstorlek

Kornstorleken hos sediment bestäms genom att sortera sedimentet i såll med olika maskstorlek. Sediment som blir kvar i ett 2,0, 0,55 och 0,063 mm såll klassificeras som grus, sand, respektive fin sand, medan sediment som går igenom 0,063 mm sållet klassificeras som silt och lera.

I Bohuslän minskar ljusstillgången i vattnet och tillväxten av ålgräs med ökad andel silt och lera i sedimentet, där tillväxten är mycket dålig i sediment med en halt av silt och lera på över 50 % (figur A, Moksnes m.fl. opubl. data). Andelen silt och lera i sedimentet kan därför ge en bra indikation om tillväxtförhållandena för ålgräs i ett område.



Figur A. Förhållande mellan andelen silt och lera i sedimentet och ljusets extinktionskoefficient (K_d) som anger hur snabbt ljuset absorberas i vattnet (a), samt förhållande mellan andelen silt och lera i sedimentet och tillväxten av planterade ålgrässkott (b).

Vågexponeringsindex

Ett vågexponeringsindex kan beräknas vid varje lokal enligt följande ekvation (Murphey and Fonseca 1995):

$$\text{Vågexponering} = \sum_{i=1}^8 (V_i \times P_i \times F_i)$$

i = kompassriktning från riktning i (1-8)

V = maximal vindstyrka i m/s, (medelvärde per månad av den maximala vindstyrkan per dygn)

P = procent frekvens av vindriktning från riktning i , och

F = effektiv fetch från riktning i (dvs. längden på sträckan med öppet vatten som vinden kan bilda vågor på):

Faktaruta 2.5. Organisk halt, vatteninnehåll och erosion av skott

Organisk halt och vattenhalt

Vattenhalten i sediment bestäms genom att jämföra vikten före och efter provet torkats i 105°C i 12 timmar i ugn.

Halten organiskt material i sediment bestäms genom att jämföra vikten före och efter provet förbränns i 520°C i 5 timmar i ugn.

Studier i Bohuslän (Moksnes opubl. data) visar att det finns ett exponentiellt förhållande mellan vattenhalten och halten organiskt material i sediment. Om man vet den proportionella vattenhalten i ett prov kan därför proportionen organiskt material beräknas enligt:

$$\text{Organisk halt} = 0.003294 * e^{5.108 * \text{Vattenhalt}}$$

På samma sätt kan den proportionella vattenhalten approximeras om man vet proportionen organiskt material enligt:

$$\text{Vattenhalt} = \ln(\text{Organisk halt}/0.003294)/5.108$$

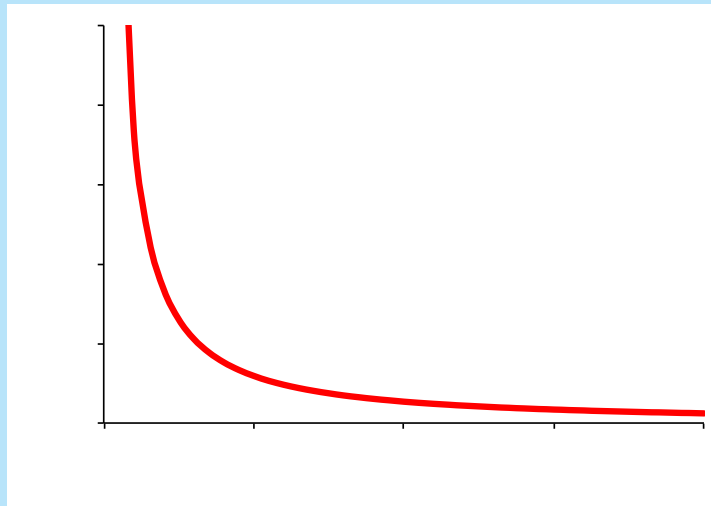
Erosion av fröskott

Studier i strömakvarier har funnit ett exponentiellt förhållande mellan vattenhalten i sedimentet och den strömhastighet som krävs för att lösgöra ett ungt ålgäskott (Lillebø m.fl. 2011), vilket kan användas för att approximera vid vilken strömhastighet som fröplanteringar kan erodera:

$$U = 653.06 * e^{-0.056 * \text{Vattenhalt}}$$

Där U är den strömhastighet (cm per sekund) som resulterar i att unga fröskott eroderar

Även om förhållandet mellan vattenhalt, organisk halt och erosionshastigheter kan variera mellan olika sediment, beroende bl.a. på kornstorleken, kan dessa förhållanden vara användbara för att approximera dessa variabler och risken för erosion av skott vid en lokal (figur A).



Figur A. Förhållande mellan organisk halt i sedimentet och den strömhastighet i vattnet som krävs för att ett ungt ålgäskott skall ryckas upp och erodera bort, baserat på danska studier och ekvationerna ovan (från Lillebø m.fl. (2011)). Enligt dessa förhållanden kan förankring av unga skott vara problematisk vid en organisk halt över 10 % (motsvarar en vattenhalt >67 %) då erosion av skott kan ske redan vid strömhastigheter runt 10 m/s.

I Bohuslän hittas dock de flesta ålgräsängar i relativt skyddade lokaler där erosion oftast inte är ett stort problem. I den mest exponerade lokal som undersökts för restaurering i Bohuslän, där sedimentet bestod av 98.7 % sand

och 0,4 % organisk halt på 1–1.5 m djup, visade planterade ålgrässkott mycket hög överlevnad och tillväxt (Eriander m.fl. 2016), vilket tyder på att erosion inte utgör ett större problem på lokaler med dessa sedimentförhållanden. Däremot var förlusten av planterade ålgräsfrön mycket hög i denna miljö (>99 %), vilket till stor del sannolikt orsakats av erosion av frön (Infantes m.fl. 2016). Liknande höga förluster av ålgräsfrön har rapporterats från grunda lokaler i Danmark (Delfosse & Kristensen 2012). **Restaurering med frön i grunda områden med sandigt sediment bör därför undvikas om inte åtgärder vidtas som minskar förlusten av frön.**

Om erosion från vågor eller strömmar misstänks kunna orsaka problem vid en lokal också för planterade ålgrässkott kan detta undersökas vid testplanteringen genom att inkludera behandlingar där skotten förankras med speciella metoder (se avsnitt 5.1.2). Eftersom planterade skott sitter relativt löst i sedimentet de första dagarna innan sedimentets har packats runt rhizom och rötter (se faktaruta 5.1) är det viktigt att inte utföra storskaliga planteringar dagarna innan ostadigt väder har prognostiserats.

Skyddade miljöer

– organisk halt, vattenhalt och sedimentets stabilitet

Även om ålgräs är anpassat för att växa i syrefattiga sediment med höga halter av organiskt material kan höga organiska halter i sedimentet medföra problem för ålgräsrestaurering. Halten av vatten och organiska ämnen i sedimentet påverkar dess egenskaper. Bland annat påverkar den organiska halten sulfidhalten i sedimentet (se nedan) och möjligen också tillgängligheten av näringsämnen. Det har därför föreslagits att en organisk halt över 5 % i sedimentet begränsar tillväxten av sjögräs, även om ålgräs kan växa i sediment med en organisk halt på upp till 16 % i miljöer med goda ljusförhållanden (Koch 2001). I Bohuslän hittas dock friska ålgräsängar i skyddade områden där den organiska halten i sedimentet kan vara upp till 25 % (tabell 2.1), vilket tyder på att den organiska halten inte begränsar ålgräsens utbredning i svenska vatten.

En hög halt av organiska ämnen och vatten kan dock också medföra att sedimentets stabilitet minskar, vilket ökar risken för erosion och resuspension av sedimentet med försämrade ljusförhållanden som följd (Valdemarsen m.fl. 2014). Eftersom övergödning anrikar organiskt material i sedimentet (Zimmerman & Canuel 2002) har många skyddade områden i Bohuslän idag förhöjda organiska halter där sedimentet lätt rörs upp i vattnet när det blåser. Den minskade stabiliteten av sedimentet kan också medföra problem för ålgräsens förankring, framför allt för unga fröskott med svagt utvecklat rot/rhizom-system och förhållandevis stor bladyta. Studier i strömakvarier tyder på att stabiliteten av sedimentet påverkas redan vid 2 % organisk halt och visar att det finns ett exponentiellt förhållande mellan vattenhalten i sedimentet och den strömhastighet som krävs för att rota upp ett ungt fröskott. Vid 2 % organisk halt (motsvarar cirka 40 % vattenhalt) krävs en strömhastighet på cirka 74 cm per sekund för att skottet ska spolats bort, men vid exempelvis 10 % organisk halt (ca 72 % vattenhalt) räcker det med en ström på bara 12 cm per sekund (Lillebø m.fl. 2011; faktaruta 2.5).

Det är därför värdefullt att undersöka halten organiskt material och vatten i sedimentet för att bedöma om vinddriven resuspension av sedimentet kan medföra ett problem för vattenkvaliteten, samt om det kan finnas problem med

att planterade skott kan slitas loss med strömmarna. Det senare gäller framför allt fröplanteringar. Vattenhalt och organisk halt kan relativt enkelt mätas i sedimentprover, och då det finns ett exponentiellt förhållande mellan dessa värden, kan det ena värdet approximeras från det andra (se faktaruta 2.5).

Om den organiska halten är >2 % i sedimentet (ca 40 % vattenhalt) ökar risken för vinddriven resuspension och **ljusförhållandena i vattnet på lokalen bör undersökas extra noggrant**. Om den **organiska halten är >10 % i sedimentet** (vattenhalt cirka 67 %) får fröskott problem om ström- hastigheten är >12 cm per sekund varför **strömförhållanden bör undersökas och testplanteringar utföras om restaureringen ska ske med frömetoder** (tabell 2.2). Det ska dock tilläggas att småskalig plantering med frön har genomförts framgångsrikt i Bohuslän i en skyddad lokal med en organisk halt på >11 % i sedimentet (Eriander m.fl. 2016, Infantes m.fl. 2016), så endast en hög halt organisk material är inte nog för att diskvalificera en lokal från restaurering.

Syrebrist och vätesulfid

I skyddade miljöer där sedimentet har fin kornstorlek och en hög organisk halt är sedimentet oftast syresatt endast i de översta millimetrarna. I dessa syrefattiga miljöer kan vätesulfid (svavelväte) bildas som är giftigt för alla organismer och kan döda ålgräset om det tränger in genom rötter och rhizom. Ålgräset är dock väl anpassat för att tillväxa i denna typ av sediment och har speciella kärl som transporterar syre från bladen ned till rötterna där de bildar ett syresatt område runt rötterna som hindrar vätesulfiden från att tränga in (Holmer & Bondgaard 2001). Detta fungerar väl så länge miljön har goda ljusförhållanden för syreproduktion och syrerikt vatten på natten så att syre kan tas upp av bladen när ingen fotosyntes sker. Om ljustillgången försämras på grund av t.ex. skuggning från t.ex. snabbväxande alger, bryggkonstruktioner eller ökad resuspension av sedimentet kan dock fotosyntesen och syreproduktionen minska under en kritisk nivå så att vätesulfid tränger in i plantan och orsakar förgiftning. Detta är speciellt ett problem om det också råder syrebrist i vattnet runt ålgräset, t.ex. på grund av algmattor och höga vattentemperaturer (Goodman m.fl. 1995, Holmer & Bondgaard 2001, Holmer m.fl. 2005). Förgiftning av vätesulfid har i flera studier visat sig vara den direkta orsaken till reducerad tillväxt och mortalitet hos ålgräs (Orth m.fl. 2006, Holmer & Nielsen 2007), och anses vara en bidragande orsak till observerad massmortalitet hos ålgräs där hela bestånd försvinner från ett område på kort tid. Detta sker oftast under sensommaren när lugnt och varmt väder kan orsaka snabb tillväxt och nedbrytning av makroalgs mattor med resulterande syrebrist i bottenvattnet (Greve m.fl. 2005).

I Bohuslän, där ålgräset ofta växer i skyddade miljöer, är halten av vätesulfid i sedimentet relativt hög (Holmer m.fl. 2005), och kan därför eventuellt utgöra ett problem vid restaurering. De studier som utförts i Bohuslän fram till idag kan dock inte påvisa något samband mellan tillväxt eller överlevnad av planterat ålgräs och vätesulfid i sediment eller planta. Både planterade frön och skott har visat överraskande god tillväxt och överlevnad i sediment med hög organisk halt även när ljustillgången varit begränsad, utan att få problem med sulfidintrång. Områden som förlorat stora ängar av ålgräs, t.ex. Kungälv kommun, har idag relativt sett låga sulfidhalter i sedimentet (tabell 2.1). Ålgrässkott som planteras vid dessa ovegeterade lokaler påvisar ett lägre

intrång av sulfid i skotten i jämförelse med skott som planteras i områden med ålgräs, trots sämre ljusförhållandena i områden som förlorat ålgräs. (Moksnes m.fl., opubl. data). Sulfidhalter i sedimentet tycks därför inte vara en avgörande faktor för val av restaureringslokaler i detta område. En trolig anledning till de relativt låga sulfidhalterna i sedimenten kan vara att sediment med hög halt organiskt material och sulfid har eroderat bort när ålgräsängen förlorats.

Näringstillgång i sediment

Studier av naturligt ålgräs i andra delar av världen har visat att tillväxten av plantor kan påverkas av halten kväve i sedimentet, där halter av ammonium (NH_4^+) under 100 μmol per liter i sedimentets porvatten kan begränsa tillväxten (Dennison m.fl. 1987). I vissa områden har det t.o.m. rekommenderats att tillföra näringsämnen i sedimentet vid restaurering av ålgräs (Kenworthy & Fonseca 1992). Studier utförda i Kielbukten i Östersjön i näringsfattigt sediment fann dock inget stöd för att tillväxten av ålgräset i detta område skulle vara begränsat av näringsämnen, möjligen på grund av ett lägre näringsbehov hos ålgräs i Östersjön (Worm & Reusch 2000). Baserat på denna studie och med tanke på att sediment i grunda kustområden i Västerhavet anses ha förhöjda halter av organiska ämnen och näringsämnen på grund av övergödning utgör troligen inte näringsämnen en begränsande faktor för tillväxt av planterat ålgräs i svenska vatten.

Provtagning av sedimentförhållanden

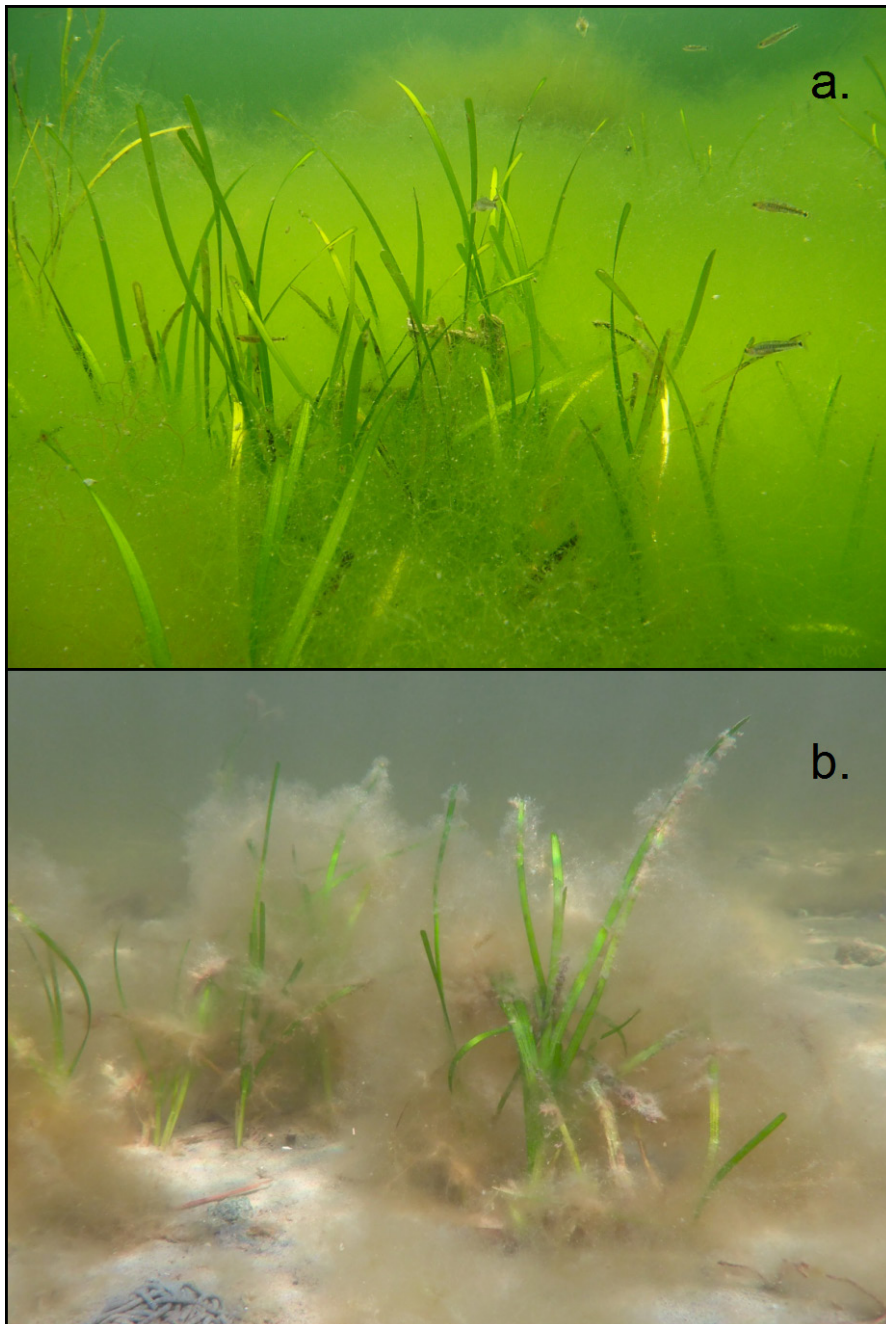
Provtagning av kornstorlek, vattenhalt samt halt av organiskt material görs med hjälp av sedimentproppar som antingen tas från båt med lämplig utrustning, eller med hjälp av dykning eller snorkling. Propparna bör tas ned till 6 cm djup, vilket är den normala djuputbredningen hos ålgräsets rötter, och det största djup som ålgräsfröns groddar kan växa upp till ytan ifrån. Proverna bör delas upp i två djupfraktioner för att bättre kunna bedöma exponeringsgrad vid lokalen. Minst fem slumpvisa prover per lokal bör tas vid ett tillfälle. Om botten sluttar bör proverna delas upp i olika vattendjup.

För att undersöka om erosion- eller sedimentation av sediment kan utgöra ett problem kan PVC-rören som används vid ljusmätning noggrant föras ned i sediment till ett på förhand markerat märke på röret. Förändringar mellan sedimentytan och märket kan sedan mätas vid varje besök för att ge ett grovt mått på dessa processer.

2.5.6. Epifytiska alger och drivande algmattor

I Bohuslän har förekomsten av snabbväxande fintrådiga algmattor ökat dramatiskt i grunda kustområden sedan 1980-talet (Pihl m.fl. 1995, 1999, Havs- och vattenmyndigheten 2012). Ökningen anses bero på övergödning i kombination med överfiske som genom en trofisk kedjereaktion har ökat antal små rovfiskar och rovkraftdjur, och minskat antalet små algätande kraftdjur (Moksnes m.fl. 2008, Baden m.fl. 2012). Algmattorna domineras av fintrådiga grönalger (*Ulva* spp., *Cladophora* spp.) som ofta flyter på vattenytan, eller fintrådiga brunalger (*Ectocarpus* sp.) som ofta växer intrasslad i flerårig vegetation (figur 2.9). Dessa ettåriga alger täcker många ålgräsängar under sommaren och tros vara en viktig orsak till ålgräsets dramatiska minskning i området (Baden m.fl. 2003, Baden m.fl. 2010). **Fintrådiga algmattor kan**

därför utgöra ett stort problem för ålgräsplanteringar, och lokaler där algmattor ansamlas bör undvikas för restaurering. I Holland har flytande mattor av grönalger medfört att planteringar av ålgräs i tidvattenszonen misslyckats på skyddade lokaler (van Katwijk m.fl. 2009). I Finland har transplanteringsstudier av ålgräsplantor i exponerade lokaler visat att skuggning från mattor av fintrådiga brunalger hade starkt negativa effekter på ålgräsets tillväxt och överlevnad (Gustafsson & Boström 2014).



Figur 2.9. Fintrådiga, ettåriga algmattor. Ettåriga, fintrådiga alger bildar ofta tjocka mattor under sommaren som kan täcka ålgräsängar och kväva plantorna, och därför försvåra restaureringsförsök. Bild (a) visar en ålgräsäng i Gullmarsfjorden som är täckt av en matta av fintrådiga grönalger av släktet *Ulva* (tidigare kallat *Enteromorpha*). Bild (b) visar ålgrässkott som planterats 3 månader tidigare och som täcks av den fintrådiga brunalgen *Ectocarpus siliculosus*. Foto: P. Moksnes.

Även alger och festsittande djur som växer epifytiskt på bladen kan orsaka allvarlig skuggning och nedtyngning av ålgräsens blad, vilket minskar plantornas tillväxt (Duffy m.fl. 2014). I Bohuslän kan t.ex. epifytiska mikroalger bilda tjocka mattor på bladen i vissa områden. I skyddade lokaler kan också rörbyggande amfipoder bli så talrika att deras rör täcker en stor andel av ålgräsbladens yta (Moksnes, *opubl. data*). **Om testplanteringar utförs kan förekomsten av epifyter på bladen analyseras för att bedöma om detta kan medföra ett problem för restaureringen.**



Figur 2.10. Drivande, fleråriga algmattor. I många områden som förlorat ålgräsängar har bottenvegetationen ersatts av lösdrivande fleråriga brunalger (dominerat av *Fucus serratus*; bilden) och rödalger (dominerat av rödalgen *Furcellaria lumbricalis*) som kan bilda flera hektar stora mattor. Dessa drivande algmattor sliter lätt loss eller kväver ålgrässkott och försvårar därför både naturlig nyetablering och restaurering av ålgräs på dessa lokaler. Algmattorna river också upp botten sedimentet när de driver på botten och försämrar därmed också ljusförhållandena i vattnet. Foto: E. Infantes.

Studier i Bohuslän visar att algmattor (10–1000 meter i diameter) bestående av fleråriga brunalger (dominerat av *Fucus serratus*) och rödalger (dominerat av rödalgen *Furcellaria lumbricalis*) idag täcker stora delar av de områden där ålgräsängar växte på 1980-talet (figur 2.10, 2.11). Dessa alger tycks trivas bra i dessa numera ljusfattiga miljöer där de tillväxer och ansamlas på botten på 1–3 m djup och driver omkring med strömmar och vågor. Eftersom mattorna flyttar sig, framför allt under oväder, kan de riva loss eller skugga ålgräsplantering med hög dödlighet som följd. Dessa algmattor kan därför potentiellt förstöra stora ålgräsplanteringar. Försök i Bohuslän visar att i vissa lokaler överlever endast skott som skyddas från drivalger med hjälp av burar (Moksnes, *opubl. data*). Studier i Danmark visar att drivande alger kan förklara 40 % av mortaliteten hos unga fröskott (Valdemarsen m.fl. 2010) och att algerna också rör upp sedimentet när de driver längs botten med ökad turbiditet och försämrade ljusförhållanden i vattnet som följd (Canal-Verges m.fl. 2010). Det är därför **viktigt att inventera förekomsten av drivande algmattor längs botten i potentiella restaureringslokaler. Om algmattor täcker en stor del av botten bör lokalen**

undvikas, framför allt om planteringen ska ske med frön. Om algmattor täcker en mindre del av botten kan mattornas utbredning kartläggas. Eftersom algmattorna ofta rör sig över och ansamlas i samma områden år efter år kan dessa områden undvikas för att minska risken för störningar.



Figur 2.11. Inventering av algmattor med flygfoto. Bilden visar en grund vik (<2,5 m) i Ryskärsfjorden i Kungälv kommun 2012 som på 1980-talet nästan helt täcktes av en över 200 ha stor ålgräsäng. Ålgräsängen, som var en av Bohusläns största sammanhängande ängar, är idag försvunnen. De mörka områdena på botten är drivande, fleråriga brun- och rödalger. Bild från Svenska Lantmäteriet.

Skattning av utbredning av algmattor och epifyter på blad

Utbredning av flytande mattor av fintrådiga alger skattas bäst med hjälp av flygfoton. Även utbredningen av bottendrivande fleråriga alger kan skattas med flygfoton om vädret är lugnt och siktdjupet är större än bottendjupet. Drönare med kameror som tar högupplösta bilder med GPS-positioner (se faktaruta 2.3) kan med fördel användas för att skatta utbredning av både algmattor och planterad ålgräs i grundare områden (se figur 2.3). Även äldre flygfoton från t.ex. Svenska Lantmäteriet kan vara användbara för att skatta den generella förekomsten av algmattor, även om bilden inte är från samma år (figur 2.11).

Om inte flygfoton är ett alternativ kan utbredningen av flytande algmattor skattas från båt där ytterkanterna av mattorna följs med båt och markeras med GPS-punkter varifrån ytan kan beräknas på samma sätt som för ålgräs (se avsnitt 2.4.1). Om testplantering av ålgräs görs är det viktigt att anteckna täckningsgraden av fintrådiga alger eller fleråriga algmattor på de planterade skotten vid varje besök. Slumpvisa skott kan också plockas för att analysera biomassan epifytiska alger och fastsittande djur på bladen. Det saknas gränsvärden för när algmattor och epifyter utgör ett problem för ålgräs-

planteringar, men om algmattor täcker >10 % av det potentiella planteringsområdet är det sannolikt att de kan påverka planteringarna negativt.

2.5.7. Störning från grävande och betande djur

Något förvånande utgör biologisk störning från grävande organismer (bioturberare) och betare ett av de största problemen vid restaurering av sjögräs (Paling m.fl. 2009). Innan nyplanterade ålgrässkott eller fröskott har utvecklat nya rötter är de känsliga för störningar i sedimentet och aktiviteter från en lång rad organismer kan få skotten att lossna eller begravas och därmed leda till mycket höga förluster av planterat sjögräs, ofta 100 % dödlighet. Även betning av blad och rhizom från framför allt sjöfåglar, fiskar och sjöborrar kan också orsaka stora skador på planteringar (Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2002a). Betning från sjöfåglar är framför allt ett problem i tidvattensområden där fåglarna kommer åt sjögräset vid lågvatten och kan ge stora negativa effekter på ålgräsplanteringar (Short m.fl. 2002a). Många kräftdjur och fiskarter kan också konsumera ålgräsfrön (Wigand & Churchill 1988, Sumoski & Orth 2012).

Skador på skott

I svenska vatten saknas fiskarter som kan beta sjögräs, men potentiellt kan strandkrabbor (*Carcinus maenas*), svanar (*Cygnus* spp.), gäss och tångsjöborrar (*Strongylocentrotus* spp.), vilka alla är vanligt förekommande i Västerhavet, orsaka betningsskador på ålgräsplanteringar. Svanar och gäss skulle i första hand kunna påverka grunda planteringar som de kan nå från ytan. Det saknas dock studier på hur betning från dessa arter påverkar ålgrässkott i svenska vatten. Strandkrabbor tillsammans med sandmaskar *Arenicola marina* och borstmaskar *Nereis virens* kan också störa planterade skott med sina grävande aktiviteter (Philippart 1994, Davis & Short 1997, Davis m.fl. 1998), men det saknas experimentella studier i svenska vatten. Testplanteringar visar dock att individuellt planterade skott har hög tillväxt och överlevnad också vid höga tätheter av sandmask (18 individer per kvadratmeter; Eriander m.fl. 2016), vilket tyder på att bioturbation från sandmask inte utgör ett större problem vid restaurering med skott.

I Västerhavet tycks framför allt strandkrabbor utgöra ett potentiellt problem för ålgräsrestaurering. Studier i nordvästra Atlanten, där strandkrabban är en invasiv art, har visat att de både kan gräva loss planterade plantor och beta på själva plantan, vilket kan leda till att både naturliga och restaurerade ålgräsängar slås ut (Davis m.fl. 1998, Malyshev & Quijón 2011, Garbary m.fl. 2014). I Sverige saknas studier av hur strandkrabbor påverkar ålgrässkott, men i vissa lokaler har strandkrabbor observerats slita av bladen på planterade skott för att äta av den nedre delen av plantan, vilket leder till karakteristiska skador på skotten (Garbary m.fl. 2014; figur 2.12). I dessa lokaler misstänks grävande aktivitet och betning från strandkrabbor vara en förklaring till att testplanteringar misslyckats (Moksnes, *opubl. data*). Eftersom strandkrabbor normalt är mycket abundanta i grunda mjukbottenområden och antas ha ökat i antal i Västerhavet de senaste 30 åren, bl.a. som följd av minskad predation från torsk (Eriksson m.fl. 2011) skulle de potentiellt kunna orsaka omfattande skador på ålgräsplanteringar. Det saknas dock kunskap angående vid vilka förhållanden och tätheter som strandkrabbor kan utgöra ett problem vid plantering av ålgrässkott. Vid många lokaler där testplanteringar utförts har

skotten inte skadats trots höga tätheter av strandkrabbor. Följande observationer kan dock indikera att strandkrabbor utgör ett problem vid en lokal:

- Strandkrabbor är vanligt förekommande
- Karakteristiska gropar som bildas av grävande krabbor är vanliga bland planterade skott (se figur 2.12)
- En stor andel planterade skott försvinner snabbt utan synbar anledning
- Planterade skott uppvisar karakteristiska skador (se figur 2.12)



Figur 2.12. Bioturbation och betning från strandkrabbor. Strandkrabbor kan störa en plantering av ålgräs genom att gräva upp nyplanterade skott, eller genom att riva sönder bladen och äta den nedre delen av skotten. Problem från strandkrabbor kan indikeras om gropar från grävande krabbor är talrika i planteringen (bilden till vänster) eller om karakteristiska krabb-skador förekommer på skotten (bilden till höger). Foto: P. Moksnes.

Om strandkrabbor tycks påverka planteringarna negativt bör andra lokaler övervägas för restaurering. Om restaurering ändå utförs vid en sådan lokal rekommenderas att skotten planteras med en täthet av minst 16 skott per kvadratmeter, eftersom studier tyder på krabborna då endast hinner skada en mindre del av skotten, vilket tillåter att planteringen överlever (Moksnes, *opubl. data*).

Skador på ålgräsfrön

Faktorer som kan orsaka skador på ålgräsfrön är främst relevanta om restaurering skall ske med frömetoder. Men eftersom frön som produceras av planterade skott är viktig för en planterings tillväxt också när skott används som restaureringsmetod, kan fröpredation av strandkrabbor och bioturbation av sandmask även påverka skottplaneringar negativt.

Strandkrabbor (>10 mm i ryggsköldbredd) är effektiva predatorer av ålgräsfrön och kan konsumera över 20 frön per dag och reducera fröplanteringar med >70 % på en vecka (Infantes m.fl. *i review*). Även eremitkräftor (*Eupagurus* spp.) och tångsjöborrar kan konsumera ålgräsfrön, men i mindre omfattningen än strandkrabbor (Infantes m.fl. *i review*). Fröpredation från krabbor förklarar troligen en betydande del av de stora förluster av

planterade frön som hittas i Bohuslän (se tabell 4.1). Ett effektivt sätt att minska fröpredation från strandkrabbor är att begrava fröna 2 cm under sedimentytan (Infantes m.fl. 2016, *i review*). Det saknas dock idag kostnads-effektiva metoder för skandinaviska förhållanden för att begrava det stora antal frön som behövs för en storskalig restaurering.

Studier i Danmark visar att sandmaskars (*A. marina*) bioturbation kan begrava ålgräsfrön djupare än 6 cm i sedimentet där groddarna inte kan nå upp till sedimentytan, varför den unga plantan dör. Dessa studier visar att sandmaskar vid höga tätheter (80 sandmaskar per kvadratmeter) kan begrava 60 % av planterade frön nedanför detta kritiska djup på en månad, och tyder på att det räcker med lite över 10 sandmaskar per kvadratmeter för att en majoritet av planterade frön ska hamna nedanför det kritiska djupet under en 8 månader lång vinterperiod. Vid låga tätheter (≤ 5 sandmaskar per kvadratmeter) kan dock sandmaskar ha en positiv effekt på fröplanteringar genom att begrava fröna lagom djupt till nivåer där förluster orsakade av fröpredation eller erosion av sediment minimeras (Valdemarsen m.fl. 2011, Delefosse & Kristensen 2012). Om frön ska användas som planteringsmetod är det därför viktigt att bedöma abundansen av sandmaskar vid lokalen.

Provtagning av abundans av sandmask

Tätheten av sandmask provtas genom att placera ett antal 0.25 m² provtagningsrutor slumpvis på botten i provtagningsområdet. Inom varje ruta slätas sedimentet och alla feceshögar av sandmask ut med handen. Efter en timme återbesöks rutorna och antalet feceshögar räknas. Sandmaskens feceshögar känns igen på att korvarna är flera millimeter breda till skillnad från andra grävande borstmaskar. Metoden utesluter möjligheten att samma sandmask producerat mer än en feceshög. Varje provtagningsruta bör förses med lina och flöte till ytan för att effektivisera avläsningen. Denna provtagning kan med fördel göras med snorkling.

Provtagningen av sandmask görs bäst på hösten (augusti–september) när ålgräsfrön släpper naturligt från blomskotten. För sandmask rekommenderas minst 10 provrutor per lokal vid minst två tillfällen. **Om abundansen sandmask är >10 individer per kvadratmeter kan det ge negativa effekter för fröplantering och om abundansen är >50 individer per kvadratmeter rekommenderas inte denna metod för lokalen.**

2.6. Testplantering

En mycket viktig del i processen att välja lämpliga lokaler för restaurering är att utföra en testplantering av ålgräs i de lokaler som bedömts som mest lämpliga baserat på mätningar av ovan nämnda fysiska och biologiska variabler. Detta steg är viktigt för att testa om de potentiella lokalerna och planteringsmetoderna verkligen tillåter tillväxt av ålgräs, samt för att välja de bästa lokalerna för projektet. Vissa faktorer som exempelvis fysisk exponering, varierande ljusförhållanden och drivande algmattor är svåra att utvärdera via övervakning av variabler. I flera lokaler i Bohuslän har testplantering visat att områden är olämpliga för ålgräsrestaurering, trots att övervakade variabler indikerade att miljöförhållanden kunde tillåta tillväxt vid planteringsdjupet (se fig 2.6). **Därför bör testplantering alltid utföras i alla storskaliga restaureringsprojekt**

innan det mycket kostsamma restaureringsarbetet startas i full skala (Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2002a).

2.6.1. Testplantering av skott

En testplantering av skott bör utföras enligt de rekommendationer som ges för storskalig restaurering i fråga om skörd- och planteringsmetoder (se avsnitt 5).

Studien startas lämpligast i början av juni och bör övervakas till maj året efter innan den utvärderas. Det är viktigt att utvärdera vinteröverlevnaden, som kan vara mycket låg i svenska vatten, innan valet av lokaler görs. För att utvärderingen av lokaler inte ska ta mer än ett år i anspråk kan testplantering av skott utföras samma år som övervakningen av variabler utförs. Om övervakningen av variabler startas i början av maj kan data från en månads provtagning användas för att välja ut de mest lämpade lokalerna för testplantering innan den startas i juni. Om möjligt bör testplantering utföras i fler lokaler än vad som behövs för restaureringen, så att resultaten kan användas för att välja de bästa lokalerna.

Generellt rekommenderas att restaurering endast utförs i lokaler där testplanteringar visar positiv skotttillväxt efter ett år.



Figur 2.13. Testplantering med skott. Testplantering med singelskottmetoden inom en planteringsruta på 1,8 m djup i Gullmarsfjorden. Foto: E. Infantes.

Testplanteringarna utförs genom att skott planteras i mindre grupper som replikeras inom varje lokal som undersöks. Normalt planteras skotten i 0,25–1,0 m² stora rutor i förbestämda tätheter (figur 2.13). Olika typer av behandlingar kan inkluderas i testplanteringen beroende på vilka frågor som är relevanta för projektet. En viss fråga är kanske endast relevant för en lokal och testas då enbart där. Det är dock viktigt att det finns jämförbara behandlingar vid alla lokaler så att resultaten kan jämföras. Exempelvis måste ålgräs från samma donatoräng(ar) användas vid alla lokaler. Det är också viktigt att det finns replikat av alla behandlingar så att resultaten kan testas statistiskt.

En viktig fråga att undersöka i de flesta projekt är vilken planteringstäthet som kan användas då detta påverkar restaureringskostnaden starkt. Detta kan undersökas genom att inkludera en behandling med olika planteringsstäthet (exempelvis 4 och 16 skott per kvadratmeter). Om djup eller ljusstillgången förväntas påverka överlevnad kan en behandling med olika planteringsdjup inkluderas. Om förhållandena vid en lokal indikerar att t.ex. vågerosion kan påverka planteringarna kan en behandling med olika förankringsmetoder (se avsnitt 5.1.2 och faktaruta 5.1) inkluderas på denna lokal. Om fler än en donatoräng planeras att användas (se avsnitt 5.3) bör skotten från olika lokaler fördelas jämt mellan olika behandlingar och potentiella restaureringslokaler. Se faktaruta 2.6 för ett exempel på hur en testplantering med olika behandlingar kan utformas och utföras.

Testplanteringarna bör provtas vid tre tillfällen: efter en månad för att se om lokala förhållanden har orsakat snabba förluster av skott, **efter 2–3 månader** (i augusti–september) för att skatta överlevnad och tillväxt efter den första tillväxtsåongen, samt **efter 11 månader** (i maj året efter) för att bedöma mortaliteten över vintern. Vid de två första provtagningarna bör endast icke-destruktiva metoder användas för att mäta ålgräsvariablerna **skotttäthet, antal blad per skott** samt **maximal bladlängd per skott**, vilket kan provtas i fält av dykare (se avsnitt 6 för detaljer om övervakning av planteringar). Om antal blad per skott minskar över sommaren och är under 4 blad per skott på vuxna plantor indikerar det att plantan är stressad (Carr m.fl. 2012, Eriander m.fl. 2016). Det är också viktigt att skatta mängden epifytiska alger och drivande algmattor som kan påverka planteringarna. Även förekomst och bioturbation av strandkrabbor, samt typiska skador på skott från krabbor (se figur 2.12) bör skattas.

Storskalig restaurering bör endast utföras vid en lokal om testplanteringen visar positiv tillväxt efter ett år, samt där övriga variabler indikerar goda förhållanden för en långvarig återetablering av ålgräs. Om testplanteringarna överlever vid flera lokaler kan de lokaler som visar högst tillväxt väljas för den fullskaliga restaureringen.

Faktaruta 2.6. Exempel på design av test-plantering med skott

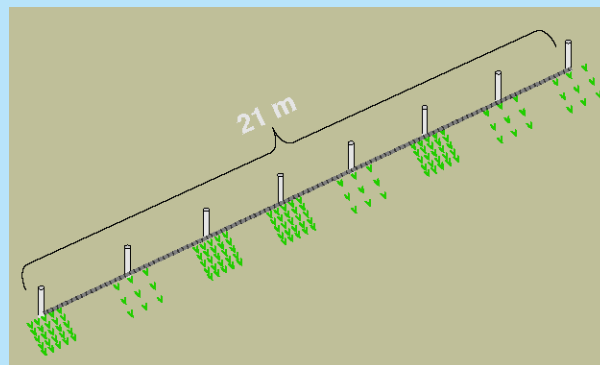
I exemplet nedan finns 4 potentiella restaureringslokaler där 2 skall väljas för ett storskaligt restaureringsprojekt. Två lämpliga donatorängar har också identifierats inom samma studieområde. Inledande ljusmätningar indikerar att ålgräs kan överleva ned till 2,5 m i lokalerna. Eftersom botten sluttar kraftigt vid alla lokaler behöver ålgräs planteras på olika djup för att ängen skall uppnå tillräcklig storlek. Det beslutas därför att testplanteras på två olika djup i varje lokal: 1,5 och 2,2 m. Vidare skall två olika planteringstätheter testas i alla lokaler (0,25 och 0,5 m avstånd mellan skotten, motsvarande en skottäthet på 4 respektive 16 skott per kvadratmeter). Slutligen skall skott användas från två olika donatorängar.

De tre olika behandlingar kombineras på alla tänkbara sätt vid de 4 lokalerna med 2 replikat av varje behandling, vilket ger 16 planteringsrutor (1 m² stora) vid varje lokal, och 64 rutor totalt för 4 lokaler (tabell A). Eftersom inga större skillnader förväntas mellan skott från de två likvärda donatorängarna används endast två replikat för att begränsa studiens omfattning. Nio och 25 skott per ruta används för den lägre respektive högre planteringstätheten (se figur A). För att utföra planteringen behövs därför totalt 1088 vegetativa ålgrässkott, och för att inkludera 5 % svinn under skörd och transport behövs cirka 600 skott skördas från vardera äng (tabell A).

Tabell A. Summering av antalet behandlingar i testplanteringen samt det totala antalet planteringsrutor och skott som behövs för studien.

Lokaler	4
Djup	2
Skottäthet	2
Donatoräng	2
Replikat	2
Antal planteringsrutor	64
Antal ålgrässkott	1088

Vid planteringen används 21 m långa transektrep vid varje djup som förankras vid botten med armeringsjärn och där 8 nummerade PVC rör placeras var tredje meter där ålgräset skall planteras (figur A). Ålgräset planteras med hjälp av en 1 m² stor planteringsram som tillfälligt placeras vid markeringarna och hjälper dykaren att placera skotten med rätt avstånd. De 4 olika behandlingarna slumpas ut vid varje transekt.



Figur A. Transektrep med planteringsrutor utplacerade vid markering var tredje meter med två olika tätheter. Planteringsrutorna placeras cirka 1 m från markeringsspinnen för att undvika att drivalger stör planteringen.

2.7. Referensängar

För att kunna utvärdera resultat av en ålgräsrestaurering är s.k. *referensängar* (naturliga opåverkade ängar så nära restaureringsområdet som möjligt) mycket viktiga för att kunna bedöma om förändringar av planterat ålgräs beror på förhållanden vid planteringslokalen eller metoder som används vid restaureringen, eller på naturliga variationer i utbredning av ålgräs mellan olika år. Fleråriga inventeringar i Bohuslän har visat att ålgräsets utbredning kan vara mycket dynamisk och kan variera stort inom en lokal från år till år (Nyqvist m.fl. 2009). Referensängar är framför allt viktiga för att utvärdera resultat av storskaliga restaureringar, men är också värdefulla för att bedöma resultat av testplanteringar, och bör därför inkluderas redan vid utvärdering av potentiella lokaler. Vid kompensationsrestaurering är det speciellt viktigt att inkludera referensängar eftersom de kan bli avgörande vid bedömning om ansvar för en misslyckad restaurering.

För att kunna jämföra restaurerade ängar och referensängar måste samma variabler övervakas (exempelvis skotttäthet, biomassa över och under sedimentet, m.m., se avsnitt 6), och referensängen följas under lika lång tid som övervakningen av det restaurerade området pågår. I tillägg till dessa variabler bör det maximala utbredningsdjupet och den areella utbredningen av ålgräs i referensängen övervakas. För att undvika att variationer i tid och rum påverkar utvärderingen måste provtagning genomföras vid restaurerade områden och referensängar vid samma period, och minst två referensängar bör användas (Short m.fl. 2000).

2.8. Summering – utförande vid val av lokal för restaurering

I faktaruta 2.7 summeras de viktigaste stegen vid utvärdering och val av lokal för restaurering av ålgräs när skottmetoder används. I detta schema föreslås att utvärdering sker under endast cirka 1,5 år (en fältsäsong), vilket kan vara önskvärt vid kompensationsärenden då tid ofta är en bristvara. Om mer tid finns att tillgå kan gärna provtagning 1 starta ett år tidigare så att utbredning av naturligt ålgräs och fintrådiga algmattor kan inventeras i mitten av sommaren då dess utbredning är som störst.

Utvärdering av tillgänglig information

Utvärdering och val av lokaler för restaurering inleds tidigt på året med att kontakta berörda myndigheter, eventuellt anmäla eller samråda om studien. Samtidigt insamlas information och data över historisk och aktuell utbredning av ålgräs, samt över miljöförändringar och åtgärder som har skett inom målområdet. Underlag i form av flygfoton bör också insamlas. Baserat på detta underlag bör 10–12 potentiella restaureringslokaler väljas ut (*Urval 1*; se faktaruta 2.7).

Faktaruta 2.7. Schema för utvärdering av potentiella restaureringslokaler**Jan–april****Information och tillstånd**

- Informera Länsstyrelsen och berörda kommuner om projekt och hör om arbetet behöver anmälas eller ges tillstånd

Insamla bakgrunds-information

- Övervakningsdata på miljövariabler i målområdet.
- Data från ålgräsinventeringar i målområdet.
- Flygfoton från målområdet

Urval 1

- Identifiera orsakerna till ålgräsets minskning, eventuella åtgärder och bedöm om miljöförhållanden idag tillåter ålgrästillväxt.
- Identifiera historiska och nuvarande ålgräsängar, och områden med grund sedimentbotten utan vegetation.
- Välj ut de 10–12 mest lovande lokalerna för restaurering samt 4–5 potentiella referensängar i målområdet

Maj**Provtagning 1**

- Besök de utvalda lokalerna i fält och inventera djup, botten typ utbredning av ålgräs, drivande algmattor, grumligt vatten m.m.

(Urval 2)

- Välj ut de **5–6 mest lovande potentiella restaureringslokalerna** samt 2 referensängar

Provtagning 2

- Provtag sediment i de potentiella restaureringslokalerna
- Sätt ut instrument för kontinuerlig mätning av ljus, temperatur och salthalt i de potentiella restaureringslokalerna

Provtagning 3**(2–3 veckor efter provt. 2)**

- Notera förekomst av drivande algmattor, grumligt vatten, m.m.
- Rengör och läs av instrument i fält

Analys

- Analysera sedimentprover och fältdata

Urval 3

- Bedöm avstånd till närmsta ålgräsäng (>100 m)
- Bedöm utbredning av lämplig botten för plantering (1–3 m)
- Bedöm förekomst av algmattor
- Bedöm kornstorlek, vatten och organisk halt i sediment
- Bedöm ljusstillgången på potentiellt planteringsdjup
- Välj ut de **3–4 mest lovande restaureringslokalerna**

Juni**Provtagning 4****Start testplantering**

- Samla in ålgrässkott från de två referens/donatorängarna
- Utför testplantering vid de 3–4 utvalda lokalerna
- Notera förekomst av drivande alger, grumligt vatten, m.m.
- Rengör och läs av instrument i fält

Juli**Provtagning 5****(1 månad efter plantering)**

- Provtag skottäthet, bladantal och längd, ev. epifytiska alger
- Notera förekomst av drivande alger, krabbor, grumligt vatten, m.m.
- Rengör och läs av instrument i fält

Augusti-september**Provtagning 6****(2.5 månad efter plantering)**

- Provtag skottäthet, bladmorfologi, epifytiska alger
- Notera förekomst av drivande alger, grumligt vatten, m.m.
- Ta upp och läs av instrument, och analysera fältdata

Maj (nästföljande år)**Provtagning 7****(11 månader sedan plantering)**

- Tag upp kvarvarande plantor och analysera överlevnad och skottillväxt

Urval 4

- Bedöm ljusstillgång och risker från algmattor och resuspension
- Bedöm överlevnad ($\geq 50\%$) och tillväxt hos testplanteringar
- Välj ut de **2 mest lovande restaureringslokalerna**.

Juni**Start av plantering**

Övervakning av lokaler och testplantering

Utvärdering av potentiella lokaler i fält startar i början av maj då 10–12 lokaler besöks med båt för att inventera bottendjup, sedimenttyp, utbredning av eventuellt ålgräs, drivande algmattor, m.m. (*provtagning 1*). Inventeringen utförs med hjälp av vattenkikare och snorkling där bilder från drönare eller flygfoton används för att lättare hitta olika typer av vegetation. Det insamlade underlaget analyseras och utvärderas så att de 5–6 mest lovande lokalerna kan väljas ut för övervakning av variabler under perioden maj–september (*Urval 2*; se faktaruta 2.7). Dessa lokaler besöks så snabbt som möjligt efter den första provtagningen för att placera ut utrustning för kontinuerlig mätning av ljus, temperatur och salthalt, samt för att ta sedimentprover (*provtagning 2*). Detta arbete utförs lämpligast genom dykning.

Efter 2–3 veckor, i slutet av maj, återbesöks lokalerna för observation och avläsning av instrumenten, vilket kan utföras med snorkling (*provtagning 3*). Sedimentprover analyseras i laboratoriet, och all insamlad data analyseras och utvärderas för att välja ut de tre till fyra mest lovande lokalerna och bestämma lämpliga metoder för testplantering (*Urval 3*; se faktaruta 2.7). Vid urvalet bör det beaktas att fintrådiga algmattor har störst utbredning i juni–augusti (Pihl, m.fl. 1999) och områden som indikerar att algmattor kan bli ett problem bör undvikas eller följas upp under sommaren. I de utvalda lokalerna utförs sedan testplanteringar av skott i början av juni, där ålgräs skördas i referenslokaler (blivande donatorängar) och planteras med olika metoder i de utvalda lokalerna (se faktaruta 2.6), vilket utförs med dykning (*provtagning 4*). Planteringarna provtas därefter i juli och i månadsskiftet augusti–september, då också instrumenten rengörs och avläses. Vid dessa besök görs också observationer på förekomst av algmattor, tecken på resuspension av sediment, m.m. Vid den sista provtagningen i augusti–september (*provtagning 6*) plockas instrumenten upp och fältdatan analyseras. Lokalerna besöks sedan en sista gång i maj nästföljande år för provtagning då vinteröverlevnad bedöms. Därefter analyseras och utvärderas all insamlad data och sammanfattas i en rapport, varefter de två mest lovande lokalerna väljs ut för restaurering, i samråd med berörda myndigheter. Detta bör ske senast i slutet av maj så att en eventuell storskalig restaurering kan påbörjas i juni samma år (faktaruta 2.7).

3. Samråd och tillståndsprövning

Restaurering av ålgräshabitat syftar till att återställa och förhöja miljöns status. Trots det kan det finnas krav på att den som ansvarar för restaureringen ska samråda eller anmäla verksamheten till myndighet eller till och med söka tillstånd innan den påbörjas. Syftet med dessa krav är att minimera eventuella risker för störningar. Vad som avgör om samråd, anmälan, tillstånd eller dispenser kan behövas är dels typen och omfattningen av den miljöpåverkan restaureringen kan komma att medföra, dels eventuella områdesskydd.

Innan planeringen av en ålgräsrestaurering påbörjas bör en första kontakt tas med framförallt länsstyrelsen och berörd kommun i syfte att informera om planerna samt inhämta synpunkter på projektet och få information om vilka eventuella samråd, anmälningar, tillstånd och dispenser som de anser kan komma att behövas. Likaså är det bra att redan tidigt ta en kontakt med eventuell fastighetsägare.

Ålgräsrestaurering enligt de metoder som rekommenderas i denna handbok påverkar inte vattnets djup eller läge och medför vanligen inte någon betydande påverkan på friluftsliv eller marina livsmiljöer. Restaurering i dessa fall klassas inte som vattenverksamhet och varken tillstånd eller anmälan för denna kommer då att behöva göras. Ålgräsrestaureringen kommer vanligen inte i konflikt med strandskyddet eller med föreskrifter för marina områdesskydd och då behövs inte heller dispens från dessa skydd. Utgångsläget är således att den beskrivna typen av ålgräsrestaurering endast kommer att kräva en anmälan om samråd med länsstyrelsen. Men det är den som är ansvarig för restaureringen som är skyldig att skaffa sig kunskap om ytterligare tillstånd, dispens eller anmälan behövs.

Däremot kan anmälan eller tillstånd för vattenverksamhet bli aktuellt i fall som planerar att modifiera miljön för att förbättra förutsättningarna för ålgräsrestaurering, enligt de metoder som diskuteras i bilaga 2. Dessa metoder kan också medföra betydande påverkan på friluftsliv och miljön, och skulle då också kunna behöva dispens från strandskydd eller från föreskrifter för marina områdesskydd om restaureringen skall utföras inom t.ex. ett Natura 2000-område.

Nedan summeras fört vilken påverkan som ålgräsrestaurering kan få på miljön, friluftsliv och olika verksamheter. Därefter görs en redogörelse för omständigheter som påverkar behovet av samråd, anmälan, tillstånd eller dispens samt de krav som ställs i samband därmed.

3.1. Påverkan på miljön, friluftsliv och olika verksamheter

Skörd av skott eller frön medför en viss påverkan på ålgräsängen där skörden sker men med rekommenderade metoder är denna påverkan endast tillfällig (se avsnitt 5.4 och faktaruta 5.2) och kan inte ses som en störning. Om skörden av reproduktiva skott med frön däremot skulle ske med skördemaskiner (se bilaga 1) kan påverkan på miljön vara betydande varför samråd med tillsynsmyndighet eller tillstånd kan krävas. Själva restaureringsarbetet kan medföra en tillfällig inskränkning för friluftsliv såsom bad och båttrafik samt för fiske

(både yrkesfiske och fritidsfiske). Arbetet med att skörda och plantera vegetativa ålgrässkott för hand sker dock endast under en relativt begränsad period där skott för en hektar ålgräs kan sköras och planteras avdykare på cirka 10–40 arbetsdagar (beroende på planteringsstäthet; se faktaruta 5.3). Skördarbetet innebär vanligen endast en mindre inskränkning i friluftslivet, då det sker inom ett mindre område i en ålgräsäng där friluftaktiviteter brukar vara begränsade.

Om planteringsarbetet sker i sådana grunda områden som kan vara av intresse för bad- och båtaktiviteter samt för olika former av fiske, rekommenderas att området stängs av under planteringsarbetet och ett par månader efteråt för att undvika att badande, turbulens från båtmotorer eller fiskeredskap skadar de nyplanterade skotten. Påverkar denna avstängning enskilda och allmänhetens möjlighet att nyttja området kan det medföra att dispens från strandskyddet behövs (se vidare avsnitt 3.4 nedan). Det ringa vattendjupet i områden som restaureras (1.5–3 m) medför dock att den kommersiella sjöfarten sällan kommer att störas.

3.2. Samråd med länsstyrelsen

Även om restaureringen inte utgör vattenverksamhet så kan den som är ansvarig för restaureringen vara skyldig (enligt 12 kap. 6 § miljöbalken) att samråda med tillsynsmyndigheten, vilket i dessa fall vanligen är länsstyrelsen. Avgörande för om detta samråd behövs är om restaureringen kan medföra en väsentlig ändring av naturmiljön. Det finns ingen tydlig gräns vad som i det här fallet menas med ”väsentligt” varför **rekommendationen är att anmäla verksamheten även i tveksamma fall.**

En anmälan för samråd skall vara skriftlig och innehålla en karta, en beskrivning av den planerade restaureringen, samt uppgifter om fastighetsägare och nyttjanderättshavare som berörs. Anmälan bör också innehålla uppgifter om hur olika typer av störningar från verksamheten ska hanteras. Om det behövs ska anmälan även innehålla en miljökonsekvensbeskrivning. Saknas MKB och länsstyrelsen anser att det behövs, kan länsstyrelsen ställa krav på en sådan upprättas.

När länsstyrelsen får in en anmälan om samråd ska denna avgöra om verksamheten är tillåten på platsen. Har länsstyrelsen inga synpunkter på verksamheten kan anmälan lämnas utan erinran. Länsstyrelsen kan också förelägga om försiktighetsmått och till och med förbud då det finns behov av att begränsa eller helt motverka skador på det område som ska restaureras.

För mer utförlig information om samråd, se Naturvårdsverkets handbok 2001:6.

3.3. Tillstånd för vattenverksamhet

En verksamhet eller åtgärd som på något sätt påverkar vattnets djup och läge utgör en så kallad *vattenverksamhet* (11 kap. 3 § miljöbalken). Utgångspunkten är att all vattenverksamhet är tillståndspliktig (11 kap. 9 §) men det finns undantag då det istället ställs krav på att verksamheten anmäls och även fall då varken anmälan eller tillstånd behövs. Undantag från tillstånds- och anmälningsplikten gäller bland annat då det inte är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas.

En förutsättning för att få bedriva en vattenverksamhet är att verksamhetsutövaren har rådighet över vatten (2 kap. 1 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. I första hand är det fastighetsägaren som har rådighet över det vatten som finns inom personens fastighet. Rådigheten kan också överlåtas till annan genom ett avtal. Staten, kommuner och vattenvårdsförbund samt under vissa omständigheter även enskilda har i vissa fall rådighet för vattenverksamhet som är önskvärd från allmänna synpunkter. Utmed västkusten utgörs vattenområdena i huvudsak av allmänt vatten och statens företrädare för dessa vattenområden är Kammarkollegiet. Enskilt vatten är vattenområden som sträcker sig 300 meter ut från fastlandet (eller ö som är mer än 100 m lång) eller ut till tre meters djup. Inom kustområdet från Gullmarsfjorden till Hakefjorden kan enskilt vatten aldrig sträcka sig längre än 300 meter från land oavsett hur djupt det är.

Inför en ansökan om tillstånd eller anmälan om vattenverksamhet bör man således ha avtal med fastighetsägarna om att få utföra åtgärden på dennes mark. Stat, kommun och vattenvårdsförbund kan av miljödomstol ges rätt att även på annans mark bedriva sådan vattenverksamhet som är önskvärd från allmän miljö- eller hälsosynpunkt eller som främjar fisket.

3.4. Dispenser

Dispens från strandskydd

Strandskyddet medför att det inte är tillåtet att bygga eller vidta åtgärder som hindrar friluftslivet eller som väsentligen förändrar livsvillkoren för djur- och växtarter (7 kap. 15 miljöbalken), såvida inte det gäller byggnader som behövs för en areell näring eller då dispens från förbudet meddelats. Dispens kan endast ges om det finns särskilda skäl (vilka anges i 7 kap. 18c § miljöbalken) samt om djur- och växtlivet inte påverkas på ett oacceptabelt sätt och allmänhetens tillgång till strandområden inte försämras. Strandskyddet sträcker sig 100 meter från strandlinjen upp på land och 100 meter ut i vattnet men kan utvidgas till högst 300 meter på varje sida om strandlinjen. Under vissa förutsättningar kan strandskyddet helt ha tagits bort (gäller framförallt inom tätbebyggda områden).

En ålgräsrestaurering syftar till att påverka växt- och djurliv positivt och utgör endast temporärt ett hinder för friluftslivet. Vanligen kommer restaureringen inte att ske i den typen av områden där många personer vistas, t.ex. vid badstränder. Däremot kan restaureringen medföra en väsentlig förändring, om än positiv, av livsvillkoren för en rad arter. Den som ansvarar för restaureringen är skyldig att söka dispens om så skulle behövas.

Skulle dispens behövas prövar länsstyrelsen eller kommunen om det finns särskilda skäl att bevilja en sådan (7 kap. 18 § miljöbalken). I den mån tillstånd prövas t.ex. enligt 11 kap. kommer även frågan om dispens från strandskyddet att prövas. Är det fråga om en anmälan av vattenverksamhet eller samråd enligt 12 kap. 6 § prövas dock inte strandskyddet utan dispens kan då behöva sökas separat.

Dispens från föreskrifter för nationalparker, naturreservat, biotopskydd m.m.

För nationalparker och naturreservat meddelas föreskrifter i syfte att upprätthålla syftet med skyddet. Dessa föreskrifter kan innebära olika typer av begränsningar för nyttjandet av mark- och vattenområdena. Skulle föreskrifterna för ett område utgöra hinder mot restaurering av ett ålgräshabitat kan dispens meddelas av länsstyrelsen (i vissa fall kommunen) om det finns särskilda skäl. I vissa föreskrifter finns det krav på tillstånd för vissa åtgärder.

Ta därför reda på om det finns några särskilda skydd i området som ska restaureras och vilka föreskrifter som gäller. Denna information finner du exempelvis genom Naturvårdsverkets kartverktyg "Skyddad natur" <http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>. Ta kontakt med den som ska besluta om dispens för information om vad en dispensansökan ska innehålla.

Ålgräsrestaurering enligt de metoder som rekommenderas i handboken kommer inte att kunna påverka ett Natura 2000 område på något betydande sätt och behöver därför inte något särskilt tillstånd enligt Natura 2000-reglerna. Likaså kommer en sådan restaurering inte att behöva dispens enligt reglerna om biotopskydd (7 kap. 11 § och bilaga 3 i förordningen om biotopskydd (1998:1252). Är det däremot andra växt- och djurarter inom skyddade biotopen *Grunda havsvikar* som påverkas kan dispens behöva sökas.

4. Val av restaureringsmetod

Restaurering av ålgräs innefattar både tekniker där vegetativa plantor skördas från en donatoräng och omplanteras vid en ny lokal samt metoder där frön från en donatoräng sprids över området som ska restaureras. Historiskt har restaurering med vuxna skott dominerat och merparten av de restaureringsförsök som i dagsläget har utförts har använts sig av vuxna plantor (Fonseca m.fl. 1998, van Katwijk m.fl. 2009, 2015, Fonseca 2011). Under de senaste 20 åren har också restaureringsmetoder med frön utvecklats som i vissa områden visat sig vara mycket framgångsrika (Pickerell m.fl. 2005, Orth m.fl. 2012). Det är dock viktigt att observera att metoder som är kostnadseffektiva i ett område kan vara ineffektiva i ett annat på grund av regionala skillnader i fysiska faktorer som exponeringsgrad, vattenkvalitet, salthalt eller temperatur, eller på grund av ekologiska skillnader i exempelvis frösättning, vinteröverlevnad av ålgräset, eller förekomst av betande organismer (Fonseca m.fl. 1998). Det är därför mycket viktigt att olika metoder för restaurering initialt utvärderas för varje specifik region (Moksnes 2009). **Baserat på fleråriga studier i Bohuslän rekommenderas att restaurering av ålgräs i svenska vatten sker genom transplantering av vuxna skott utan sediment (singelskottmetoden).** Frömetoder kan idag inte rekommenderas på grund av höga förluster och osäkra resultat. Dessa rekommendationer kan dock komma att ändras i framtiden om nya frömetoder utvecklas.

4.1. För- och nackdelar med frömetoder

På senare år har användandet av ålgräsfrön fått uppmärksamhet för dess potential att vara kostnadseffektiv vid restaurering av stora områden (Marion & Orth 2010). Fördelen med metoden är att stora mängder frön kan insamlas relativt enkelt och med små negativa effekter på givarpopulationen, varefter fröna kan spridas över stora områden till en relativt liten kostnad. Den stora fördelen med att använda frön vid restaurering är att arbetsbörda och kostnad för fröförvaring och sådd med mogna frön från båt (se avsnitt 7 samt bilaga 1 för detaljer) endast ökar i liten omfattning med storleken på projektet, varför fröplantering i teorin är bättre lämpad för storskaliga projekt än plantering med skott. Den utan jämförelse mest framgångsrika storskaliga restaurering av ålgräs fram till idag har utförts med frön, där 125 ha obevuxen mjukbotten i Virginia i USA såddes med nästan 38 miljoner frön, vilka efter en 10-års period hade expanderat till fantastiska 1700 ha (Orth m.fl. 2012). Under rätta förhållanden kan alltså restaurering med frön vara mycket effektivt.

Nackdelen med frömetoder är bristen på kunskap om de faktorer som styr vila, överlevnad och grodd av frön (Orth m.fl. 2000), vilket har medfört att andelen av sådda frön som utvecklas till skott är mycket variabel (0,1–28 % i medeltal; Pickerell m.fl. 2005, Goshorn 2006, Marion & Orth 2010, 2012, Orth m.fl. 2012). **I jämförelse med restaurering med skott är därför frörestaurering generellt mer osäker.** I ett storskaligt restaureringsförsök i Chesapeake Bay i USA var den totala överlevnaden av frön efter förvaring och plantering så låg (0,06 %) att restaurering i stort misslyckades (Goshorn 2006). Vidare varierar antalet frön som produceras i en äng stort

mellan olika lokaler och år (Marion & Orth 2010), vilket gör också tillgången på frön och kostnaden för skörd osäker.

Längs den svenska västkusten har det forskats intensivt med att utveckla frömetoder för ålgräsrestaurering sedan 2011, och ett stort antal försök har utförts med att plantera ålgräsfrön på olika lokaler i Bohuslän (tabell 4.1). Även om metoder nu finns tillgängliga för att effektivt skörda blomskott och utvinna frön i svenska vatten, och fröskott visat mycket god tillväxt i vissa områden (Infantes m.fl. 2016; figur 4.1), **utgör höga och varierande förluster av ålgräsfrön ett stort problem med att använda frön vid restaurering** med de metoder som står till buds idag. Omfattande försök med att så ålgräsfrön i Bohuslän har visat mycket variabel överlevnad mellan lokaler och år, och generellt mycket höga förluster av frön, framför allt på djup grundare än 3 m där i medeltal mindre än 1 % av sådda frön utvecklas till skott, även i mer opåverkade områden. I flera försök har inga skott alls utvecklats trots att 10 000-tals frön såtts. Vidare har överlevnaden av fröskotten varit mycket låg, framför allt i påverkade områden som förlorat ålgräs, där endast två av 19 försök resulterat i flerårig överlevnad av planterade frön (tabell 4.1). Totalt har cirka 295 000 frön såtts under 4 år över cirka 1100 m² botten i Bohuslän, vilka endast gett upphov till uppskattningsvis cirka 20 m² ålgräs som visat flerårig överlevnad. De stora förlusterna i svenska vatten är troligen relaterad till att många frön spolats bort eller äts upp under den långa vinterperioden då fröna ligger i dvala tills de gror på våren, samt att de känsliga fröskotten rivs bort eller skuggas av drivande algmattor, eller dör av ljusbrist i de grumliga vattnen (se bilaga 1 för detaljer). Med de metoder som idag är tillgängliga för skörd och sådd av ålgräsfrön **i svenska vatten kan därför användandet av frön vid ålgräsrestaurering ej rekommenderas** då den stora mängd frön som skulle krävas gör metoden många gånger dyrare än att plantera vegetativa skott för hand (se avsnitt 7), och mer osäker. På djup över 3 meter i skyddade lokaler är däremot frööverlevnaden relativt hög (1,7–6,4 %), och även om restaurering av så djupa lokaler generellt inte rekommenderas på grund av mycket låg skotttillväxt (se avsnitt 2.5.1) så utgör restaurering med frön i dessa miljöer ett bättre alternativ än plantering av skott.

Tabell 4.1. Summering av fröplanteringsstudier i Bohuslän 2011–2015. Totalt har 23 olika försök utförts vid 8 olika lokaler, i Gullmarsfjorden (lokal 1–2), på Gåsö utanför Gullmarsfjorden (lokal 4) samt innanför Marstrand i Kungälv kommun (lokal 7–12; se figur 2.4 för en karta över lokalerna). Stora förluster av ålgräs har dokumenterats sedan 1980-talet i Kungälv kommun (>98 %), samt på Gåsö (>40 %), medan förlusterna i Gullmarsfjorden har varit ringa. I studierna har ålgräsfrön planterats med olika täthet (40–4200 frön per kvadratmeter) inom experimentella plottar med varierande storlek (0.12–20 m²) med olika metoder (Nät = nätkassar med fröskott, Hand = för hand från båt eller dykare, S = frön täckta med sand eller sten, B = Bur som exkluderar fröpredatorer; se bilaga 1 för förklaring). Totalt har över 295 000 frön planterats (Tot. frön) i 378 experimentella plottar (Ant. plott) över total 1 132 m² (Area). I medeltal har endast 0.77 % av sådda frön gett upphov till fröskott på våren (% frösk.). Av de fröskott som utvecklats på våren överlevde bara skott i en tredjedel av studierna till hösten (% övl. höst), och endast i cirka hälften överlevde skotten till nästföljande år (% övl. år 2), varav de flesta återfanns i Gullmarsfjorden.

Lokal	Plant. datum	Djup (m)	Metod	Ant. plott	Area (m ²)	Frö-täthet	Tot. frön	% frösk	% övl. höst	% övl. år 2
1	Sep 2011	1,1–4,6	Nät	6	6	400	2 400	1,63	100	100
	Okt 2012	5,0	Hand+S	15	1,8	4200	7 500	3,79	100	100
	Apr 2013	5,0	Hand+S	15	1,8	4200	7 500	6,44	100	100
2	Jun 2011	1,2–4,0	Nät	6	6	400	2 400	0,50	67	67
	Okt 2012	1,0–3,0	Hand+S	45	5,4	4200	22 500	0,60	100	100
	Apr 2013	1,0–3,0	Hand+S	45	5,4	4200	22 500	1,04	100	100
4	Okt 2012	1,2–1,6	Nät	5	50	300	15 000	1,40	0	0
	Okt 2012	1,2–1,6	Hand	5	0,12	4200	2 500	2,40	0	0
	Okt 2013	1,5	Hand+B	32	8	40–4000	9 680	0,58	0	0
10	Okt 2012	2,5	Hand	5	0,12	4200	2 500	0	0	0
	Apr 2013	1,3–1,5	Hand	18	4,5	40–4000	6 660	0,14	0	0
	Sep 2014	1,0–2,0	Hand+S	36	9	2000	18 000	0,01	0	-
11	Okt 2012	3,5	Hand	5	0,12	4200	2 500	1,40	100	0
12	Okt 2012	2,2	Nät	5	50	300	15 000	0	0	0
	Okt 2012	2,2	Hand	5	0,12	4200	2 500	0	0	0
	Okt 2012	2,2	Hand+S	15	1,8	4200	7 500	5,91	100	67
	Apr 2013	2,2	Hand+S	15	1,8	4200	7 500	1,29	67	0
	Okt 2013	1,5	Hand+B	32	8	40–400	9 680	0	0	0
	Okt 2013	2,2	Hand	2	800	40	32 000	0	0	0
	Sep 2014	1,4–1,8	Hand+S	24	6	2000	12 000	0	0	-
Apr 2015	1,8	Hand	4	80	40–400	35 200	0	0	-	
13	Okt 2012	2,0	Hand	5	0,12	4200	2 500	0,8	0	0
	Sep 2014	1,2–1,6	Hand+S	24	6	2000	12 000	0,03	0	-
	Apr 2015	1,2–1,4	Hand	4	80	40–400	35 200	0	0	-
15	Okt 2012	1,2	Hand	5	0,12	4200	2 500	5,40	100	100
				378	1132		295 220	0,77		



Figur 4.1. Tillväxt av fröskott. Bilden visar tillväxten av ett fröskott som grott på 1,5 m djup vid lokalen Torgestad (Lokal 2) i Gullmarsfjorden i maj 2013 och som efter 14 månader utvecklats till en matta av rhizom med runt 30 skott. Även om endast 0,4 % av de frön som sätts på hösten fanns kvar och kunde gro, så var tillväxten hos de få överlevande fröskotten mycket hög. Foto: L. Eriander.

Om metoder kan utvecklas som minskar förlusterna av sådda frön eller som sänker kostnader med att producera frön kan utsädesbaserad restaurering utgöra en viktig metod för storskalig ålgräsrestaurering också på grundare djup i Västerhavet. När denna handboks skrevs pågår ett arbete i Danmark med att försöka utveckla kostnadseffektiva metoder för storskalig restaurering med frön (se www.NOVAGRASS.dk). Så även om det av kostnadsmässiga skäl är svårt att rekommendera storskalig restaurering med frön på grundare djup i Bohuslän idag, presenterar vi detaljerade metoder för hur frön ska skördas, förvaras och sås i bilaga 1, med förhoppningen att problemen med dagens höga förluster ska lösas med tiden.

4.2. För- och nackdelar med skottmetoder

Fördelen med att använda vuxna plantor som restaureringsmetod för ålgräs är att det finns en lång erfarenhet och detaljerade handledningar för olika planteringsmetoder (se Moksnes 2009 för en summering på svenska). En annan fördel är att de transplanterade skotten snabbare utgör ett habitat och att ålgräsets ekosystemtjänster därmed snabbare återfås. Det är dessutom möjligt att fortare få indikationer på hur transplanterat material överlever initialt vid skottplantering medan det tar längre tid att kunna göra en första utvärdering vid frösådd i norra Europa, då fröna först gro på våren, året efter att de planterats. Att utvärdera lokaler för restaurering med frön tar därför dubbelt så lång tid som att utvärdera lokaler för skottplantering.

Nackdelen med plantering av vuxna skott är att skördearbete och planteringen måste ske för hand vilket tar tid och medför höga kostnader vid storskaliga restaureringsprojekt, framförallt i svenska områden där små tidvattenskillnader kräver att dykare används för att plantera skotten. Det tidskrävande arbetet som också kräver lugna väderförhållanden **begränsar hur stora områden som kan restaureras med skottplantering till under cirka 5 hektar per säsong för ett dyklag på 6 personer** (se avsnitt 5).

Avgörande för användning i Sverige är dock att transplantering med vegetativa skott i Bohuslän, till skillnad från frömetoder, har gett goda resultat i områden där miljöförhållandena tillåter ålgrästillväxt. I t.ex. Gullmarsfjorden har ålgrässkott som planterats i små experimentella planteringsrutor på totalt cirka 12 m² vuxit till och brett ut sig till en liten äng på runt 100 m² över en 4-års period (se tabell 4.2, figur 4.2). I ett pågående mer storskaligt planteringsförsök på Gåsö utanför Gullmarsfjorden har 600 m² ålgräs framgångsrikt skördats och planterats av tre dykare under tre dagar i juni 2015, där antalet planterade skott ökat med över 220 % i medeltal efter tre månader (Moksnes, *opubl. data*). **Idag rekommenderas därför att ålgräsrestaurering i svenska vatten utförs med skottplantering.** I områden där miljöförhållanden försämrats som följd av att stora ålgräsängar försvunnit har också plantering med skott gett dålig överlevnad (tabell 4.2), vilket belyser vikten av att utvärdera lokalers lämplighet innan storskalig restaurering påbörjas (se avsnitt 2).

I avsnitt 5 sammanfattar vi först några av de vanligaste metoderna för att restaurera ålgräs med vuxna skott och ger sedan rekommendationer för de skottmetoder som visat sig fungera bäst vid Bohuskusten, både i fråga om tillväxt och kostnadseffektivitet vid skörd och plantering. Detaljerad beskrivning av frömetoder framtagna för svenska förhållanden presenteras i bilaga 1. Studier i Bohuslän har visat att ålgräs inte längre kan tillväxa i vissa områden som förlorat stora ålgräsängar eftersom miljön har förändrats till följd av att ålgräset försvunnit. I bilaga 2 diskuteras framtida åtgärder som kunde utvecklas för att förbättra miljön och möjligheterna att restaurera ålgräs i dessa områden.



Figur 4.2. Tillväxt av planterade vegetativa skott. Bilden till vänster visar plantering av 9 vegetativa skott med singelskottmetoden inom en 0,25 m² stor planteringsruta på 1.5 m djup vid lokalen Torgestad (Lokal 2) i Gullmarsfjorden i juni 2011. Bilden till höger visar samma planteringsruta 14 månader senare i augusti 2012 när över 200 skott hittades. Vid en inventering i augusti 2015 hade alla 24 planteringsrutor (totalt 12 m²) växt samman till en liten äng på över 100 m² som växte ned till 4 m djup. Den snabba utbredningen har troligen skett både med vegetativ rhizomtillväxt och med fröproduktion. Foto: E. Infantes.

Tabell 4.2. Summering av skottplaneringsstudier i Bohuslän 2011–2015. Totalt har 24 olika försök utförts vid total 13 olika lokaler, i Gullmarsfjorden (lokal 1–2), på Gåsö utanför Gullmarsfjorden (lokal 4), i Stigfjorden (lokal 5), Hakefjorden (lokal 7–9) samt innanför Marstrand ned till Nordreälvns mynning i Kungälv kommun (lokal 10–15; se figur 2.4 för en karta över lokalerna). Stora förluster av ålgräs har dokumenterats sedan 1980-talet i Kungälv kommun (>98 %), Hakefjorden (>75 %) samt på Gåsö (>40 %), medan förlusterna i Stigfjorden och Gullmarsfjorden har varit ringa. I studierna har vegetativa ålgrässkott planterats på olika djup med olika metoder (*Metod*: SS = singelskottmetoden, P = pluggmetoden, A = skott förankrade med bambupinnar, B = skott med burar som skyddar mot drivalger; se avsnitt 5 för detaljer), olika skottäthet (*Skott nr m²*) inom experimentella plottar av olika storlek (Plott m²). Totalt har cirka 18 000 skott planterats i 432 experimentella plottar (*Ant. plott*) över cirka 1 300 m² (*Area m²*). Den procentuella överlevnaden av skott i september samma år som skotten planterades (*% övl. År 1*) och i september året därpå (*% övl. År 2*), samt den totala arealen med ålgräs hösten 2014–2015 (*Area 2015; m²*) anges i de sista kolumnerna. Överlevnadsvärden över 100 % anger tillväxt i antal skott (ex: 111 % anger att antalet skott ökat med 11 %). Streck anger att data saknas.

Lokal	Plant datum	Djup (m)	Metod	Skott nr m ²	Plott m ²	Plott-Ant	Area m ²	% tv År 1	% övl År 2	Area 2015
1	Jun 2011	1,2–1,5	SS, P	16, 32	0,25	24	6	366	650	≈30
		4,0–4,5	SS, P	16, 32	0,25	24	6	111	60	3
2	Jun 2011	1,2–1,3	SS, P, A	16, 32	0,25	30	7,2	365	628	≈80
		3,0–4,0	SS, P	16, 32	0,25	24	6	201	151	≈20
4	Jun 2015	1,1–2,2	SS	4, 16	10	6	600	221	-	≈400
5	Jun 2012	1,5	SS	16	0,25	12	3	269	596	-
7	Jun 2015	1,4–1,6	SS	16	0,25	6	1,5	82	-	-
8	Jun 2015	1,6	SS	16	0,25	3	0,75	0	-	0
9	Jun 2015	1,3	SS	16	0,25	3	0,75	4	-	-
10	Jul 2011	2,4	P	12–36	0,25	3	0,75	52	0	-
	Jun 2012	2,4	SS	16	0,25	12	3	0	0	0
	Jun 2013	1,2–1,8	SS	4, 16	10	6	600	0	0	0
	Jun 2014	1,0–2,0	SS, A, B	16	0,25	72	18	9	0	0
11	Jul 2011	3,2	P	12–36	0,25	3	0,75	172	-	-
	Jun 2012	3,2	SS	16	0,25	12	3	187	0	-
12	Jul 2011	2,3	P	12–36	0,25	3	0,75	63	-	-
	Jun 2012	2,2	SS	16	0,25	12	3	172	370	-
	Jun 2014	1,4–1,8	SS, A, B	16	0,25	72	18	8	0	0
13	Jul 2011	2,3	P, B	12–36	0,25	3	0,75	0	0	0
	Jun 2012	2,3	SS	16	0,25	12	3	0	0	0
	Jun 2014	1,2–1,6	SS, A, B	16	0,25	72	18	3	0	0
14	Jul 2011	1,2	P, B	12–36	0,25	3	0,75	44	0	-
15	Jul 2011	1,2	P	12–36	0,25	3	0,75	295	-	-
	Jun 2012	1,2	SS	16	0,25	12	3	256	248	-
							432	1296		≈530

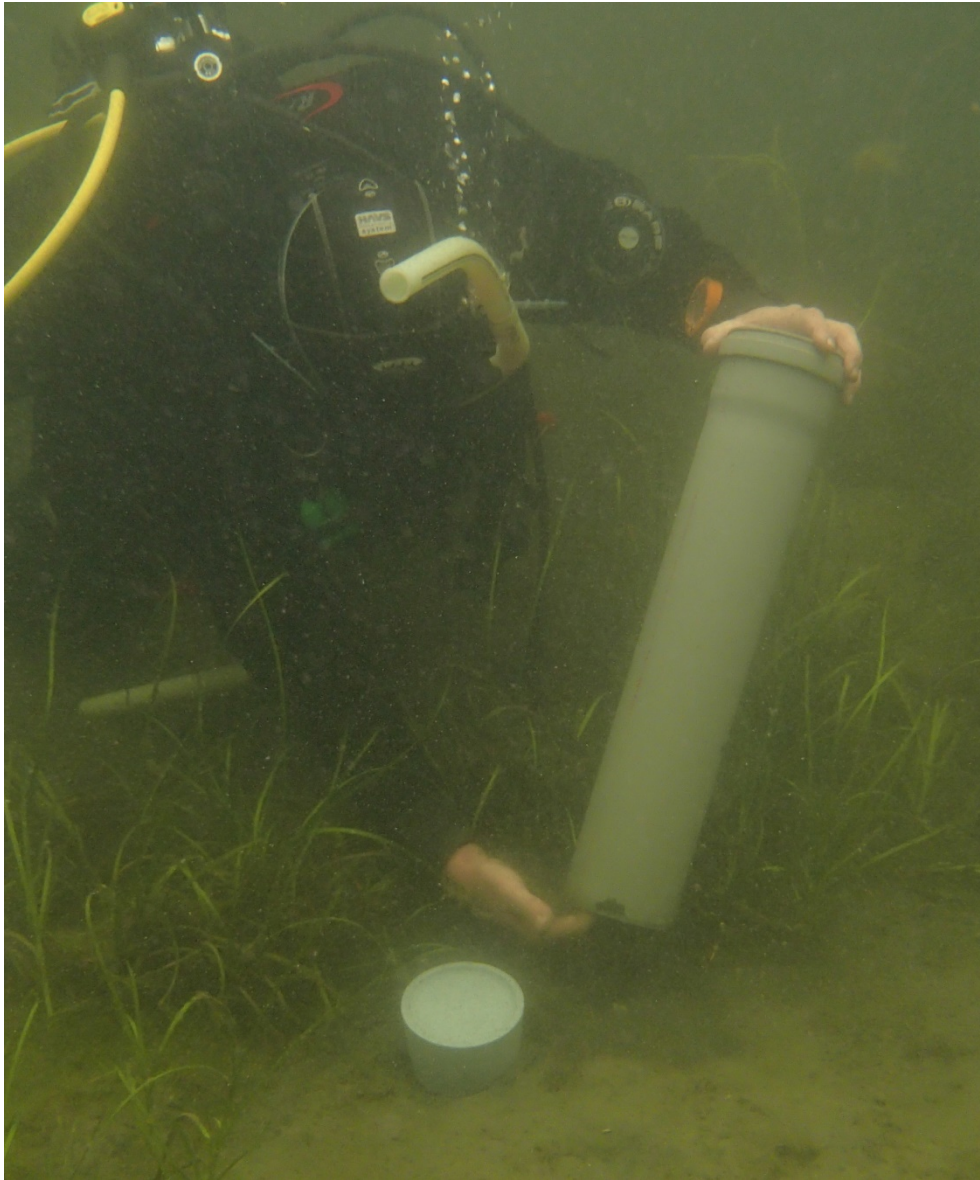
5. Restaurering med vegetativa skott

5.1. Beskrivning av olika metoder

En rad olika metoder har använts för att flytta vuxna ålgrässkott från en donatoräng till ett område utan vegetation med syftet att restaurera eller kompensera historiska ålgräsförluster. Restaurering med vegetativa ålgrässkott har utförts i USA (t.ex. Davis & Short 1997, Orth m.fl. 1999, Short m.fl. 2002b), Europa (t.ex. van Katwijk m.fl. 2009) och Asien (t.ex. Park & Lee 2007, Li m.fl. 2010). I Skandinavien har endast småskaliga försök med att restaurera ålgräs genomförts i Limfjorden i Danmark (Christensen m.fl. 1995). I Östersjön har idag endast experimentella studier utförts, bl.a. i Kielbukten (Worm & Reusch 2000). In Finland har ålgrässkott transplanterats tillsammans med andra akvatiska blomväxter för vetenskapliga studier av hur tillväxt och överlevnad påverkas av bl.a. skuggning (Salo m.fl. 2009, Gustafsson & Boström 2009, 2013). De metoder som tidigare använts kan delas in i två huvudkategorier: plantering av skott **med sediment** och **utan sediment**. Nedan följer en kort beskrivning av de vanligaste metoderna. För en mer detaljerad beskrivning på svenska hänvisas till Moksnes 2009. **För svenska förhållanden rekommenderas plantering av vegetativa skott utan sediment med singelskott-metoden** (se nedan).

5.1.1. Plantering med sediment

Den metod som länge varit vanligast och enligt litteraturen har ansetts som mest skonsam för plantan är att transplantera skott inuti sediment från donatorängen. Den vanligaste tekniken är den s.k. ”plugg-metoden” där ålgrässkott och medföljande sediment skördas med hjälp av ett rör som trycks ned i ängen (Fonseca m.fl. 1998; figur 5.1). Metoden är dock mycket arbetskrävande och kostsam och är mest lämpad för transplantering vid lågvatten i tidvattensområden. Den ger också större negativa effekter i donatorängen då hål lämnas i sedimentet. Studier i Bohuslän visade att plugg-metoden kan fungera också med dykning, men att tillväxten var lägre än när skotten planterades utan sediment (Eriander m.fl. 2016). Tiden som krävdes för att skörda, transportera samt plantera pluggar med sediment var också flerfald gånger längre och **metoden rekommenderas därför inte för storskalig restaurering i Västerhavet**.



Figur 5.1. Plugg-metoden. Restaurering med "plugg-metoden" där ålgrässkott och medföljande sediment skördas med hjälp av ett rör som trycks ned i ängen och som sedan placeras i preparerat hål i området som skall restaureras. Metoden är mycket arbetskrävande och långsam, och rekommenderas inte för restaurering i Sverige. Foto: E. Infantes.

5.1.2. Plantering utan sediment

Flera olika framgångsrika tekniker har utvecklats för plantering av skott utan sediment. De flesta metoder använder olika typer av förankring för att undvika att skotten rycks upp av vattenrörelser (Davis & Short 1997, Fonseca m.fl. 1998, Calumpang & Fonseca 2001, Short m.fl. 2002b), men även metoder utan förankring har utvecklats (Orth m.fl. 1999). De vanligaste metoderna för att förankra skott är med hjälp av häftklamrar eller planteringsramar. Ett exempel på användandet av häftklamrar är den s.k. "häftmetoden" (eng. "staple method") där små knippen av skott med rhizom knyts samman med nedbrytningsbara band och förankras i sedimentet med en U-formad häftklammer. Häftklammern förankrar plantorna i sedimentet, och gör att de kan klara av strömhastigheter upp till 50 cm per sekund (Fonseca m.fl. 1998). I en förenklad

version av denna metod används endast två ålgrässkott per planteringsenhet och plantorna placeras parallellt med skotten i motsatt riktning och förankras i sedimentet med hjälp av biologiskt nedbrytbara bambugrillspett som bryts på mitten och trycks ned över rhizomen (Davis & Short 1997).

En transplanteringsmetod som har utvecklats för att kunna utföras med hjälp av volontärer och för att minimera behovet av dykning är den s.k. ”TERFs™-metoden” (eng. ”Transplanting Eelgrass Remotely with Frame Systems”) där skotten fästs med nedbrytbara plastband vid en metallram som sänks ned från en båt vid restaureringslokalen och lämnas på sedimentytan till dess att skotten har rotat sig i sedimentet (Chumpong & Fonseca 2001, Short m.fl. 2002b). Metoden är dock ej lämpad för storskalig restaurering på grund av höga kostnader.

En mycket snabb och effektiv restaureringsmetod är ”singelskott-metoden” (SSM) där enskilda skott planteras för hand utan förankring. Genom att plantornas rhizom trycks ned snett i sedimentet (ca 3–4 cm) ökar fästet då ett ostört lager sediment lägger sig ovanpå rhizomen, vilket minskar risken att ryckas loss. Denna metod har fördelen att antalet skott som behöver skördas är lägre än med metoder där flera skott planteras ihop och planteringsprocessen är mycket snabbare då förankringsmaterial ej behöver användas (Orth m.fl. 1999; figur 5.2). Försök både i USA (Orth m.fl. 1999) och Korea (Park & Lee 2007) har visat på god överlevnad och tillväxt som är jämförbar med metoder som använder förankring. I Bohuslän har restaurering med SSM visat sig fungera mycket bra, med en överlevnad och tillväxt som till och med varit högre än när skott planterats med sediment eller med förankringsstöd (Eriander m.fl. 2016). **Därmed rekommenderas generellt plantering utan förankring med singelskottmetoden för transplantering av vuxna ålgrässkott i Västerhavet.**



Figur 5.2. Singelskottmetoden. Ett vegetativt ålgrässkott på väg att planteras med singelskottmetoden i en vik i Bohuslän. Genom att skottets rhizom trycks ned snett i sedimentet lägger sig ett ostört lager sediment ovanpå, vilket minskar risken att skottet ryckas loss. En van dykare kan plantera över 300–400 skott i timmen med denna metod. Foto: E. Infantes

5.1.3. Planteringstäthet och utformning av storskalig restaurering

Vid storskalig restaurering där 1 000–10 000-tals kvadratmeter av ålgräs planteras inom samma lokal behöver skotten fördelas så att överlevnad, tillväxt och utbredning av den planterade ängen optimeras. Eftersom kostnaden för en restaurering ökar nästan linjärt med antalet skott som planteras per ytenhet vill man använda så få skott som möjligt, utan att förorsaka minskad tillväxt eller överlevnad på grund av för låg skotttäthet.

Studier har visat att högre planteringstäthet kan öka överlevanden hos skott i exponerade miljöer genom att skotten skyddar varandra från erosion. Studier i Kielbukten i Östersjön fann att ålgrässkott som planterats med 20 cm mellanrum hade högre skotttillväxt och framför allt högre överlevnad efter höststormar än skott som planterats med 40 cm mellanrum (motsvarande cirka 25 respektive 6 skott per kvadratmeter; Worm & Reusch 2000). I en liknande studie i Wadden Sea fann Bos och van Katwijk (2007) att överlevanden var högre hos ålgrässkott med ett planeringsavstånd på 30 cm än med 50 cm (motsvarande cirka 14 respektive 4 skott per kvadratmeter), men endast i exponerade områden och inte i skyddade miljöer. Vid tätheter över cirka 60 skott per kvadratmeter kan konkurrens mellan skotten begränsa tillväxt av ålgräs (van Katwijk m.fl. 1998), varför ett planeringsavstånd mindre än 13 cm bör undvikas. I Bohuslän, där ålgräset oftast växer i skyddade miljöer, visade studier i semiexponerade grunda lokaler att skotttillväxten ökade när planeringstätheten sänktes från 32 till 16 skott per kvadratmeter utan att överlevnaden påverkades negativt (Eriander m.fl. 2016).

I litteraturen varierar planeringsavståndet mellan ålgrässkott (eller grupper av skott) vid storskalig restaurering från 15 cm till 2 m (motsvarar tätheter på 44 till 0,5 skott per kvadratmeter) där ett planeringsavstånd på 0,5–1,0 m mellan grupper av skott dominerar (Davis & Short 1997, Fonseca m.fl. 1998, Orth m.fl. 1999, van Katwijk m.fl. 2009). I Bohuslän visar pågående storskaliga planeringsstudier i en skyddad vik en högre överlevnad och skotttillväxt för skott planterade med 25 cm avstånd (motsvarande 16 skott per kvadratmeter) än skott planterade med 50 cm avstånd (4 skott per kvadratmeter), framför allt på djup grundare än 1,5 m, möjligen på grund av störningar från strandkrabbor (se avsnitt 2.5.7). På 2 m djup var överlevnaden god också när ett planeringsavstånd på 50 cm användes. Preliminära resultat tyder därför på att ålgräs kan restaureras med ett planeringsavstånd på 50 cm vid goda förhållanden, men att högre tätheter kan krävas när störningar förekommer. Eftersom kostnaden vid ålgräsrestaurering är direkt proportionell mot antalet skott som planteras (se avsnitt 7) **rekommenderas att planeringsavstånd på 50 cm (4 skott per kvadratmeter) undersöks med testplanteringar och används när det är möjligt.**

Utformning av planteringsenheter vid storskalig restaurering varierar också stort i litteraturen där både rader och olika mönster med rutor används (Davis & Short 1997, Fonseca m.fl. 1998, Orth m.fl. 1999, Leschen m.fl. 2010). Av praktiska skäl utförs planteringar ofta i mindre kvadrater (4 till 20 m stora) där planeringstätheter m.m. är lättare att hantera. Dessa kvadrater kan sedan placeras på rad, eller spridas ut i bestämda mönster. När mindre kvadrater använts har exempelvis rutor ofta placerats med tomma rutor mellan sig så att ett schackformat mönster fås inom det restaurerade området (Orth m.fl. 1999,

Leschen m.fl. 2010). För små planteringsenheter bör dock undvikas eftersom studier av naturligt ålgräs visar att dödligheten ökar hos små enheter med mindre än 36 skott på grund av minskat skydd från erosion (Olesen & Sand-Jensen 1994). I exponerade områden där ålgräset naturligt växer mer fläckvis rekommenderas att planteringarna utformas på liknade vis. Fonseca m.fl. (1998) rekommenderar ett planteringsavstånd på högst 50 cm mellan skotten och att skotten samlas i grupper som är cirka 5 till 10 m stora i diameter för områden med strömhastigheter över 30 cm per sekund eller områden med fetch-längder över 1 km. Det tycks dock saknas utvärderingar av hur olika planteringsmönster påverkar framgången i mer skyddade områden, och då storskaliga restaureringsstudier i skandinaviska vatten ännu saknas är det svårt att ge rekommendationer för Västerhavet. **Det är därför viktigt att alla svenska restaureringsförsök nogga följs upp och utvärderas så att kunskapen kan öka.**

Nedan följer en ingående beskrivning av hela restaureringsprocessen baserat på att singelskottmetoden används vid förhållanden som dominerar i Bohuslän.

5.2. Tidpunkt för restaurering

Tillväxtsången för ålgräs i skandinaviska vatten är relativt kort och sträcker sig ungefärligen från april till september, men varierar beroende på temperatur och ljustillgång. I Skandinavien är tillväxten och biomassan av ålgräs som störst under juli till september (Boström m.fl. 2014). För att maximera skotttillväxten det första året (och vinteröverlevnaden; se nedan) **rekommenderas att transplantering av ålgrässkott utförs från slutet av maj till början av juli.** Det är också viktigt att notera att tillväxtsången varierar med ljusförhållandena på restaureringslokalen, vilket innebär att djupare lokaler och lokaler med sämre vattenkvalitet har kortare tillväxtsånger (se figur 2.5)

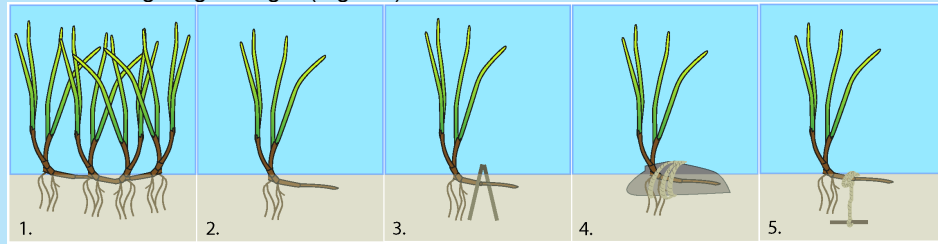
Anledningen till att man bör undvika att flytta små rhizomfragment med skott under sensommaren eller hösten är att de kolhydrater som lagras upp i rhizomen under tillväxtsången är livsnödvändiga för att ålgräset ska överleva långa perioder med dåligt ljus såsom under vinterhalvåret (Zimmerman m.fl. 1995, Govers m.fl. 2014). Det är därför viktigt att transplanteringen utförs vid en tidpunkt som tillåter maximal skott- och rhizomtillväxt innan den första vintern, speciellt då skott flyttas till en lokal med sämre ljusförhållanden än vid donatorängen. Av samma anledning bör man undvika att utföra restaureringen under tidig vår, då uttömnda kolhydratreserver kan göra plantor som transplanteras med en kort bit rhizom känsliga vid de låga ljusförhållanden som råder under våren.

Andra anledningar till att vår- och höstperioden bör undvikas vid restaurering är att stormfrekvensen är högre, vilket kan försvåra restaureringsarbetet och orsaka att planterade skott rycks loss från sedimentet. Datum för utförandet av restaureringen bör vara tillräckligt flexibelt för att kunna välja en period på minst 1 vecka med lugna vindförhållanden som inte skapar vågor på restaureringslokalen. Studier har påvisat att skott som planteras enligt singelskott-metoden har en förankringskraft som är jämförbar med naturliga ängar mindre än 10 dagar efter plantering (se faktaruta 5.1.).

Faktaruta 5.1. Metoder för att förankra skott

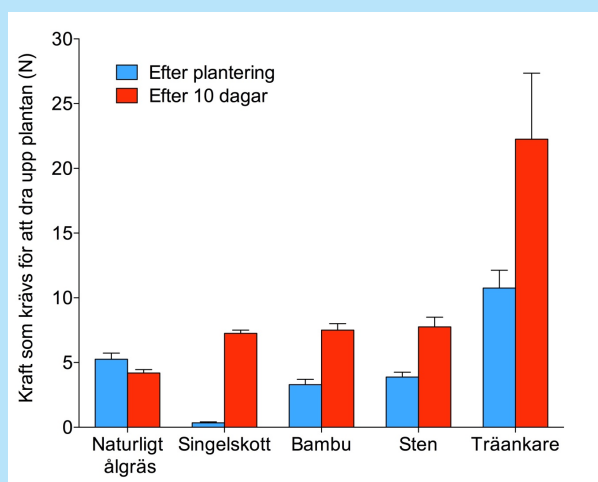
Om förstudier indikerar att erosion av plantor kan utgöra ett problem kan skotten behöva förankras i sedimentet. Det finns en lång rad olika metoder för att förankra ålgrässkott beskrivna i litteraturen som ger olika grad av förankring och som medför olika mycket arbete och därmed ökade kostnader i olika grad. Nedan beskrivs en mindre studie som jämförde förankringen hos 4 olika planteringsmetoder, med eller utan förankring (E. Infantes, *opubl. data*).

Förankringsstudie. Studien genomfördes 2014 på en meters djup i en semiexponerad lokal i Gullmarsfjorden där transplanterade skotts förankring i sedimentet undersöktes direkt efter plantering och igen efter tio dagar genom att mäta kraften som krävdes för att dra upp skottet vertikalt ur sedimentet. Skott planterades enligt 3 olika förankringsmetoder och enligt singelskott-metoden och jämfördes med förankringen hos skott i naturliga ålgräsängar (Figur A).



Figur A. Planteringsmetoder som undersöktes i studien. I studien jämfördes förankring av naturligt ålgräs (1) med 4 olika planteringsmetoder: (2) Singelskott-metoden där ingen förankring används, (3) förankring med bambupinne som trycks ned över rhizomen (Davis & Short 1997), (4) förankring med stenar (Zhou m.fl. 2014) och (5) förankring med träankare som knyts fast vid rhizomen (Merkel 1988).

Studien påvisade att skott som planterats enligt singelskott-metoden lätt rycks upp ur sedimentet direkt efter plantering, medan förankringsmetoderna gav skotten en förankring som var jämförbar eller starkare än naturligt ålgräs (figur B). Tio dagar efter plantering, då sedimentet packats efter planteringen, satt även skotten utan artificiell förankring hårt i sedimentet och de krafter som krävdes för att dra upp dem var jämförbara med de som krävdes för att dra upp naturliga och skott planterade med förankringsmetoder. Metoden med träankare gav dock en dubbelt så hög förankring som övriga metoder (figur B). Dessa resultat påvisar behovet av att välja en period med goda vindförhållanden då storskalig restaurerings skall utföras enligt singelskott-metoden, för att undvika att nyplanterade skott rycks upp. Vid områden med frekvent vågexponering eller starka strömmar som leder till erosion kan dock någon typ av förankring öka skottens förmåga att hålla sig kvar i sediment.



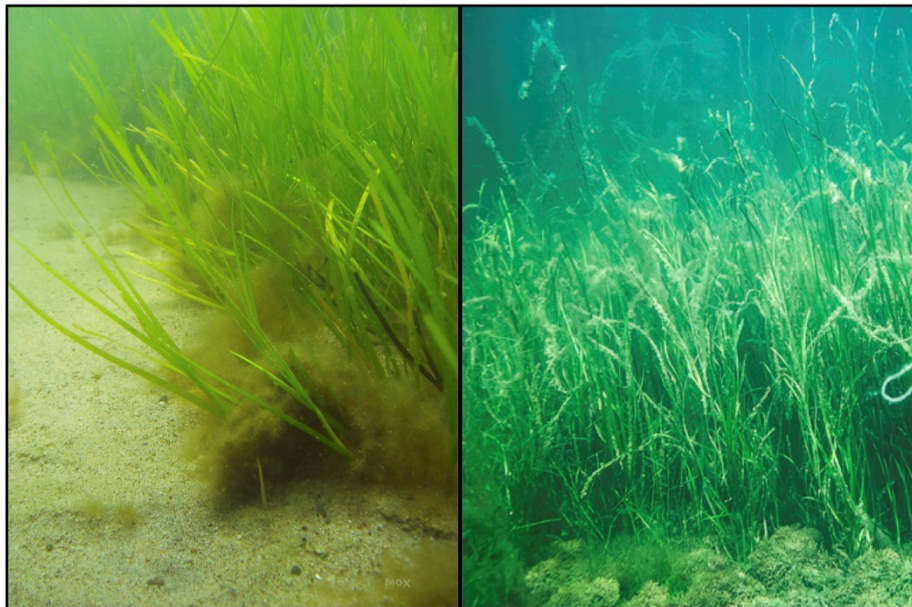
Figur B. Medelkraften ($N \pm SE$) som krävs för att dra upp planterade ålgrässkott ur sedimentet direkt efter plantering och 10 dagar efter plantering. Grafen visar skillnader mellan skott i en naturligt ålgräsäng, skott som planterats enligt singelskott-metoden, enligt förankring med bambupinnar, stenar och träankare (E. Infantes, *opubl. data*).

5.3. Val av donatoräng

Vid restaurering är det av stor vikt att den lokal som ska bidra med skott och fungera som donatoräng väljs ut på ett sätt som minimerar riskerna för skada i donatorängen och maximerar möjligheterna för skottöverlevnad och tillväxt i restaureringslokalen. Vid kompensationsrestaurering då det finns en äng som kommer att förstöras vid exploatering bör om möjligt i första hand dessa ängar användas för insamling av transplanteringsmaterial.

Matcha förhållandena

Ålgrässkott har en mycket varierande morfologi beroende på den fysiska och kemiska miljön där de växer. Generellt är skotten längre i djupare och mer skyddade lokaler, jämfört med skott som växer grunt eller exponerat (figur 5.3). Allmänna råd vid val av donatoräng är att miljöförhållandena vid donatorängen ska likna de vid restaureringslokalen så mycket som möjligt i fråga om exponeringsgrad och djup (Fonseca m.fl. 1998, van Katwijk m.fl. 2009). Studier i Bohuslän har dock visat att transplanterade ålgrässkott har en stor förmåga att anpassa sin morfologi och tillväxtstrategi till nya miljöförhållanden varför **skott som har en bladlängd på 20–50 cm kan rekommenderas för restaurering i flera olika miljöer på djup mellan 1,5–3,5 m** (Eriander m.fl. 2016). Dock bör transplantering mellan mycket skiftande miljöer undvikas eftersom hög dödlighet observerats då korta skott (20 cm) planterats vid djupa lokaler (över 4 m) och då långa skott (70–90 cm) planterats vid grunda (1 m) mer exponerade lokaler (Eriander m.fl. 2016).



Figur 5.3. Ålgräsets varierande morfologi. Ålgräsets bladlängd och skotttäthet varierar mycket beroende på vågexponering och ljusstillgång. I grunda, exponerade lokaler är bladen korta (<30 cm) och skotttätheten hög (vänster bild), medan bladen är långa (upp till en meter) och skotttätheten låg i djupa, ljusfattiga miljöer (höger bild). Studier har visat att denna skillnad inte är genetisk. Om ett skott transplanteras mellan dessa miljöer ändrar det form på några månader (Eriander m.fl. 2016). Foto: E. Infantes.

En annan anledning till att skott som är större än 50 cm bör undvikas är att hanteringstiden av denna typ av skott ökar samt att de är mer skrymmande vid förvaring och transport och eftersom långa skott från skyddade miljöer generellt är mer sköra och lätt bryts av. Donatorängar där skotten är av medelstorlek på 20–50 cm återfinns oftast i områden med ett djup på mellan 1–3 meter, men djupet där dessa skott hittas kan variera med exponering och ljusförhållanden vid lokalen.

Minimera påverkan

Även om studier i Bohuslän visar att upp till 40 % av skotten i en äng kan skördas utan att ängen påverkas negativt (om skotten skördas för hand genom att gallra ängen; se faktaruta 5.2) bör inte donatorängar väljas i områden där ålgräset är hotat. Exempelvis bör skörd av skott för storskalig restaurering undvikas i Kungälv kommun i Bohuslän eftersom mer än 98 % av de ängar som inventerades där 1980-talet har försvunnit (endast cirka 13 ha återstår) och då trenden fortfarande är negativ (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.3.3).

För att minimera påverkan bör donatorängar väljas som växer i måttligt exponerade lokaler och skotten bör plockas på relativt grunt vatten med goda ljusförhållanden. Detta eftersom tillväxt och förgrening av ålgräsets rhizom (vilket gynnar återhämtningen) generellt är högre där jämfört med skyddade (Fonseca och Kenworthy 1987) eller djupare miljöer med sämre ljusförhållanden (Eriander m.fl. 2016). Skyddade lokaler där sedimentet har ett högt vatteninnehåll bör undvikas också för att skördearbetet av skott försvåras då det lösa sedimentet lätt grumlar upp och leder till dålig sikt under lång tid.

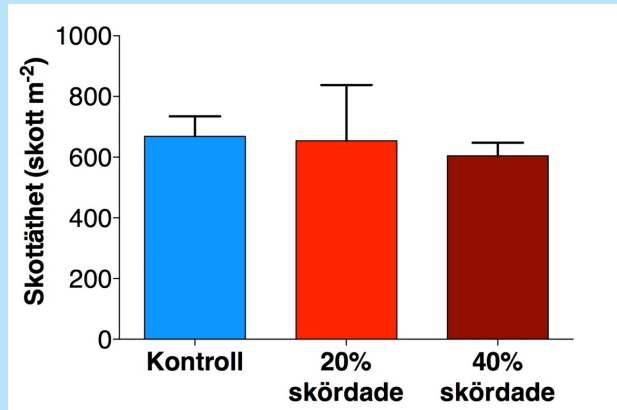
För att undvika negativa effekter på donatorängen bör **inte mer än en tredjedel av skotten skördas inom skördeområdet, vilket i sin tur bör utgöra mindre än hälften av den totala ängen**. Dessutom bör **ängar mindre än 0,25 hektar (50x50 m) undvikas** eftersom mindre ängar kan vara mer känsliga för störningar.

Genetiska aspekter

Den pågående förlusten av ålgräs i Västerhavet kan potentiellt utarma den genetiska diversiteten inom arten. Förvaltare bör därför sträva efter att maximera den genetiska mångfalden genom att välja donationsplantor från flera olika, geografiskt och genetiskt åtskilda bestånd. Om alla "donationsplantor" tas från en och samma äng kan en hög grad av släktskap fås inom den restaurerade ängen vilket skulle kunna hämma den sexuella fortplantning och göra populationen mer känslig för sjukdom eller annan störning (Fonseca m.fl. 1998, Borum m.fl. 2004). Studier i Holland har visat att låg genetisk diversitet hos planterat ålgräs minskar tillväxt och fitness (genetisk anpassning till miljön) hos plantorna (Williams 2001). Detta gäller speciellt i områden där ålgräset inte reproducerar sig sexuellt med frön då den genetiska skillnaden är stor mellan olika områden (exempelvis i centrala Östersjön; Boström m.fl. 2014).

Faktaruta 5.2 Skörd av vegetativa skott - effekter på donatorängen

För att studera eventuella negativa effekter av att skörda vegetativa skott vid restaurering med single-skott metoden, skördades skott inom markerade 1 m² stora områden på cirka 1.5 m djup inom en frisk ålgräsäng som identifierats som potentiell donatorpopulation på norra Tjörn (Viks kile, se lokal 5, figur 2.4). Skotten skördades av dykare genom att plocka dem för hand ett och ett så att ängen "gallras" enligt rekommendationerna i kap. 5.4. Två skördeintensiteter undersöktes: 100 och 200 skott per m² (motsvarande cirka 20 och 40 % av skotttätheten vid skördetillfället), vilka jämfördes med kontrollområden där inga skott skördades (n=3). Skörden genomfördes i början av juni 2012 och områdena provtogs efter cirka 4 månader i slutet av september då skotttäthet, biomassa och bladmorfologi mättes.



Figur A. Medelskotttäthet (\pm SE) per m² 4 månader efter att 0 (kontroll), 20 och 40 % av skotten skördats inom 1 m² stora områden

Fyra månader efter skörden hittades inga signifikanta skillnader i skotttäthet mellan skördade och oskördade områden (Figur A). Inte heller biomassan av blad och rhizom (per m²) uppvisade några signifikanta effekter av skörden. Den enda parameter som skiljde sig mellan skördade områden och kontroller var bladlängden, som var signifikant längre (ca 74 cm) inom kontrollområden jämfört med områden där skott skördats (52-57 cm långa skott). Skillnaden i bladlängd beror troligen på att plantorna i de skördade områdena har satt många nya sidoskott och därför består av en större andel unga skott som ännu inte uppnått maximal bladlängd i jämförelse med kontrollområdena. I de "gallrade" områdena är troligen också ljusställningen bättre då skuggningen från omgivande plantor är lägre, varför skotten inte behöver växa sig lika höga för att konkurrera om ljus. Studier i Bohuslän har visat att ålgrässkott snabbt anpassar sin morfologi efter bl.a. ljusförhållanden i miljön (Eriander m.fl. 2016).

Resultaten från denna studie som utfördes i en till synes frisk ålgräsäng, i ett område med god vattenkvalitet visar att upp till 40 % av alla skott kan skördas utan att några negativa effekter hittades på ängen efter 4 månader.

Längs den svenska västkusten är dock graden av genetisk isolering mellan olika populationer av ålgräs relativt liten (B. Källström & C. André, *opubl. data*; Eriander m.fl. 2016) vilket tyder på att populationerna inte är isolerade utan att de har ett frekvent genetisk utbyte med varandra, troligen via spridning av flytande blomskott med frön. Detta minskar risken för genetisk utarmning om endast plantor från en donatoräng används. Trots detta **rekommenderas att minst två donatorängar används vid storskalig restaurering.**

Logistiska aspekter

Om möjligt bör ängar i närheten av restaureringsområdet först och främst väljas då detta underlättar transporttider, stress på skott och kostnader vid plantering. Donatorängen kan också utgöra en bra referensäng att jämföra

resultatet från restaureringen med (se avsnitt 2.7) och som sådan bör den också vara så nära restaureringsområdet som möjligt. Donatorängen måste i så fall vara tillräckligt stor så att det skördade området endast utgör en liten andel (<25 %) av ängen så opåverkade områden av ängen kan användas som referens.

5.4. Skörd och transport

Tillstånd, personal och utrustning

Innan skördearbete och plantering påbörjas är det viktigt att ändamålsenliga anmälningar och eventuella tillstånd beviljats för skörd och plantering av skott (se avsnitt 3). För skördearbetet behövs en snabbgående båt som kan ta minst fyra personer, dykutrustning samt det skördade materialet. Vid de beskrivna restaureringsstudierna har en 5 m plastbåt med en 50 hk utombordsmotor använts, vilket fungerat väl för detta ändamål. Skördearbetet av skott kan i vissa fall ske effektivt med snorkling, om vattendjupet är så grunt att skotten kan nå från ytan, men i övriga fall rekommenderas dykning eftersom det är effektivare. Vid dykning ska gängse svenska dykregler för arbetsdykning följas (AFS 2010:16) varvid en dykledare och båtförare behövs utöver dykarna i vattnet. Då dykningen sker på grunt vatten (<3 m) är luft snarare än bottenid begränsande varför skördearbetet kan utföras i många timmar av samma personer.

Minimera påverkan

Vid skördearbetet är det viktigt att till största möjliga mån undvika onödig negativ påverkan på ängen då arbetet utförs. För att detta ska kunna ske är det angeläget att inte ankra i ålgräsängen och att dykarna rör sig försiktigt i ängen och försöker att minimera störning genom att vara väl avvägda i vattnet samt undvika att ställa sig upp i ängen. För att försäkra sig om att skörden sker i rätt omfattning (mindre än 1/3 av skotten skördas i högst halva ängen) bör markeringsbojar användas för att identifiera skördade områden. Det är också viktigt att inte skörda mer än det som kan planteras de närmsta dagarna för att minimera spill. Eftersom skördat ålgräs bör planteras så fort som möjligt och inte förvaras mer än 2–3 dagar i nedsänkta nätkassar (se nedan), krävs en bra planering med hänsyn till väderprognoser och lediga dagar. Optimalt bör skördat ålgräs planteras nästföljande dag, då man bör beakta att planteringsarbetet tar cirka 25 % längre tid än skördearbetet (se faktaruta 5.3).

Faktaruta 5.3. Beräkning av omfattning av skörd och plantering

Beräkning av antal skott som behövs.

Antal skott som behöver sköras för en plantering bestäms av den totala arean som skall planteras, avstånd mellan varje planterat skott samt hur stort svinn av skott är under transport och plantering. Vid plantering av ålgrässkott med singelskottmetoden rekommenderas att enskilda skott planteras med 25 till 50 cm mellanrum (4 till 16 skott per kvadratmeter; m^2) beroende på fysisk exponering, störning från strandkrabbor, m.m. och förväntad skottillväxt, vilket bäst undersöks vid testplantering (se avsnitt 2.6). Antalet skott som behövs totalt kan beräknas enligt följande förhållande:

$$N_{skott} = \left(\frac{\sqrt{A}}{D} \right)^2$$

där N_{skott} = antalet skott som behövs totalt, A = totala arean som skall planteras (i kvadratmeter) och D = avståndet mellan varje skott (i meter). **Antalet planterade skott per kvadratmeter** fås då av:

$$Skott \text{ per } m^2 = \frac{N_{skott}}{A}$$

Vid restaurering av en hektar (10 000 m^2) ålgräs där skotten planteras med 50 cm mellanrum behövs exempelvis 40 000 skott. Medräknat cirka 5 % spill av plockade skott behöver cirka 42 000 skott sköras (se tabell nedan).

Beräkning av skördat område. På grunt vatten (0,5-1,5 m djup) är skotttätheten av ålgräs ofta 400-1 000 skott per m^2 (Boström m.fl. 2003, tabell 2.1). Räknet på ett medelantal av 700 skott per m^2 och att en fjärdedel utgörs av vuxna skott lämpade för transplantering innehåller varje kvadratmeter cirka 175 lämpliga skott. Om en tredjedel av dessa sköras kan cirka 58 skott sköras per kvadratmeter. För att skörda tillräckligt med skott för att plantera en hektar ålgräs med ett skottavstånd på 50 cm (4 skott per m^2) behöver cirka 720 m^2 av donatorängen sköras (motsvarande ett område på cirka 27 × 27 m). Vid ett planteringsavstånd på 25 cm (16 skott per m^2) behövs ungefär 4 gånger så många skott och 4 gånger så stort skördeområde (se tabell nedan).

Beräkning av arbetstid. Skördade ålgrässkott bör planteras så snabbt som möjligt för att inte förlora kvalitet. För att undvika att skördat material förstörs pga. osäkra väderförhållanden rekommenderas därför att arbetet planeras i 2-dagarspass, där skott som sköras dag 1 planteras dag 2. Eftersom det är cirka 20 % snabbare att skörda skott för hand än att plantera dem med singelskottmetoden måste fler dyktimmar planeras för plantering än skörd.

Vana dykare eller snorklare kan plocka cirka 420 skott per timme i medeltal, varför ett dykpar som skördar 5 timmar per dag kan skörda totalt 4 200 skott på en dag, och 42 000 skott under totalt 10 arbetsdagar. En van dykare kan plantera cirka 335 skott per timme i medeltal med singelskottmetoden. Ett dykpar kan därför plantera cirka 4 000 per dag under 6 timmars dykarbete och totalt 40 000 skott under 10 arbetsdagar. För att skörda och att plantera en hektar med 4 skott per m^2 (40 000 skott) krävs därför totalt 20 arbetsdagar under en period på knappt 5 veckor (om arbete inte utförs på helger). För att plantera en hektar med 16 skott per m^2 krävs 4 gånger så lång tid (tabell A).

Tabell A. Skott- och arbetsbehov för att skörda och plantera en hektar ålgräs med två olika skotttätheter. Beräkning av skotttäthet av planterade skott, antal skördade skott som behövs (inklusive 5 % förlust), areal skördat område i donatoräng, samt antal arbetsdagar för 2 dykare för att skörda och plantera en hektar ålgräs med ett inbördes planteringsavstånd mellan skotten på 50 och 25 cm, vid ovan nämnda antaganden om skotttäthet, skördehastighet och dyktimmar per dag.

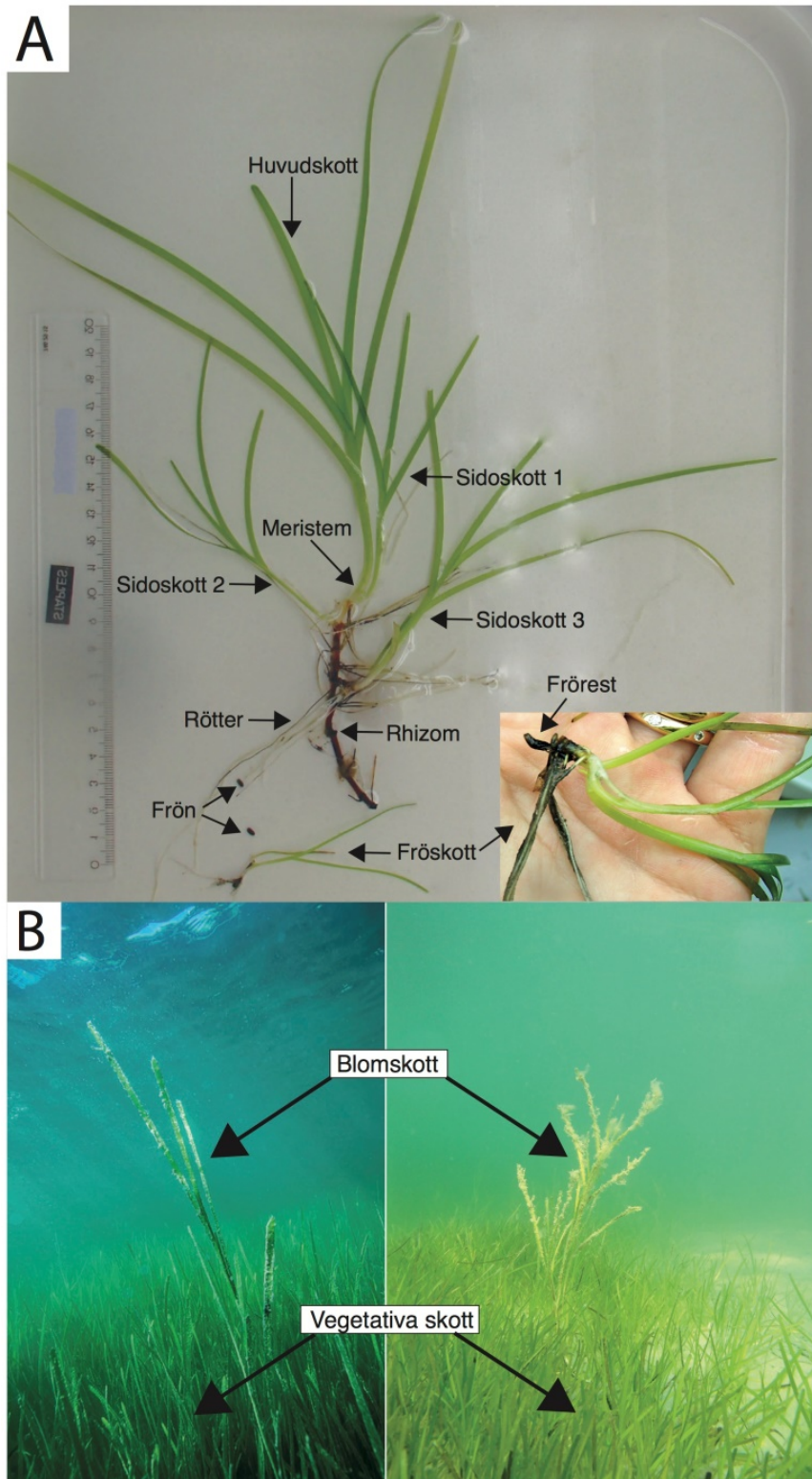
Planteringsavstånd (m)	Plantering skott per m^2	Skörd skott	Skörd m^2	Skörd dagar	Plantering skott	Plantering dagar
0.50	4.0	42 000	720	10	40 000	10
0.25	16.0	168 000	2880	40	160 000	40

Identifiering av vegetativa skott

Vid transplantering ska endast vuxna, vegetativa skott användas och det är därför viktigt att dykarna är väl införstådda i hur dessa identifieras och skiljs från andra typer av skott som kan påträffas i en äng (se figur 5.4). Eftersom natingar (*Ruppia spp.*) kan växa blandat med ålgräs är det även viktigt att kunna skilja denna art åt. I ålgräsängen växer skotten vegetativt genom förgreningar av deras jordstammar (rhizomen). Varje rhizom har ett fullt utvecklat huvudskott (apikalt skott) med en tillväxtzon (meristem) i framkant, vilket är i den riktning som rhizomen breder ut sig när det växer. Det är detta skott som bör skördas och användas vid restaurering för att möjliggöra vegetativ spridning vid restaureringslokalen. När plantan växer bildas ofta ett stort antal förgreningar med sidoskott längs rhizomen, som även de förgrenas så att en matta av rhizom bildas med hundratals skott från samma individ. När en ny förgrening bildas är sidoskotten mindre i storlek (5–10 cm) än de fullvuxna skotten och bör då undvikas som transplanteringsmaterial då de har sämre överlevnad och tillväxt. **Fullvuxna skott** (med 20–50 cm långa blad beroende på de fysiska förhållandena vid lokalen) **på änden av varje förgrening längst huvudrhizomen är lämpliga för transplantering** (figur 5.4a). Under tidig vår (mars–maj) kan även fröskott (dvs. små unga skott som utvecklats från frö) påträffas i ålgräsängen. Dessa är till en början små och har ännu inget utvecklat rhizom utan rester av fröet sitter ofta kvar vid rottrådarna (figur 5.4a). Dessa unga skott är mycket känsliga för hantering och bör därför inte användas vid transplantering. Under sommaren (juni–augusti) kan även blomskott påträffas i ängen. Dessa är ofta lätta att urskilja då de är högre än resten av ängen och har förgreningar längs med skottet (figur 5.4b). Det är dessa blomskott med frön som skördas vid restaurering med frön, men bör undvikas vid skottplantering eftersom de vissnar efter att fröna släppts.

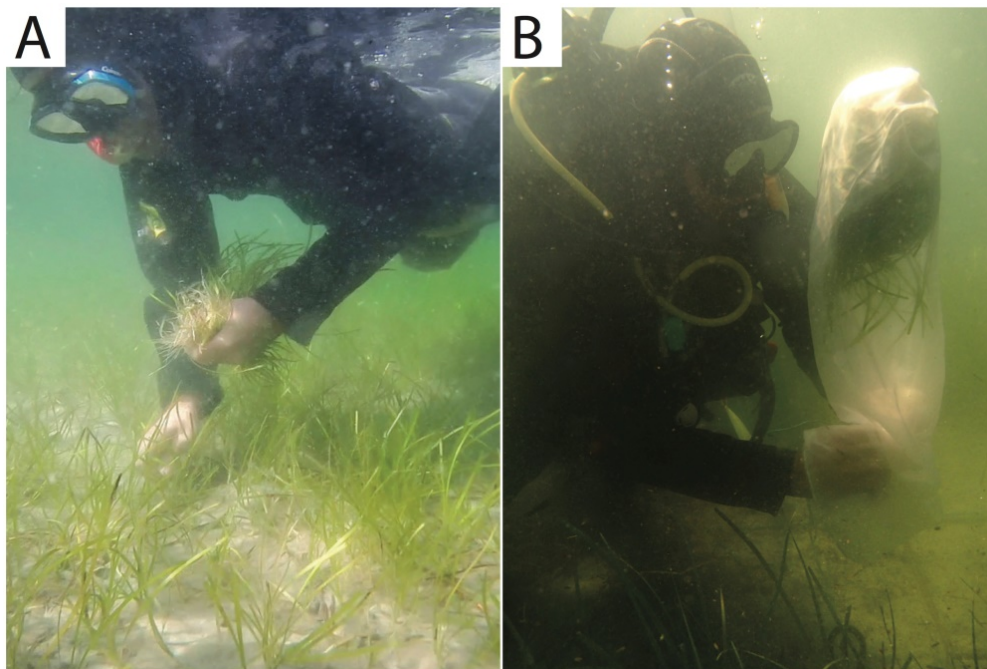
Skördearbete

Innan skördearbetet markeras lämplig plats i ängen med bojar där tätheten av 20–50 cm långa skott är hög. Om sedimentet har hög halt lera eller organiskt material som lätt rörs upp är det viktigt att dykarna jobbar mot strömmen så att sikten bibehålls när skotten skakas rena från sediment. Dykarna, som jobbar i par, ska plocka cirka **en tredjedel av alla vuxna skott**, med jämna mellanrum så att ängen ”gallras”. Vid normala skotttätheter kan ett dykpar skörda över 5000 skott under 6 timmars dykarbete (se faktaruta 5.3). Markeringsbojar lämnas i hörnen på skördat område så att inget delområde skördas mer än en gång och så att oskördade områden lämnas. För att restaurera en hektar ålgräs där skotten planteras med 50 cm mellanrum behövs cirka 42 000 skott, vilket kan skördas från ett 0,072 ha stort område av en eller flera donatorängar (motsvarande ett område på cirka 27 × 27 m totalt; faktaruta 5.3). Det totala området som påverkas av skörden i en donatoräng är därför relativt litet i förhållande till ytan som planteras vid denna planteringsstäthet. Även om stora förluster av ålgräs har dokumenterats i Bohuslän finns det fortfarande mycket ålgräs kvar (totalt mellan 5 000 och 13 000 ha ålgräs; Moksnes m.fl. 2016, bilaga 1), där ålgräs hittas i princip alla vattenförekomster. Tillgången till donatorängar bör därför vara god i de flesta områden.



Figur 5.4. Vegetativa, frö- och blomskott. Olika typer av ålgrässkott som kan påträffas i en äng. Bild A) visar strukturerna hos ett vegetativt skott som består av en förgrenad jordstam (rhizom) med rötter där ett huvudskott och 3 mindre sidoskott växt upp. På huvudskottet är tillväxtzonen (meristemet) markerad. Ett 2 månader gammalt fröskott visas också, där fröet fortfarande sitter fast vid rotzonen. Bild B) visar en djup och en grund ålgräsäng under juli månad där de högre, förgrenade blomskotten (reproduktiva skott) syns tydligt bland de vegetativa skotten. Vid ålgräsrestaurering med skott bör endast vuxna (20–50 cm) huvudskott användas. Foto: L. Eriander och E. Infantes

Vid skördearbetet plockas vegetativa huvudskott ett och ett för hand genom att följa skottets blad med fingrarna ned i sedimentet till rhizomen som därefter bryts av cirka 5–10 cm från meristemmet. Varje plockat skott innehåller alltså ett vuxet ändskott med en cirka 5–10 cm lång bit av rhizomen där mindre sidoskott kan förekomma (figur 5.2 och 5.4a). Skördade skott skakas fria från sediment under vattnet och förvaras i handen tills cirka 50 skott räknats, varefter de buntas med hjälp av gummiband som placeras runt buntens 2–3 cm ovanför meristemmet (figur 5.4a). Buntar med insamlade skott förvaras i nätkassar (ca 70x50 cm; cirka 1 mm maskstorlek) som är fästa vid dykaren med karbinhake (figur 5.5). Eftersom ålgräs har positiv flytkraft är det viktigt att kassarna är fästa i en tillräckligt lång lina för att nå upp till ytan för att inte störa arbetet. När nätkassen är full med buntade skott tas de till båten där båtföraren för över dem till en större förvaringskasse som hängs från båten, och förser dykaren med en ny tom kasse. Det är viktigt att se till att skördade skott förvaras fuktigt eftersom bladen snabbt kan torka ut. De större förvaringskassarna bör därför hängas på skuggsidan av båten vid solsken och vändas med jämna mellan rum så att alla skott hålls fuktiga (figur 5.6), eller tyngas ned under vattenytan.



Figur 5.5. Skörd av vegetativa ålgrässkott. A) Skördearbetet kan ske med snorkling (om skotten nås från ytan), men bör ske med dykning på djupare vatten. Skotten plockas ett och ett för hand och placeras i buntar med 50 skott sammanhållna med gummiband. B) Buntar med skott flyttas över till nätkassar som förvaras i vattnet under större delen av restaureringsprocessen. Foto: E. Infantes.



Figur 5.6. Förvaring av ålgrässkott i stora nätkassar under insamling. Foto: E. Infantes.

Transport

Vid transport till restaureringslokalen plockas nätkassarna upp i båten där de förvaras fuktigt, skyddade från uttorkning med hjälp av en presenning eller inuti boxar med lock. För att säkerställa att de skott som skördas är livsdugliga är det viktigt att hantera skotten varsamt under hela restaureringsprocessen. Detta gäller speciellt plantornas tillväxtzon (meristem) som är den känsligaste delen av skottet. Undvik därför att förvara kassar med ålgräs för trångt eller staplade på varandra på ett sätt som kan medföra tryckskador eller att bladen viks av under transporten.

Om transplantering inte kan ske samma dag som skörden bör skotten förvaras helt nedsänkta i vattnet, om möjligt vid restaureringsområdet. Om skotten förvaras i tankar på land är det viktigt att vattnet syresätts ordentligt under natten eftersom syrebrist kan döda skotten. Eftersom ålgrässkotten flyter måste nätkassar som förvaras i fält hållas nedtyngda med vikter för att förhindra att de ligger på ytan och därmed kan ta skada av uttorkning eller solljus. Vid förvaring av skott som är tätt packade i nätkassar i vatten är skotten livsdugliga upp till 72 h efter att de skördats (Davis & Short 1997), men bör lämpligen planteras så snart som möjligt efter skörden (Fonseca m.fl.1998).

Prover för övervakning

Innan planteringsarbetet startar bör representativa skott tas från insamlad ålgräs (n=40) för att bestämma olika ålgräsvariabler vid starten av restaureringen. Dessa kan sedan jämföras med hur skotten och plantering utvecklas under övervakningen (se avsnitt 6). Variabler som bör mätas på alla insamlade skott är: (1) antal skott per skördad planta, (2) antal blad per skott, (3) längden på det längsta bladet, (4) längden och antal internoder på rhizomet (från meristemet och bakåt; se figur 5.4a), samt torrsvikt av (4) blad och (5) rhizom och rötter (bladen delas från rhizomet vid meristemet). Torrsvikt bestäms genom att torka ålgräset 48 timmar i 60° C.

5.5. Plantering

Information och planering

Eftersom plantorna är känsliga för störning och lätt lossnar från botten den första veckan innan sedimentet har packats (se faktaruta 5.1) är det viktigt att markera planteringsområdet väl med bojar och att sätta upp skyltar där båtaktiviteter, fiske, bad, m.m. undanbeds inom planteringsområdet under den första sommaren. Länsstyrelsen kan utfärda temporära föreskrifter för skydd av ett restaureringsområde. Det är också viktigt att ta kontakt med markägare och informera boende i området om detta. Av samma anledning ska plantering endast utföras under lugna vindförhållanden, framför allt på mer exponerade lokaler där vågerosion annars kan orsaka stora förluster av planterade skott. Eftersom plantering sker i direkt anslutning till skörden måste den planeras noga så att skördade skott kan planteras mindre än tre dagar efter att de skördats. För att undvika att skördat material förstörs p.g.a. osäkra väderförhållanden rekommenderas därför att arbetet planeras i 2-dagarspass, där skott som skördas dag ett planteras dag två (faktaruta 5.3). Eftersom plantering bör utföras på djup över en meter (se avsnitt 2.5.1) så rekommenderas dykning vid plantering eftersom snorkling vid detta djup blir ineffektivt.

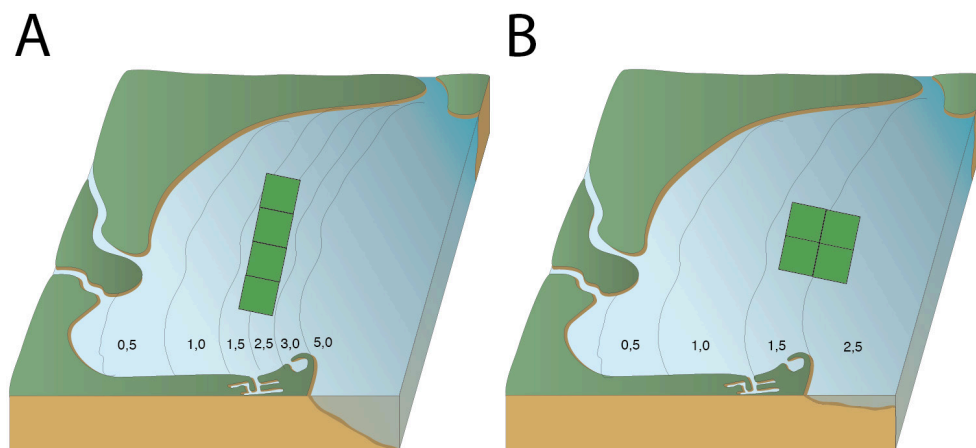
För att sprida på risken att exempelvis en storm slår ut hela restaureringsförsöket vid ett tillfälle (se avsnitt 1.2) rekommenderas om möjligt att storskaliga restaureringsarbeten delas upp på minst fyra olika tillfällen som inkluderar minst två olika lokaler inom samma målområde som restaureras parallellt i minst två omgångar (olika månader eller år). Arbetet bör dock inte delas upp mer än att alla planteringsområden är minst cirka 0,1 ha stora om möjligt (se avsnitt 1.2).

Metoder och utformning av planteringsområde

Baserat på studier i Bohuslän rekommenderas att ålgrässkott planteras med singleskottmetoden där skotten planteras för hand ett och ett utan förankring. Om testplantering indikerat att vågexponering eller strömförhållanden kan leda till erosion av planterade skott kan skotten förankras. Vid måttlig fysisk exponering rekommenderas förankring med böjda bambupinnar som är den minst arbetskrävande och därmed minst kostsamma förankringsmetoden. Vid hög exponering kan förankring med träankare behövas som ger en stark förankring direkt efter plantering (se faktaruta 5.1). Denna metod medför dock ett betydande merarbete vid plantering eftersom dessa ankare måste tillverkas och knyts fast vid varje individuellt skott, varför kostnaden som förankring medför måste vägas in i ekvationen vid val av lokal (se avsnitt 2). Planteringsavstånd mellan skotten påverkar också kostnaden starkt och bör utvärderas i förstudier (se avsnitt 2.6).

Av praktiska skäl rekommenderas att planteringar sker i rektanglar eller kvadrater med en längd på cirka 10–25 m längs en bestämd djupkurva inom planteringsområdet. Storleken på varje **planteringsenhet** är inte central och kan styras av vad en dykare förväntas hinna plantera på en dag. Då en erfaren dykare kan plantera cirka 2000 skott under 6 timmars dykarbete är en planteringsenhet på 500 m² (20 × 25 m) lämplig när skotten planteras med 50 cm mellanrum (4 skott per kvadratmeter), och en enhet på cirka 125 m² (ca 11 ×

11 m) när 16 skott per kvadratmeter ska användas. Dessa planteringsenheter placeras på rad eller i grupp beroende på ljusförhållanden och topografin vid den utvalda restaureringslokalen. För Västerhavet rekommenderas att ålgräs ej planteras på djup grundare än cirka 1,5 meter, och generellt ej djupare än 2,5 m (avsnitt 2.5.1). Många vikar längs med västkusten är smala med sluttande botten vilket gör att planteringsenheterna kan bli smalare än 25 meter och måste placeras på rad för att säkerställa att skotten planteras på optimalt djup, vilket medför att planteringsområdet kan få en långsmal form (figur 5.7a). I andra områden med mer homogent botten djup kan planteringsenheterna placeras centralt i viken där djupförhållandena är optimala (figur 5.7b). Vi rekommenderar att flera planteringsenheter placeras utan mellanrum intill varandra så att ett planteringsområde på minst 1 000 m² (0,1 ha) uppnås. När formen och utformningen av planteringen är bestämd är det viktigt att märka ut planteringsytan med bojar på ytan (alternativt med GPS-punkter). Detta underlättar både vid själva planteringsarbetet men även då ytan ska återlokaliseras under övervakning och för att skydda planteringarna från exempelvis båttrafik.

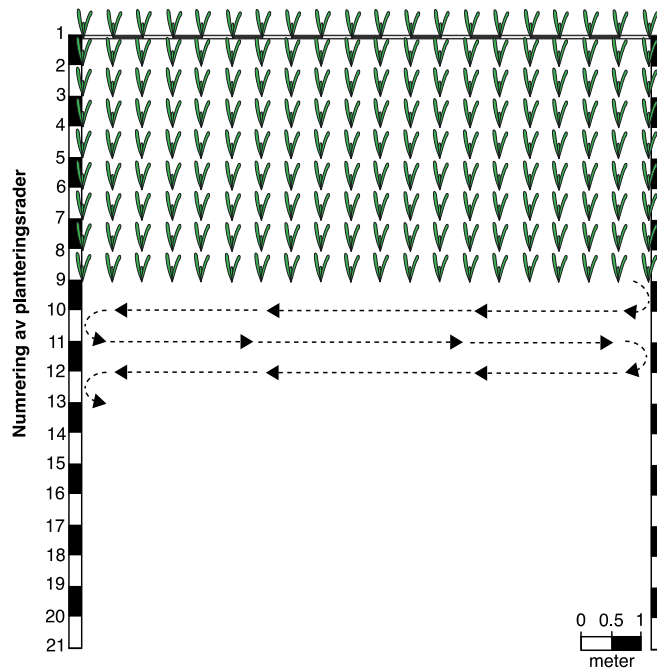


Figur 5.7. Exempel på utformning av planteringsytor i två vikar. A) Exemplet visar en vik med en skarpt sluttande botten där optimalt planteringsdjup har bestämts till mellan 1,5–2,5 meter. I och med den skarpa sluttningen placeras planteringsenheterna därför på rad längs med viken. B) Exemplet visar en lokal med mycket svag sluttning där planteringsenheterna istället planteras mer centrerat i viken.

Utförande av plantering

För att kunna identifiera eventuella orsaker till att skotten skadas eller dör bör övervakningen av planteringen starta, och instrument som kontinuerligt mäter ljus, temperatur samt salthalt placeras ut (se avsnitt 6) innan planteringen inleds.

Planteringsarbetet startas genom att planteringsenheternas alla hörn markeras med en stav med boj till ytan samt med måttband eller markeringslinor med halvmetersmarkeringar längs alla 4 sidor (figur 5.8). Dessa måttband fungerar som guide åt personen som planterar för att säkerställa att skotten planteras med rätt avstånd. Måttbanden och repen plockas bort efter att planteringen är klar och flyttas därefter för uppmärkning av nästa kvadrat.



Figur 5.8. Beskrivning av planteringsprocessen med skott. Bilden visar som exempel en planteringsenhet på 100 m² där skott planteras med 50 cm mellanrum. 10 m långa markeringslinor sätts ut längs alla sidor för att underlätta navigering och placering av skott. Efter att första raden har planterats används skotten på denna rad som referens när rad två planteras osv.

Dykaren som ska utföra planteringen tar med en nätkasse med 10 buntar á 50 skott, där kassen fästs vid dykaren med karbinhake via en tamp av lämplig längd så att kassen inte stör arbetet. En bunt i taget plockas upp ur nätkassen och gummibandet avlägsnas. Buntens med skott hålls i ena handen och planteringen utförs med den andra till dess att alla skott i buntens är planterade, då nästa bunt plockas upp ur kassen. Skotten planteras ett och ett vid markerat avstånd på måttbandet genom att rhizomen försiktigt trycks snett ned i sedimentet med hjälp av 2–3 fingertoppar placerade längs med längden av rhizomen (figur 5.2). Detta gör så att ostört sediment faller ovanpå rhizomen, vilket ökar förankringen av planterade skott jämfört med om skottet hade tryckts rakt ned i sedimentytan. Tekniken bör övas av dykarna innan starten, tills planteringen kan utföras korrekt av alla utövare. Den första raden av skott planteras längs måttbandet som löper längs med stranden eller djupkurvan där måttbandet hjälper dykaren att placera skotten med rätt avstånd. När dykaren når ett av de vertikalt placerade banden som markerar att den första raden av skott planterats ut vänder personen och planterar skott på tillbakavägen med första radens plantor som guide för rad två osv. tills hela planteringsenheten är fylld. De vertikalt placerade måttbanden används som guide för att starta nästa rad på rätt avstånd från föregående rad (figur 5.8).

Eftersom skotten är känsliga för störning direkt efter plantering är det viktigt att minimera all rörelse över planterad yta. Dykaren bör därför alltid placera kroppen utanför planterat område när plantering utförs och undvika att simma över grunda planteringar. Det är av denna anledning bäst att endast en dykare jobbar med varje planteringsenhet, och att dykare i par jobbar med var sin enhet som placeras bredvid varandra med gemensam markeringslina mellan enheterna. Om djupet är större än 1,5 m bör dykarna vara försedda med markeringsflöte till ytan för att underlätta positioneringen av dykarna.

6. Utvärdering av restaurering

6.1. Betydelsen av att dokumentera och utvärdera resultaten

Målet med restaurering av ålgräs är att försöka återupprätta en livskraftig livsmiljö samt dess ekosystemtjänster, motsvarande det som gått förlorat historiskt eller som ett resultat av direkt mänsklig påverkan. Vid en restaurering är därför inte målet att bara återskapa en viss areal av livsmiljön, utan också att den ska uppnå en kvalitet som levererar alla ekosystemfunktioner och tjänster som en ålgräsäng normalt producerar. En viktig del av alla restaureringsprojekt är därför att följa upp och utvärdera om dessa mål nåtts efter att restaureringen är genomförd. Att utvärdera om habitatets funktioner och värden återskapats i området är en nyckelfråga inom förvaltningen och bör ha en vetenskaplig grund baserat på insamlad kvantitativ data. Dessutom behöver man definiera vad framgång innebär och hur detta bedömas så att målen är mät- och uppföljningsbara.

Ett väl utformat övervakningsprogram är därför nödvändigt för att kunna utvärdera om målet med restaureringen nåtts och åtgärden har gett önskad förbättring av miljön. Detta är också centralt för att säkerställa att t.ex. en exploatör har uppfyllt kraven i ett kompensationsärende. En regelbunden provtagning av planteringen är också viktig för att öka kunskapen om olika restaureringsmetoder för ålgräs. Även en misslyckad restaurering kan vara värdefull om övervakning tillåter att orsakerna till misslyckandet identifieras så att de kan undvikas i framtida projekt. Frekvent provtagning tillåter också att eventuella problem och störningar av planteringen snabbt kan upptäckas och eventuellt åtgärdas innan det är för sent, eller påvisa behov av att göra om planteringen för att nå målen i tid. **Övervakning av planterat ålgräs är därför en mycket viktig del i restaureringsarbetet och bör vara en självklar del i budgeten för varje projekt, och ställas som krav vid kompensationsrestaurering.**

6.2. Variabler och kriterier vid utvärdering av restaurering

Målet med restaureringen av ålgräs ska vara att återskapa en äng med de ekosystemfunktioner som gått förlorade, vilket uppfylls genom att de glest planterade skotten tillväxer och fyller ut planteringsytan, och helst expanderar utanför denna. Den planterade ängen ska därför inte bara uppnå en viss areal, utan också uppnå strukturella (skotttäthet, biomassa och täckningsgrad m.m.) samt funktionella karaktärer (abundans och biodiversitet av växter och djur, inlagring av kol och kväve, förbättrad vattenkvalitet, m.m.) karaktärer jämförbara med de hos naturliga ålgräsängar som finns i området.

En rad olika variabler har använts för att utvärdera om planterat ålgräs uppnått strukturella och funktionella mål; exempelvis skotttäthet, procentuell täckning, bladlängd, biomassa, abundans och diversitet av blad- och infauna, ljusförhållanden, näringshalt, klorofyllkoncentration i vattnet, m.m. (Fonseca m.fl. 1998, Short m.fl. 2000, Orth m.fl. 2012). Provtagning av exempelvis fauna

kan ge information om återhämtningen av ekosystemens funktion och tjänster till människan, men kan vara svåra att provta regelbundet eftersom provtagning och framför allt analys av fauna kan vara mycket kostsamma. Därför bör de variabler som övervakas regelbundet vara billiga men samtidigt kunna ge bra indikationer av hur väl funktionella egenskaper har återskapats. I USA har det föreslagits att utvärderingar av ålgräsrestaureringar i första hand ska fokusera på hur plantorna överlever och tillväxer eftersom sjögräsets struktur korrelerar starkt med andra biologiska och fysiska variabler som utgör viktiga ekosystemfunktioner (t.ex. sedimentstabilisering, upptag av näringsämnen, m.m., Fonseca m.fl. 1998). Dessa studier föreslår därför att man i första hand ska mäta exempelvis skottäthet, täckningsgrad och utbredning av den planterade ängen för att bedöma om en restaurering varit lyckad eftersom variablerna tillsammans beskriver status på planteringen och dess funktion.

Även om många användbara variabler tagits fram för att beskriva ålgräsets kvalitet preciseras mer sällan hur dessa ska bedömas med kriterier och gränsvärden. En metod som föreslagits av Short m.fl. (2000) är att använda referensängar för att identifiera dessa gränsvärden. Där används värdet av t.ex. skottäthet från den restaurerade ängen tillsammans med medelvärdet av skottäthet från referensängar för att beräkna en "kvalitetskvot", vilken sedan bedöms mot ett gränsvärde som baseras på variabelns variation inom referensängarna (se Moksnes 2009 för en summering på svenska; faktaruta 6.2 för räkneexempel). Metoden är jämförbar med de "ekologiska kvalitetskvoter" som används vid statusklassning enligt vattendirektivet. Fördelen med denna typ av utvärdering är att den baseras på kvantitativ data och möjliggör en objektiv bedömning av om målen nåtts med restaureringen (se avsnitt 6.5 för detaljer).

I denna handbok rekommenderas **att restaureringen utvärderas och bedöms genom att provta och jämföra den restaurerade ängen med minst två s.k. referensängar**. För att ta hänsyn till ålgräsets naturligt stora variation mellan år, samt att återhämtning av habitatets funktioner tar minst 5–10 år (Fonseca m.fl. 1998, Marba m.fl. 2015) rekommenderas att ålgräsplanteringar övervakas i 10 år. I första hand rekommenderas att **enkla ålgräsvariabler (skottäthet, biomassa och ängens utbredning) övervakas årligen, och att ängens ekosystemfunktioner utvärderas efter 5 och 10 år**.

6.3. Rekommenderad utformning av övervakningen

För svenska förhållanden rekommenderas att övervakningen fokuserar på variabler som återspeglar ålgräsets hälsa och tillväxt de första åren, då risken för förluster är störst, och att provtagning av olika ekosystemfunktioner sker först 5 och 10 år efter planteringen. I faktaruta 6.1 presenteras ett provtagningsschema för övervakning av en restaurerad ålgräsäng under 10 år. Om övervakningen endast pågår i 5 år, exkluderas provtagningen år 7 och 10, men är i övrigt den det samma. All övervakningsdata samlas in under tillväxtsäsongen för ålgräs (maj–september) där provtagningen i huvudsak utförs när ålgräset har störst biomassa i augusti månad. Det är viktigt att provtagningen utförs vid samma tidpunkt varje år för att jämförelser mellan år ska kunna anses vara tillförlitliga.

Faktaruta 6.1. Schema för övervakning av restaurerat ålgräs**År 0**

Juni (vid start av plantering)	Tag morfologiska mått och biomassa på planterade skott Placera ut instrument för kontinuerlig mätning av ljus och temperatur.
Juli (1 månad efter plantering)	Provtag skottäthet, bladantal och längd samt planteringsens utbredning. Rengör och läs av instrument
Augusti (provtagning i referensängar)	Provtag skottäthet, biomassa samt ängens utbredning.
Aug-Sept (ca 2.5 månader efter plantering)	Provtag skottäthet, bladantal och längd, biomassa av hela skott, samt planteringsens utbredning Tag upp och läs av instrument

År 1

Juni	Provtag skottäthet, bladantal och längd samt planteringsens utbredning.
Augusti	Provtag skottäthet, bladantal och längd, biomassa av hela skott, samt planteringsens utbredning.

År 2

Augusti	Provtag skottäthet och planteringsens utbredning.
---------	---

År 3

Augusti	Provtag skottäthet och planteringsens utbredning.
---------	---

År 4

Augusti	Provtag skottäthet och planteringsens utbredning.
---------	---

År 5

Augusti (provtagning utförs i både planterad äng och referensängar)	Placera ut ljusmätare Provtag skottäthet, biomassa samt ängens utbredning. Provtag sediment Provtag fisk och makrovertebrater.
Aug-Sept (2 veckor senare)	Ta upp och läs av ljusmätare Bedöm variablerna enligt Faktaruta 7.2

År 7

Augusti	Provtag skottäthet och planteringsens utbredning.
---------	---

År 10

Augusti (provtagning utförs i både planterad äng och referensängar)	Placera ut ljusmätare Provtag skottäthet, biomassa samt ängens utbredning. Provtag sediment Provtag fisk och makrovertebrater
Aug-Sept (2 veckor senare)	Ta upp och läs av ljusmätare Bedöm variablerna enligt Faktaruta 7.2

Provtagningen sker med tätare frekvens den första sommaren eftersom de första månaderna är mest kritiska då ålgrässkotten ska återhämta sig från själva transplanteringen och etablera sig i en ny miljö (figur 6.1). De första veckorna är skotten också dåligt förankrade i sedimenten och känsliga för

starka strömmar och vågerosion. På nordiska breddgrader utgör också den första vintern en kritisk period för fortlevnaden av transplanterade skott då den långa perioden utan ljus kan leda till hög mortalitet i ljusfattiga områden, och isskrapning kan skada grunda planteringar (se avsnitt 2). Det är därför normalt att skotttätheten minskar över den första vintern, för att sedan snabbt öka igen nästa sommar. Genom att ha frekventa provtagningar under det första året ges möjlighet att identifiera orsaken bakom eventuella skottförluster, vilket leder till viktig kunskap och möjligheter att korrigera vissa typer av problem. Det är därför viktigt att dokumentera alla typer av skador på planter, förekomst av algmattor, grävande eller betande djur, uppspolade plantor på stranden, m.m. som kan indikera orsaker till förluster av skott (se avsnitt 2.5). Även en misslyckad plantering kan vara av värde om orsaken kan identifieras och kunskapen ökas. Efter första året sker övervakningen inte lika frekvent, då ängen kan anses ha etablerat sig i den nya lokalen och övervakningen som följer ämnar kontrollera etableringen av ängens strukturella och funktionella karaktärer.



Figur 6.1. Ålgräsplantering. Bilden till vänster visar en plantering av ålgräs i juni 2015 på 2,2 m djup på Gåsö utanför Gullmarsfjorden där ålgrässkott planterats en vecka tidigare med singelskott-metoden med 25 cm mellanrum (16 skott per kvadratmeter). Bilden till höger visar samma plantering i september då skotttätheten ökat till över 90 skott per kvadratmeter på 3 månader. I september täcktes stora delar av ängen av den fintrådiga brunalgen *Ectocarpus siliculosus*. Foto: P. Moksnes.

6.4. Rekommenderade variabler och metoder

I denna handbok rekommenderas att övervakningen initialt fokuserar på tre ålgräsvariabler: skotttäthet, bladmorfologi och ängens utbredning, som enkelt kan provtas i den planterade ängen utan att skada skotten. Dessa variabler provtas vid varje fältbesök i ängen år 0 och 1. Vid slutet av sommaren år 0 tas också biomassaprover av hela skott från både den planterade ängen och referensängen. Efter år 1 provtas endast skotttäthet och utbredning en gång per år fram till år 5 då också prover på biomassa tas både i planterade ängar och referensängarna (faktaruta 6.1). **Dessa provtagningar är snabba och kostnadseffektiva och utgör ett minimum av den övervakning som bör krävas vid alla restaureringar, inklusive kompensations-**

ärenden. Det rekommenderas att också ljusförhållanden mäts vid år 0, 5 och 10 i planterade ängar, samt att sedimentstruktur/organisk halt och makrofauna mäts år 5 och 10 i både planterade ängar och referensängar (faktaruta 6.1) för att undersöka om ålgräsets olika ekosystemfunktioner har återskapats.

Referensängar

Som diskuterats ovan så utgör referensängar en viktig del i övervakningen av ålgräsrestaurering då framgången med en restaurering mäts i relation till förändringar i referensängar. Referensängarna bör vara så opåverkade som möjligt av mänsklig aktivitet och ligga nära restaureringsområdet (se avsnitt 2.7 för detaljer) samt provtas vid samma tidpunkt som de restaurerade ängarna för att undvika att variationer i tid och rum påverkar utvärderingen (Short m.fl. 2000). Referensängarna bör också vara så lika restaureringsängen som möjligt i fråga om exponering och djup så att variablerna som mäts är jämförbara. Av denna anledning bör ett djupintervall provtas i referensängar som reflekterar djupet i den planterade ängen. Dessa ängar provtas i augusti år 0, samt år 5 och 10. Genom att mäta dessa variabler i referensängarna vid flera olika år kan naturliga variationer i t.ex. ängars utbredning och biomassa identifieras och beaktas vid utvärderingen av restaurerade ängar. Nedan presenteras rekommenderade övervakningsvariabler i detalj.

Skottäthet och bladmorfologi

Skottäthet och bladmorfologi är snabbt och enkelt att mäta i fält, och samtidigt viktiga variabler som indikerar överlevnad, hälsa och tillväxt av planterade skott. Dessa variabler mäts med dykning genom att slumpa ut minst 20 provtagningsrutor i ängen. Provtagningsrutornas storlek anpassas efter planteringsstätheten av skott, där en 1 m² ruta är lämplig för de första provtagningarna då skott planterats med 50 cm mellanrum (4 skott per kvadratmeter) och en 0,25 m² ruta är lämplig då skott planterats med 25 cm mellanrum (16 skott per kvadratmeter; figur 6.2). När skottätheten ökar i ängen kan rutornas storlek minskas (figur 6.1). Inom varje ruta räknas antal skott, och på upp till 5 slumpvis valda skott räknas antalet blad och det längsta bladet mäts. Antalet blad per skott kan också ge viktig information då ett lågt antal blad på ett vuxet skott (<4 blad per skott) kan indikera att ålgräset är stressat (Carr m.fl. 2012). Förändringar i bladlängden på skotten kan också indikera att skotten anpassar sig till ljus och exponeringsförhållanden i den nya miljön. Bladmorfologi mäts endast de första två åren, varefter endast skottäthet mäts (faktaruta 6.1).



Figur 6.2. Provtagning av skotttäthet. Bilden visar en testplantering i Gullmarsfjorden på 1,5 m djup där 9 planterade skott tillväxt till över 100 skott på 14 månader. Provtagningsrutan på bilden är 0,25 m². Foto: E. Infantes.

Vid slutet av tillväxtsäsongen år 0 och 1 (faktaruta 6.1) tas om möjligt också 20 slumpvisa prover där hela ålgrässkott försiktigt grävs upp med rhizom och rötter (figur 6.3). På varje planta mäts antalet skott, total längd och antalet internoder på rhizomet samt, på upp till 5 sidoskott, antalet blad och maximal bladlängd. Även torrsvikt (60° C i 48 h) tas på biomassan över och under sedimentet. Samma mått tas även på skott insamlade vid planteringstillfället (se avsnitt 5.5) varvid mycket precisa mått på skottens tillväxt erhålls. Dessa mått är mycket värdefulla för att prognostisera planterings tillväxt och expansion över tiden.



Figur 6.3. Skotttillväxt efter 14 månader. Bilden visar tillväxten av ett skott med cirka 5 cm långt rhizom som planterats på 1,5 m djup i Gullmarsfjorden 14 månader tidigare. Genom att försiktigt gräva upp hela plantan med äldre rhizom och sidoskott kan mycket exakta mått på tillväxten i stående biomassa erhållas. Foto: E. Infantes.

Areell utbredning och djuputbredning av ålgräs

Den kanske viktigaste variabeln för att bedöma om en restaurering lyckats är den planterade ängens areella utbredning, vilket mäts vid alla fältbesök. **Vid skattningen av den areella utbredningen måste täckningsgraden av ålgräs på botten vara minst 5 % för att inkluderas** (om den bedöms från båt med vattenkikare; Baden m.fl. 2003) eller ha högst 1 m mellan varje ålgrässkott (om den bedöms med dykning). Fläckar i ängen med <5 % täckningsgrad av ålgräs på högst 5 × 5 m bedöms som en del av ängen (NOAA 2014). Om större hål i ängen förekommer ska de exkluderas från den totala arealen.

Om siktdjupet tillåter så mäts den areella utbredningen lättast genom att fotografera planteringen från luften med hjälp av en drönare (se avsnitt 2.4.1 för detaljer; figur 6.4). Markeringsrören i planteringsenheternas hörn kan användas för att korrigera fotona geometriskt och beräkna ytan mer exakt. Observera dock att skottätheter <16 per kvadratmeter är svåra att se från luften, varför observationer i vattnet kan vara nödvändigt under de första provtagningarna (jämför figur 2.3 och figur 6.4). Om inte fjärrfotografering är möjlig kan utbredningen skattas med vattenkikare från båt med GPS, eller med snorkling (se avsnitt 2.4.1). Även sidoseende ekolod kan användas som komplement för att skatta utbredningen om siktdjupet är dåligt.

Det är också viktigt att mäta den maximala djuputbredningen av den planterade ängen och se om denna förändras över tiden. **Den maximala djuputbredningen definieras som den djupaste delen av ängen med minst 5 % täckningsgrad**, och mäts lättast genom att dykare simmar längst den djupaste kanten av ängen. Areell utbredning och djuputbredning mäts också i referensängarna år 0, 5 och 10. Observera att långgrunda lokaler kanske inte tillåter en planterad äng att nå sitt maximala utbredningsdjup under en 5 till 10-årsperiod och därför inte kan jämföras med djuputbredningen hos referensängarna.



Figur 6.4. Bedömning av areell utbredning med drönare. Foto taget med drönare från cirka 100 m höjd över en vik på Gåsö i Lysekils kommun. Den röda cirkeln markerar en testplantering på 10x10 m där ålgrässkott planterats 3 månader tidigare på 2.0 m djup med en skottäthet på 16 skott per kvadratmeter. Vid fototillfället var skottätheten över 90 skott per kvadratmeter i medeltal. De mörkare fläckarna på bilden är små buskar av naturligt ålgräs. Foto: J. Stenström.

Biomassa ålgräs

Biomassa av ålgräs provas av dykare med en mindre provtagningsruta (0,06–0,25 m² beroende på skotttäthet) där allt ålgräs inom rutan (inklusive rhizom och rötter) grävs upp och tas med till laboratoriet. Där sköljs skotten noga för att avlägsna sediment och löst sittande epifyter varefter blad och rhizom med rötter torkas separat i 60°C i 48 timmar för att bestämma torrsvikt per ytenhet (g per kvadratmeter) över och under sedimentytan. Prover på biomassa tas år 0, 5 och 10 i både planterade ängar och referensängar (faktaruta 6.1).

Ljustillgång och temperatur

Tillgången på ljus är kritisk för att planterade skott ska överleva och tillväxa, och variation i ljustillgången kan förklara förluster av nyplanterade skott (se figur 2.6). Likaså kan hög temperatur påverka ålgräset negativt bl.a. genom att orsaka syrebrist. För att kunna detektera eventuella problem med ljustillgång och temperatur rekommenderas därför att ljuset mäts kontinuerligt på två djup intill planteringen under den första sommaren för att kunna beräkna ljusets extinktionskoefficient (Kd) och andelen av ljuset vid ytan som når skotten (se faktaruta 2.2 och avsnitt 2.5.2 för metoder). Vidare rekommenderas att temperaturen mäts vid ett djup.

Variabler som indikerar ängens ekosystemfunktioner

Eftersom ett huvudmål vid ålgräsrestaurering är att återskapa ängens ekosystemfunktioner och tjänster är det viktigt att försöka skatta dessa i den restaurerade ängen. I svenska vatten anses ålgräsängar bidra med flera viktiga ekosystemfunktioner, bl.a. ökad biodiversitet, ökad produktion av fisk och skaldjur, förbättrad vattenkvalitet samt ökat upptag och långtidsförvaring av kol och kväve (se Moksnes m.fl. 2016, avsnitt 3.2). Det rekommenderas därför att nedanstående tre variabler mäts som kan indikera förändringar av dessa funktioner under år 5 och 10 i både den planterade ängen och i referensängar (faktaruta 6.1).

Sedimentvariabler. Förändringar i kornstorlek och organisk halt i sedimentet kan indikera ökad sedimentation och lagring av kol och kväve. Därför rekommenderas att 10 slumpvisa sedimentprover tas av de översta 12 cm av sedimentet i både planterade ängar och referensängar. Sedimentpropparna bör delas och analyseras i tre fraktioner (0–4, 4–8, 8–12 cm) för att se förändringar i inlagringen över tid (se faktaruta 2.5 för metoder). Om resurser finns bör även kol och kväveinnehåll analyseras i sedimentproverna.

Ljus. För att undersöka om den planterade ängen förbättrat vattenkvaliteten och ljusförhållandet på lokalen rekommenderas att kontinuerliga ljusmätningar görs på två djup inom den planterade ängen år 0, samt år 5 och 10 både inom och minst 50 m utanför den planterade ängen.

Fisk och kräftdjur. En viktig funktion hos ålgräs är att förse djur och växter med en livsmiljö. För att skatta en del av denna funktion rekommenderas att abundans och diversitet av dagaktiva fiskar och större tiofotade kräftdjur (krabbor och räkor) provtas genom att lägga 5 slumpvisa transekter i ängen (20 m långa) där faunan kvantifieras visuellt av dykare som långsamt räknar alla större djur som påträffas på ett bestämt avstånd från transekten (figur 6.5). Studier visar att visuella dyktransekter provtar fler arter än t.ex. provfiskanät i tät vegetation (Pratt

& Fox 2001). Utifrån dessa data beräknas antal individer per kvadratmeter och art (för utvalda arter) samt antal arter av fiskar och kräftdjur per äng.



Figur 6.5. Barnkammare för juvenil torsk. En av ålgräsängarnas viktigaste ekosystemfunktioner är att förse juvenil fisk med en uppväxtmiljö. Antalet dagaktiva fiskar och större kräftdjur i en ålgräsäng kan kvantifieras med hjälp av dykare som räknar djuren längs en transekt. Foto: P. Moksnes.

6.5. Bedömning av resultat

Bedömning av hur väl restaureringen uppnått satta mål i fråga om areal och kvalitet utförs 5 och 10 år efter planteringen genom att jämföra den restaurerade ängen med referensängar. Vid bedömningen utvärderas storleken på den restaurerade ängen (den areella utbredningen) separat från variabler som speglar strukturella och funktionella kvaliteter (se faktaruta 6.2).

Vid bedömning av om den planterade ängen har nått satta mål i fråga om areell utbredning tas hänsyn till naturliga variationer i utbredning mellan år. Detta görs genom att justera den uppmätta arealen med den proportionella förändringen i utbredning som skett i referensängarna under samma period. Denna justering görs dock endast om referensängarna minskat i utbredning (faktaruta 6.2).

Faktaruta 6.2. Bedömning av restaureringsresultat

Vid restaurering är viktigt att kunna bedöma om åtgärden lyckats eller inte, så att beslut kan tas om nya åtgärder behövs. Detta gäller speciellt vid kompensationsrestaurering då det kan ställas krav på att restaureringen skall göras om ifall målen inte nåtts. Vid bedömningen utvärderas storleken på den restaurerade ängen (arealen) och kvaliteten separat med olika metoder efter 5 och 10 år.

1. Bedömning av arealen restaurerad äng

Den areella utbredningen av planterat ålgräs mäts som arean med minst 5 % täckningsgrad av ålgräs (se avsnitt 6.4 för detaljer). För att ta hänsyn till naturliga årliga variationer i utbredning, justeras den uppmätta arealen av den planterade ängen år 5 och 10, med den proportionella medelförändringen i areell utbredning av referensängarna från år noll. Denna justering görs endast om referensängarna minskat i utbredning.

Exempel:

Målet med restaureringen var att återskapa 2,0 ha ålgräs, vilket planterades år 0. År 5 uppmättes totalt 1,7 ha ålgräs. Samtidigt skattades att referensäng 1 och 2 minskat med 17 % respektive 23 % i areell utbredning sedan år 0 (proportionell medelförändring = 0,80). Mål med restaureringen: $2,0 \text{ ha} \times 0,8$ (justering för naturlig variation) = 1,6 ha ålgräs
Resultat: 1,7 ha ålgräs.

Bedömning: Målet *areell utbredning* uppnåddes med över 6 % marginal.

2. Bedömning av kvaliteten på den restaurerade ängen

Vid bedömning av kvaliteten på den restaurerade ängen jämförs värden på utvalda variabler mellan den planterade ängen och referensängar genom att beräkna en kvalitetskvot. Detta värde bedöms sedan mot ett gränsvärde som tar hänsyn till den naturliga variationen av variabeln i referensängarna (baserat på Short m.fl. 2000). Nedanstående beräkning görs separat för var och en av variablerna skottäthet, biomassa, maximal djuputbredning, sedimentvariabler samt abundans och diversitet av fisk och kräftdjur.

a. Beräkning av kvalitetskvoten

Kvalitetskvoten beräknas genom att dela variabelvärdet i den planterade ängen med medelvärdet i referensängarna.

Kvalitetskvot = värde i den planterade ängen / medelvärde i referensängarna

b. Beräkning av gränsvärdet

Gränsvärdet beräknas genom att använda standardavvikelsen (SD) för variabeln i referensängarna.

Gränsvärde = (medelvärdet i referensängarna - 1 SD) / medelvärdet i referensängarna

c. Bedömning

Om kvalitetskvoten är större än gränsvärdet har målet uppnåtts.

Exempel:

Skottätheten i den planterade ängen efter 5 år uppmättes i medeltal till 470 skott per kvadratmeter. Skottätheten i referensäng 1 och 2 uppmättes till 490 respektive 640 skott per kvadratmeter vilket ger ett medelvärde och standardavvikelse på 565 respektive 106 skott per kvadratmeter.

Kvalitetskvot = $470/565=0.83$

Gränsvärde = $(565-106)/565 = 0.81$

Bedömning: Kvalitetskvot > Gränsvärde ($0.83 > 0.81$)

I detta exempel bedömdes därför att skottätheten i den restaurerade ängen uppnått ställda mål.

Vid bedömning av strukturella och funktionella kvaliteter på den restaurerade ängen används värden på skottäthet, biomassa, maximal djuputbredning, sedimentvariabler, ljus, samt abundans och diversitet av makrofauna från både den planterade ängen och referensängar för att beräkna en *kvalitetskvot* för varje

variabel. Dessa värden jämförs sedan med ett gränsvärde som baseras på variabelns variation inom referensängarna. Om kvalitetskvoten är högre än gränsvärdet har den restaurerade ängen uppnått kvalitetsmålet för den variabeln (Short m.fl. 2000, se faktaruta 6.2). **För att analysen ska vara pålitlig bör variationen** (mätt som standardavvikelse) **utgöra högst 20 % av variabelns medelvärde i referensängarna** ($SD/Medelvärde \leq 0,20$), vilket motsvarar ett gränsvärde på $\geq 0,80$ (Short m.fl. 2000). **Om endast en representativ referensäng finns att tillgå** för utvärderingen, eller om gränsvärdet inte bedöms tillförlitligt **rekommenderas** att ett fixt gränsvärde på 0,80 används, dvs. **att den restaurerade ängen ska uppnå 80 % av den skottäthet, biomassa, osv. som hittas i referensängen** (NOAA 2014).

7. Kostnad för ålgräsrestaurering i Västerhavet

7.1. Inledning

Nedan följer en summering av skattade kostnader för att restaurera en hektar ålgräs i Bohuslän med skott- och frömetoder. Kostnadsberäkningar är baserade på att arbetet utförs enligt rekommendationerna i denna handbok, och att de utförs av inhyrda utförare med rätt kompetens. De arbetstider som använts vid beräkningarna är baserade på uppmätta tider för olika arbetsmoment vid studier beskrivna i denna handbok. Medelvärden av arbetstider från personal med olika erfarenhet har då använts. Vid beräkning av kostnader för arbete och utrustning har priser som erbjuds av marinbiologiska konsultfirmor i Bohuslän 2015 använts som underlag eftersom det är denna typ av företag som kan förväntas utföra storskaliga restaureringsarbeten (se bilaga 3 för en detaljerad beskrivning av kostnadsberäkningarna).

Restaurering av ålgräs består av tre viktiga delar: (1) utvärdering och val av lokaler för restaurering, (2) skörd och plantering av ålgräs, samt (3) utvärdering av plantering. För att lyckas med en restaurering och för att kunna utvärdera detta är alla tre delar lika viktiga, och medel måste avsättas till alla delar vid planering av ett restaureringsprojekt.

7.2. Summering av resultat

Singelskottmetoden

Val av restaureringslokal och utvärdering av restaureringen påverkas mycket lite av storleken på restaureringsprojektet eller planteringstätheten av skott. För skottmetoder är kostnaden cirka 380 000 kr för val av lokaler och cirka 390 000 kr för en 10-årig övervakning och utvärdering av restaureringen (inklusive rapportskrivning; tabell 7.1). Om utvärderingen utförs efter 5 år är kostnaden cirka 270 000 kr. Däremot är kostnaden för skörd och plantering av skott direkt proportionell mot arealen och skotttätheten av planteringen. För singelskottmetoden, som är den snabbaste och billigaste metoden av de undersökta restaureringsmetoderna, är den totala kostnaden för att skörda och plantera skott för att restaurera en hektar ålgräs cirka 435 000 kr vid en planteringstäthet av 4 skott per kvadratmeter, och cirka 1 728 000 vid en planteringstäthet av 16 skott per kvadratmeter. **Sammanlagt blir därför den totala kostnaden för att restaurera en hektar ålgräs** (inklusive val av lokal och utvärdering) **mellan 1,2 och 2.5 miljoner kr** beroende på skotttätheten som används vid planteringen (tabell 7.1). Förutom att kostnaden påverkas av planterad skotttäthet så beror den också av planteringstekniken. Om t.ex. lokalen kräver att ålgrässkotten måste förankras, fördubblas kostnaden för plantering (se bilaga 3). Det är därför mycket viktigt att utvärdera optimala planteringstätheter och metoder vid utvärdering och val av restaureringslokalen.

Tabell 7.1. Kostnader vid ålgräsrestaurering. Summering av kostnader för utvärdering av restaureringslokal, skörd och plantering (per hektar), samt övervakning och utvärdering under 10 år av restaureringen, vid plantering med singelskottmetoden och frösådd från båt vid två olika planteringstätheter.

Kostnad (kr)	Skott		Frön	
	4 skott m ⁻²	16 skott m ⁻²	4 skott m ⁻²	16 skott m ⁻²
Utvärdering och val av lokal	379 800	379 800	446 700	446 700
Arbetskostnad	295 200	295 200	343 200	343 200
Båt och transport	27 600	27 600	34 500	34 500
Avgifter och material	57 000	57 000	69 000	69 000
Skörd och plantering	435 000	1 728 000	1 638 188	6 361 649
Arbetskostnad	404 500	1 618 000	1 414 485	5 525 189
Båt och transport	26 500	106 000	74 013	285 701
Material	4 000	4 000	149 690	550 759
Övervakning och utvärdering	388 950	388 950	408 000	408 000
Arbetskostnad	337 200	337 200	352 800	352 800
Båt och transport	51 750	51 750	55 200	55 200
Material	0	0	0	0
Totalkostnad	1 203 750	2 496 750	2 492 888	7 216 349

m² = per kvadratmeter

Fröplantering från båt

Kostnaden för val av lokal och utvärdering av restaureringen är något högre för frömetoder än för skottmetoder. Detta beror på det tar ett år extra för planterade frön att bilda vuxna skott, vilket påverkar kostnaden för både utvärdering av lokaler (ca 447 000 kr) och planteringsresultatet (ca 408 000 kr) vilket är cirka 18 % respektive 5 % högre i jämförelse med skottmetoder (tabell 7.1). Den stora skillnaden mellan frö- och skottmetoder är dock arbetsmängden och kostnaden vid skörd och plantering. På grund av att mycket få av de frön som planteras överlever och bildar skott (i medeltal 0,9 % på de djup som rekommenderas för restaurering) så behöver mycket stora mängder blomskott (ca 130 000– 530 000 skott) och frön (ca 4,6–18,2 miljoner frön, beroende på täthet av överlevande skott) samlas in för att restaurera en hektar ålgräs. I jämförelse behöver endast cirka en tredjedel så många vegetativa skott skördas (42 000 till 168 000 skott) för att uppnå samma täthet av restaurerade skott. Denna skillnad medför att det är mer än fyra gånger så dyrt att plantera med frön (ca 1,64 – 6,36 miljoner kr per ha) jämfört med skott. Den totala kostnaden att restaurera en hektar ålgräs med frön (inklusive val av lokal och utvärdering) är mellan 2,5 och 7,2 miljoner kr (tabell 7.1).

Vidare är det nästan 5 gånger snabbare att plantera med skott än med frön. Vid en planteringstäthet på 4 skott per kvadratmeter kan 4 dykare skörda och plantera en hektar ålgräs med singelskottmetoden på 10 arbetsdagar. Samma dykargrupp skulle behöva 28 arbetsdagar bara för att skörda de blomskott som

behövs för att restaurera en hektar med frön, varefter 4 personer behöver ytterligare 19 arbetsdagar för att utvinna frön, medan planteringen kan utföras på endast en dag (totalt 48 arbetsdagar; tabell 7.2). För att frömetoder ska kunna konkurrera med skott i kostnad måste andelen sådda frön som bildar skott öka till över 3 % (se bilaga 3). Idag hittas endast denna höga frööverlevnad på djupa (4–5 m) skyddade bottnar som generellt inte rekommenderas för restaurering på grund av låg skotttillväxt.

Tabell 7.2. Jämförelse av kostnader vid skörd och plantering av en hektar ålgräs med skott och frön. Jämförelse av antal skott som behövs, antal arbetsdagar vid skörd, fröproduktion och plantering, samt olika typer av vid restaurering med skott och frö vid två olika planteringstätheter, där etableringen av planterade frön antas ligga på 0,88 %.

	Skott		Frön	
	4 skott m ⁻²	16 skott m ⁻²	4 skott m ⁻²	16 skott m ⁻²
Antal skott	42 000	168 000	133 690	534 759
Antal d skörd	5	20	28	111
Antal d fröprod.	-	-	19	69
Antal d plantering	5	20	1	1
Kostnad (kr)				
Skörd	205 750	817 000	1 242 263	4 963 051
Arbetskostnad	190 000	760 000	1 169 700	678 800
Båt och transport	13 750	55 000	70 563	282 251
Material	2 000	2 000	2 000	2 000
Fröproduktion	0	0	372 475	1 375 148
Arbetskostnad			226 785	828 389
Material och avgift			145 690	546 759
Plantering	229 250	911 000	23 450	23 450
Arbetskostnad	214 500	858 000	18 000	18 000
Båt och transport	12 750	51 000	3 450	3 450
Material	2 000	2 000	2 000	2 000
Totalkostnad	435 000	1 728 600	1 636 188	6 359 643

m⁻² = per kvadratmeter

Sammanfattningsvis så beräknas kostnaden för att restaurera en hektar ålgräs med singelskottmetoden variera mellan 1,16 och 2,34 miljoner kr, vilket inkluderar ett års utvärdering av potentiella lokaler, skörd och plantering av skott, samt 10 års utvärdering av restaureringen. Samma restaurering skulle bli över 2–3 gånger så dyr (2,49–7,22 miljoner kr) och ta två år längre tid innan en etablerad ålgräsäng återfås om tillgängliga metoder för frörestaurering används. **Idag rekommenderas därför restaurering med singelskottmetoden i svenska vatten.**

8. Omnämningen

Vi tackar följande personer för värdefulla synpunkter på handbokens innehåll: Ingemar Andersson och Malin Hemmingsson vid Havs- och vattenmyndigheten, Kerstin Mo och Lena Tranvik vid SLU ArtDatabanken, Jens Olsson, Patrik Kraufvelin och Ulf Bergström vid SLU Aqua, Ewa Lawett, Jessika Öberg och Johan Larsson vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Rita Jönsson vid Länsstyrelsen i Kalmar län, Professor Leif Pihl, Marine monitoring, Lars-Harry Jenneborg, HydroGIS AB, Ulrika Marklund vid Orust kommun, Maria Hübinette vid Kungälv kommun, Professor Susanne Baden vid Göteborgs universitet, Docent Martin Gullström vid Stockholms universitet, Professor Erik Kristiansen vid Syddansk universitet, Danmark (NOVAGRASS projekt) och Docent Christoffer Boström vid Åbo Akademi, Finland.

9. Källförteckning

- 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.
- Baden S, Boström C, Tobiasson S, Arponen H, Moksnes P-O (2010) Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic-Skagerrak area. *Limnol Oceanogr* 55:1435–1448.
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson C-J, Åberg P (2012) Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser* 451: 61–73.
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM eds. (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project. ISBN: 87-89143-21-3.
- Bos AR and van Katwijk MM (2007) Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. *Mar Ecol Prog Ser* 336:121–129.
- Boström C, Baden SP, Krause-Jensen D (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green, EP, Short FT (Eds.) *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA, pp. 27–37.
- Boström C, Baden S, Bockelmann A-C, Dromph K, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Möller T, Nielsen Laurentius S, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E (2014) Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. DOI:10.1002/aqc.2424.
- Calumpong HP, Fonseca MS (2001). *Seagrass Transplantation and Other Seagrass Restoration Methods*. *Global Seagrass Research Methods*, Amsterdam, pp. 425–443.
- Canal-Verges P, Vedel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications for ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649: 69–76.
- Carr J, D’Odorico P, McGlathery K, Wiberg P (2012) Modeling the effects of climate change on eelgrass stability and resilience: future scenarios and leading indicators of collapse. *Mar Ecol Prog Ser* 448:289–301.
- Cole GS and Moksnes P-O. (2016) Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science*. 2:121. DOI: 10.3389/fmars.2015.00121.
- Christensen PB, Sortkjaer O, McGlathery KJ (1995) *Transplantation of eelgrass*. National Environmental Research Institute Technical Report. ISBN 87-7772-231-0.
- Davis RC and Short FT (1997) Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. *Aquat Bot* 59:1–15.
- Davis RC, Short FT, Burdick DM (1998) Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. *Rest Ecol* 6:297–302.
- Delefosse M, Kristensen E (2012) Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. *J Sea Res* 71, 41–49.
- Dennison WC, Aller RC, Alberte RS (1987) Sediment ammonium availability and *Zostera marina* (eelgrass) growth. *Mar Biol* 94: 469–477.
- Dennison WC, Orth RJ, Moore KA, Stevenson JC, Carter V, Kollar S, Bergstro, PW, Batiuk RA (1993) Assessing water quality with submerged aquatic

- vegetation: Habitat requirements as barometers of Chesapeake bay health. *BioScience* 43:86–94.
- Duffy JE, Hughes AR, Moksnes P-O. 2014. Ecology of seagrasses. *In*: Bertness et al. Community Ecology and Conservation. pg 272–298. Sinauer Associates.
- Eriander L, Infantes E, Olofsson M, Olsen JL, Moksnes P-O. (2016) Assessing methods for restoration of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a cold temperate region. *J Exp Mar Biol Ecol.* 479:76–88.
DOI:10.1016/j.jembe.2016.03.005
- Eriksson BK, 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.
- Fonseca MS, Kenworthy WJ (1987) Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquat Bot* 27:59–78.
- Fonseca MS, Kenworthy WJ, and Thayer GW (1998) Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No. 12.
- Fonseca MS (2011) Addy revisited: What has changed with seagrass restoration in 64 years? *Ecol Rest* 29:73–81.
- Fonselius S (1995) Västerhavets och Östersjöns Oceanografi. ISBN 91-87996-07-3.
- Garbary DJ, Miller AG, Williams J, Seymour NR (2014). Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Mar Biol* 161:3–15.
- Giesen WBJT, van Katwijk MM, den Hartog C (1990) Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquat Bot* 37:71–85.
- Goodman JL, Moore KA, Dennison WC (1995) Photosynthetic response of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquat Bot* 50: 37–47.
- Goshorn DM (2006) Large-scale restoration of eelgrass (*Zostera marina*) in the Patuxent River, Maryland. Submitted to NOAA Chesapeake Bay Program Office, US.
- Govers LL, Suykerbuyk W, Hoppenreijs JHT, Giesen K, Bouma TJ, van Katwijk MM (2014) Rhizome starch as indicator for temperate seagrass winter survival. *Ecological Indicators* 49:53–60.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Christensen PB (2005) Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquat Bot* 82:143–156.
- Gullström M, Sundblad G, Mörk E, Lilliesköld Sjö G, Naeslund M, Halling C, Lindegarth M (2014) Utvärdering av videoteknik som visuell undervattensmetod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter: metodsäkerhet, precision och kostnader. Projektrapport. Naturvårdverket.
- Gustafsson C, Boström C (2009) Effects of plant species richness and composition on epifaunal colonization in brackish water angiosperm communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 382: 8–17.
- Gustafsson C, Boström C (2013) Influence of neighboring plants on shading stress resistance and recovery of eelgrass, *Zostera marina* L. *PLOS ONE*, Vo. 8 Issue 5.
- Gustafsson C, Boström C (2014) Algal mats reduce eelgrass (*Zostera marina* L.) growth in mixed and monospecific meadows. *J of Exp Mar Biol Ecol* 461: 85–92.

- Havs- och Vattenmyndigheten 2012. God Havsmiljö 2012. Inledande bedömning av miljötillståndet och socioekonomisk analys. Avsnitt 2.3.3 Makroalger och gömfröiga växter (sid. 76–89).
- Havs- och vattenmyndigheten 2015. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön.
- Havs- och vattenmyndigheten beslut 2016-03-14 (dnr 3298-15).
- Havet 2016. Om miljötillståndet i svenska havsområden. Havsmiljöinstitutet, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket.
- Holmer M, Bondgaard EJ (2001) Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquat Bot* 70:29–38.
- Holmer M, Frederiksen MS, Mollegaard H (2005) Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effect of sulfur on eelgrass growth. *Aqua Bot* 81: 367–379.
- Holmer M, Nielsen RM (2007) Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *J Exp Mar Biol Ecol* 353: 245–252.
- Infantes E, Terrados J, Orfila A, Canellas B, Alvarez-Ellacuria A (2009) Wave energy and the upper depth limit distribution of *Posidonia oceanica*. *Bot Mar* 52:419–427.
- Infantes E, Eriander L, Moksnes P-O. (2016). Seagrass (*Zostera marina* L.) restoration methods using seeds on the west coast of Sweden. *Mar Ecol Prog Ser.* 546:31–45 DOI: 10.3354/meps11615
- Infantes E, Crouzy C, Moksnes P-O. (*i review*) Seed predation by the shore crab *Carcinus maenas*: a positive feedback preventing recovery of eelgrass *Zostera marina*? PLOS ONE.
- Jephson, T., Nyström, P., Moksnes, P., Baden, S., 2008. Trophic interactions in *Zostera marina* beds along the Swedish coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369, 63–76.
- Karlsson J. 1999. Kungsbackafjordens marina flora: Djuputbredning av makroalger samt utbredning av ålgräs (*Zostera marina*) och nating (*Ruppia maritima*) sommaren 1999. Rapport till Miljö- och hälsoskyddskontoret i Kungsbacka kommun.
- Kenworthy WJ, Fonseca MS (1992) The use of fertilizer to enhance growth of transplanted seagrasses *Zostera marina* L. and *Halodule wrightii* Aschers. *J Exp Mar Biol Ecol* 163:141–161.
- Koch EW (1999) Preliminary evidence on the interdependent effect of currents and porewater geochemistry on *Thalassia testudinum* Banks ex König seedlings. *Aquat Bot* 63:95–102.
- Koch EW (2001) Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries.* 24:1–17.
- Källström B, Nyqvist A, Åberg P, Bodin M, André C (2008) Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat Bot* 88:148–153.
- Lawett, Olsson, Envall (2013) Ålgräs på Västkusten – test av metoder för fjärranalys, kartering, inventering och kvalitetsklassificering. Länsstyrelsen Rapport 2013:84
- Leschen AS, Ford KH, Evans NT. (2010) Successful eelgrass (*Zostera marina*) restoration in a formerly eutrophic estuary (Boston Harbor) supports the use of a multifaceted watershed approach to mitigating eelgrass loss. *Estuaries and coasts* 33:1340–1354.
- Li WT, Kim JH, Park JI, Lee KS (2010) Assessing establishment success of *Zostera marina* transplants through measurements of shoot morphology and growth- *Estuar Coast Shelf Sci* 88:377–384.

- Lillebø AI, Flindt MR, Cardoso P, Leston S, Dolbeth M, Pereira ME, Duarte AC, Pardal MA (2011) Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries. In: Wolanski, E., McLusky, D.S., (eds.) Treatise on Estuarine and Coastal Science, Waltham, Academic Press. 10, pp. 151–164.
- Loo, L-O. 2015. Stora bestånd av ålgräs förlorade i Kattegat. Havet 1888. Havsmiljöinstitutet.
- Lundén B, Gullström M (2003) Satellite remote sensing for monitoring of vanishing seagrass in Swedish coastal waters. Norwegian Journal of Geography 57: 121–124.
- Länsstyrelsen i Kalmar Län (2016) <http://www.lansstyrelsen.se/kalmar/sv/djur-och-natur/skyddad-natur/Pages/pagae.aspx?keyword=restaurering+%c3%a5lgr%c3%a4s> Hämtad 160404.
- Malyshev A, Quijón P a. (2011) Disruption of essential habitat by a coastal invader: New evidence of the effects of green crabs on eelgrass beds. ICES J Mar Sci 68:1852–1856
- Marba N, Arias-Ortiz A, Masque P, Kendrick GA, Mazarraza I, Bastyan GR, Garcia-Orellana J, Duarte CM (2015) Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. J Ecol 103:296–302.
- Marion SR, Orth RJ (2010) Innovative technique for large-scale seagrass restoration using *Zostera marina* (eelgrass) seeds. Rest Ecol 18:514–526.
- Marion SR, Orth RJ (2012) Seedling establishment in eelgrass: seed burial effects on winter losses of developing seedlings. Mar Ecol Prog Ser 448:197–207.
- Merkel KW (1988) Eelgrass transplanting in south San Diego Bay, California. pp. 28–42. In: Merkel KW and RS Hoffman (eds.). Proceedings of the California Eelgrass Symposium. May 27–28, 1988, Chula Vista, California. Sweetwater River Press, National City, CA.
- Merkel KW (1992) Mission Bay Eelgrass Inventory: September 1992. Prepared for the City of San Diego.
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S (2008) Trophic cascades in a temperate seagrass community. Oikos 117: 763–777.
- Moksnes P-O (2009) Restaurera ålgräsängar. Länsstyrelserapport 2009:26, ISSN:1403-168X.
- Moksnes P-O, Belgrano A, Bergström U, Casini M, Gårdmark A, Hjelm J, Karlsson A, Nilsson J, Olsson J, Svedäng H. (2011) Överfiske – En miljöfarlig aktivitet: Orsaker till fiskbeståndens utarmning och dess konsekvenser i svenska hav. Havsmiljöinstitutets rapport 2011:4.
- Moksnes P-O, Elam J, Grimvall A (2015) Samlad analys av regionala och nationella havsmiljödata. Havsmiljöinstitutet. Rapport 2015:2
- Moksnes P-O, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E. (2016) Förvaltning och restaurering av ålgräs i Sverige – Ekologisk, juridisk och ekonomisk bakgrund. Havs- och Vattenmyndigheten. Rapport nummer 2016:8, 148 sidor, ISBN 978-91-87967-16-0.
- Murphey PL, Fonseca MS (1995) Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. Mar Ecol Prog Ser 121: 91–98.
- Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till Handbok 2007:4.
- Nejrup LB, Pedersen MF (2008) Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. Aquat Bo. 88: 139–146.
- NOAA (2014) California eelgrass mitigation policy and implementing guidelines. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) West Coast Region October 2014.

- Nyqvist A, André C, Gullström M, Baden S, Åberg P (2009) Dynamics of seagrass meadows on the Swedish Skagerrak coast. *Ambio* 38: 85–88.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 106:147–156.
- Olsson P (2005) Inventering av ålgräsängar längs Skånes kust. Länsstyrelsen i Skånes Län. Rapport Natur och kultur.
- Orth RJ, Luckenback M, Moore A (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. *Ecology* 75:1927–1939.
- Orth RJ, Harwell MC, Fishman JR (1999) A rapid and simple method for transplanting eelgrass using single, unanchored shoots. *Aquat Bot* 64:77–85.
- Orth RJ, Harwell MC, Bailey EM, Bartholomew A, Jawad JT, Lombana AV, Moore KA, Rhode JM, Woods HE (2000) A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Mar Ecol Prog Ser* 200:277–288.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56:987–996.
- Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB (2012) Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Mar Ecol Prog Ser* 448:177–195.
- Paling EI, Fonseca M, van Katwijk MM, van Keulen M (2009) Seagrass restoration. In *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach* ed. G. Perillo, E. Wolanski, D. Cahoon, and M. Brinson, 687–713. Amsterdam: Elsevier.
- Park JI, Lee K-S (2007) Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. *Mar Poll Bull* 54:1238–1248.
- Pedersen TM, Sand-Jensen K, Markager S, Nielsen SL (2014) Optical changes in a eutrophic estuary during reduced nutrient loading. *Estuaries and Coasts* 37:880–892.
- Philippart CJM (1994) Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 111:251–257.
- Pickerell C, Schott S, Wyllie-Echeverria S (2005) Buoy-deployed seeding: demonstration of a new eelgrass (*Zostera marina* L.) planting method. *Ecol Eng* 25: 127–136.
- Pihl L, Isaksson I, Wennhage H, Moksnes PO (1995) Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Neth J Aquat Ecol* 29:349–358.
- Pihl L, Svensson A, Moksnes P-O, Wennhage H (1999) Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J Sea Res* 41:281–294.
- Pratt TC, Fox MG. (2001) Comparison of two methods for sampling a littoral zone fish community. *Archiv für Hydrobiologie* 152:687–702.
- Rasmusson L (2015) Seagrass respiration – an assessment of oxygen consumption patterns of temperate marine macrophytes. PhD-thesis. Stockholm University.
- Salo T, Gustafsson C, Boström C (2009) Effects of plant diversity on primary production and species interactions in a brackish water seagrass community. *Mar Ecol Prog Ser* 396: 261–272.
- Salo T, Pedersen MF, Boström C (2014). Population specific salinity tolerance in eelgrass (*Zostera marina*). *J Exp Mar Biol Ecol* 461: 425–429.
- SCEMP (1991) Southern California eelgrass mitigation policy. NOAA, California, USA.
- Short, FT., Burdick, DM., Short, CA., Davis, RC., & Morgan, PA. (2000). Developing success criteria for restored eelgrass, salt marsh and mud flat habitats. *Ecol Eng* 15: 239–252.

- Short FT, Davis RC, Kopp BS, Short CA, Burdick DM (2002a) Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Mar Ecol Prog Ser* 227:253–267.
- Short FT, Kopp BS, Gaeckle J, and Tamaki H (2002b). Seagrass ecology and estuarine mitigation: a low cost method for eelgrass restoration. *Japan Fisheries Science*, 68: 1759–1762.
- Sumoski S, Orth R (2012) Biotic dispersal in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 471:1–10.
- Sundbäck K, Miles A, Hulth S, Pihl L, Engström P, Selander E, Svenson A (2003) Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. *Mar Ecol Prog Ser* 246: 115–126.
- Svensson L (2014) Bland sjögräs och tång i Hanöbukten. Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike. Rapport 2014:07.
- Thom RM, Southard SL, Borde AB, Stoltz P (2008) Light requirement for growth and survival of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Pacific northwest (USA) estuaries. *Estuaries and Coasts* 31:969–980.
- Valdemarsen T, Canal-Verges P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Mar Ecol Prog Ser* 418:119–130.
- Valdemarsen T, Wendelboe K, Egelund JT, Kristensen E, Flindt M (2011) Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *J Exp Mar Biol Ecol* 410:45–52.
- Valdemarsen T, Quintana CO, Kristensen E, Flindt MR (2014) Recovery of organic enriched sediments through microbial degradation – implications for eutrophic estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 503:41–58.
- van Katwijk MM, Vergeer LHT, Schmitz GHW, Roelofs JGM (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 157:159–173.
- van Katwijk MM, Schmitz GHW, Hanssen LSAM, den Hartog C (1998) Suitability of *Zostera marina* populations for transplantation to the Wadden Sea as determined by a mesocosm shading experiment. *Aquat Bot* 60:283–305.
- van Katwijk MM, Bos AR, de Jonge VN, Hanssen LSAM, Hermus DCR, de Jonge DJ (2009) Guidelines for eelgrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Mar Poll Bull* 58:179–188.
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A. & Cunha, A. (2015). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *J Appl Ecol* doi: 10.1111/1365-2664.12562
- Wigand C, Churchill A (1988) Laboratory studies on eelgrass seed and seedling predation. *Estuaries* 11:180–183.
- Williams SJ (2001) Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affect both population growth and individual fitness. *Ecol Appl* 11: 1472–1488.
- Worm B, Reusch TBH (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? *Mar Ecol Prog Ser* 200:159–166.
- Zhou Y, Liu P, Liu B, Liu X, Zhang X, Wang F, Yang H (2014) Restoring eelgrass (*Zostera marina* L.) habitats using a simple and effective transplanting technique. *PloS ONE* 9(4): e92982.
- Zimmerman RC, Reguzzoni JL, Alberte RS (1995) Eelgrass (*Zostera marina* L.) transplants in San Francisco Bay: role of light availability on metabolism, growth and survival. *Aquat Bot* 51:67–86.
- Zimmerman A, Canuel EA (2002) Sediment geochemical record of eutrophication in the mesohaline Chesapeake Bay. *Limnol Oceanogr* 47:1084–1093.

Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige

Vägledning

Handboken ger en detaljerad vägledning för restaurering av ålgräs och tar upp alla viktiga steg i restaureringsprocessen, från utvärdering och val av lokaler, samråd och tillstånd, skörd och plantering, till övervakning och utvärdering av resultaten. Metodiken är i första hand utvecklad för Västerhavsområdet, men delar kan också vara tillämpbara i Östersjön efter att metoderna undersökts där.

Även om väl fungerande metoder för ålgräsrestaurering nu finns tillgängliga för svenska förhållanden är restaurering av ålgräs tidskrävande, dyrt och förenat med osäkerheter. Följaktligen 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.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att 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.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:9

ISBN 978-91-87967-17-7 (pdf, digital version)

ISBN 978-91-87967-27-6 (tryckt version)

Havs- och vattenmyndigheten

Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg

Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg

Tel: 010-698 60 00

www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**

