



Länsstyrelserna



Restaurera ålgräsängar



Länstyrelserna

Västra Götaland
Halland
Skåne

Restaurera ålgräsängar

För mer information kontakta:

Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Vattenvårdsenheten

Tel: 031-60 50 00.

Rapporten ingår i rapportserien för Västra Götalands län

Rapport: 2009:26

ISSN: 1403-168X

Projektledare: Ingela Isaksson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Text: Per-Olav Moksnes, Göteborgs Universitet, institutionen för marin ekologi

Foto: Per-Olav Moksnes

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten

Du hittar rapporten på vår webbplats

www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer

Förord

I regeringsbeslut 42 daterat 2007-06-20, infört som uppdrag 51b i ändring av regleringsbrev för Länsstyrelserna för budgetåret 2007, fick ett antal kustlänsstyrelser följande uppdrag:

”Länsstyrelserna i Stockholms, Uppsala, Södermanlands, Östergötlands, Kalmar, Blekinge, Skåne, Hallands och Västra Götalands län skall, i syfte att minska belastning av haven med växtnäringsämnen och stärka den biologiska mångfalden, inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar. De länsstyrelser som är vattenmyndigheter i Västerhavets, Södra Östersjöns och Norra Östersjöns vattendistrikt skall samordna arbetet, ta fram en lista för prioriterade sådana insatser inom respektive distrikt, samt göra en översiktlig bedömning av kostnaderna för genomförande av restaureringsinsatserna. Uppdraget skall genomföras i samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket.” Uppdraget är en del i regeringens havsmiljöinsats för att förbättra havets ekologiska status och har finansierats med 1 miljon kronor via Naturvårdsverket. Samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket har skett genom kontakter, möten och kommentarer på projektplaner. Fiskeriverket samt forskare vid Göteborgs Universitet har även gett underhandskommentarer på riktade uppdrag som genomförts inom projektet.

Som huvudprojektledare i Västerhavsdistriktet tillsattes Ingela Isaksson. Arbetet har genomförts i samarbete med Bo Gustafsson, länsstyrelsen Hallands län och Agnes Ytreberg, länsstyrelsen i Skåne län. Redovisning av uppdraget till Miljödepartementet gjordes av länsstyrelsen i Västra Götalands län i december 2008 genom ”Redovisning av regeringsuppdrag 51b – inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar i Västerhavets vattendistrikt”.

Slutrapporteringen utgörs av totalt 4 rapporter varav innevarande utgör delrapporten ”Restaurera ålgräsängar”, som utförts som ett riktat uppdrag till docent Per-Olav Moksnes vid Göteborgs universitet. Utöver denna rapport utgörs rapportserien av huvudrapporten ”Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt” och ”Fyra fallstudier för att minska övergödningen i Västerhavets vattendistrikt” (genomfört i nära samarbete med uppdraget ”Finn de områden som göder havet mest”), samt rapporten ”Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda havsvikar” vilken även denna genomförts som riktat uppdrag av forskare vid Göteborgs universitet.

Karin Pettersson

Biträdande vattenvårdsdirektör

Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Innehållsförteckning

Förord	1
Innehållsförteckning	2
Sammanfattning	3
1. Bakgrund – sjögräs ekologi, funktion och hot.....	5
1.1. Sjögräs i Sverige.....	5
1.2. Ålgräsets ekologi.....	5
1.3. Sjögräsekosystem – funktioner och tjänster.....	7
1.4. Sjögräsekosystem i global kris	8
1.5. Övergödning	9
1.6. Naturlig återetablering av ålgräs.....	10
Självregenererande problem	10
Återetablering i gynnsamma miljöer.....	11
Betydelse av fröbankar	11
1.7. Status av ålgräs runt Sverige	11
Danmark.....	11
Sverige	12
2. Restaurering och kompensationsåtgärder för sjögräs ...	15
2.1. Förvaltning av ålgräs.....	15
2.2. Restaurering och kompensationsåtgärder	15
2.3. Restaureringsmetoder för ålgräs	17
Val av lokal för restaurering	17
Planteringsmetoder.....	22
2.4. Kostnad för ålgräsplantering.....	26
2.5. Genetiska aspekter vid restaurering	26
2.6. Vikten av att sprida risker	27
2.7. Utvärdering av restaurering	27
3. Restaurering av ålgräs i svenska vatten	29
4. Referenser.....	30

Sammanfattning

Sjögräsängar är ett av världens mest värdefulla ekosystem som ger människan unika ekosystemsfunktioner genom att stabilisera sediment och ge ett viktigt habitat för många organismer. Ålgräs är det dominerande sjögräset i Sverige och utgör basen för mycket artrika ekosystem med hög primär- och sekundärproduktion, och som fungerar som viktiga uppväxthabitat för flera kommersiella arter. Sjögräs och påväxtalger tar också upp närsalter och koldioxid ur vattnet, vilka till stor del binds i sedimentet, varför sjögräsängar minskar övergödningen och växthuseffekten. Sjögräsängar fungerar även som sedimentfällor som avlägsnar organiska föroreningar ur vattnet och ger klarare vatten. Sammantaget medför detta att sjögräsängar utgör unika habitat vilkas funktioner inte kan ersättas av något annat habitat, t.ex. en bädd av makroalger eller musslor.

Ålgräsängar är hotade ekosystem vars utbredning har minskat dramatiskt över norra halvklotet de senaste 30 åren. Baserat på genomförda undersökningar i fem av Bohuslänns kustkommuner har det påvisats att utbredningen av ålgräsängar minskat med över 50% sedan 1980-talet. En huvudorsak till förlusten tros vara övergödning. Ålgräs är anpassade för levnadsbetingelser i klara och näringsfattiga hav och riskerar att konkurreras ut av snabbväxande alger vid höga halter av närsalter.

Undersökningar har visat att även när miljön förbättras har ålgräset begränsade möjligheter att naturligt återetablera sig på grund av långsam vegetativ tillväxt och kort spridningsförmåga med frön. Restaurering av ålgräsbestånd genom att transplantera levande ålgräs skulle kunna vara en effektiv metod att skynda på eller möjliggöra en återkolonisering, men kräver noggranna förstudier.

Ålgrästransplantering har använts som en metod att restaurera skadade eller förlorade ålgräshabitat i bl.a. USA i över 50 år och anses idag vara en väl fungerande restaureringsmetod under förutsättning att lokal och metod för restaureringen noggrant utvärderas.

Historiskt har dock överlevnaden hos restaurerade ålgräsbestånd varit relativt låg (42%). Den vanligaste orsaken till att restaureringen misslyckats är att felaktiga lokaler valts för plantering, där ljustillgången, exponering eller andra faktorer inte tillåtit tillväxt av ålgräs. Eftersom restaurering är mycket kostsam måste miljöförhållanden och möjligheterna till naturlig återkolonisering noga undersökas innan restaurering påbörjas.

Tranplantering har också använts som en kompensationsåtgärd för ålgräsbestånd som förstörs vid exploatering. Denna typ av restaurering misslyckas dock oftast eftersom lämpliga lokaler för transplantering oftast saknas lokalt. Kompensationsrestaurering bör därför undvikas om möjligt.

Olika transplanteringsmetoder av både plantor och frön har använts för ålgräs med framgång. Lokala förhållanden av exponering, typ av sediment, förekomst av störande djur, m.m. samt den lokala anpassningen hos ålgräset avgör vilken metod

som är mest lämpad. Noggranna studier av ålgrästransplantering måste därför genomföras lokalt innan storskaliga restaureringsprojekt påbörjas.

Idag har inga kända försök gjorts med att restaurera sjögräsängar i Sverige med hjälp av transplantering. Det har däremot blivit vanligt under senare år att exploitörer föreslår att kompensationsrestaurering av ålgräs skall genomföras där friskt ålgräs transplanteras från det exploaterade området till ett närliggande område. Bristen på studier gör det dock svårt för förvaltare att idag bedöma om denna typ av restaurering har förutsättningar att lyckas. Det saknas också kunskap att bedöma om miljöförhållanden idag skulle tillåta restaurering av ålgräsbestånd som försvunnit i Bohuslän sedan 1980-talet, eller vilka metoder som är lämpliga för svenska förhållanden.

I denna rapport ingår en summering av ålgrässets ekologi och hot mot sjögrässystem, samt en summering och utvärdering av kända metoder för ålgräsrestaurering.

1. Bakgrund – sjögräs ekologi, funktion och hot

1.1. Sjögräs i Sverige

Sjögräs är marina fröväxter som har anpassat sig till ett liv under havsytan. Totalt finns 60 olika arter av sjögräs som hittas i grunda kustmiljöer längs världens alla kontinenter, förutom polarhavet. I Sverige förekommer 5 sjögräsarter, ålgräs (även kallad bandtång; *Zostera marina* L.), dvärgålgräs (*Z. noltii* Hornem.), smalt ålgräs (*Z. angustifolia* (Hornem.) Rchb.), hårnating (*Ruppia maritima* L.) och skruvning (*R. cirrhosa* (Petagna) Grande). I Östersjöns bräckta vatten växer sjögräs ofta i blandade bestånd tillsammans med sötvattenslevande blommväxter som borstnate (*Potamogeton pectinatus* L.), ålnate (*P. perfoliatus* L.), trådnate (*P. filiformis* Pers.), hårsärvar (*Zannichellia* spp.) havsnajas (*Najas marina* L.), tre arter av slingor (*Myriophyllum* spp.) samt ett stort antal arter av kransalger.

Ålgräs är den dominerande och största sjögräsarten i svenska vatten som förekommer både i Västerhavet och i Östersjön. Den norra och östra utbredningsgränsen sammanfaller med salthalten 5 promille, dvs. ungefär vid Stockholms norra skärgård. Längs den svenska västkusten utgörs sjögräsbestånden nästan helt av ålgräs även om också natingar (*Ruppia* spp.) kan förekomma i grundare och mer utsötade miljöer. I Bohuslän hittas ålgräset mest i skyddade vikar med leriga till sandiga sediment med hög organisk halt (2-25%), idag oftast på 0,5-4 m djup. I Sydsverige och i Östersjön hittas ålgräset ofta på mer exponerade sandiga lokaler med lägre organisk halt (0,5-1,5%) på 2-6 m djup i blandbestånd med sötvattenslevande blommväxter (Baden & Pihl 1984, Baden & Boström 2001, Boström et al. 2003; se de två sistnämnda referenserna för detaljerad beskrivning av svenska ålgräsbestånd).

Ålgräs är den vanligaste sjögräsarten i tempererade områden på norra halvklotet som dominerar på bägge sidor av Atlanten, och som hittas också i Medelhavet, Svarta Havet och Stilla havet. Den är också den sjögräsart i världen som är bäst studerad både grundvetenskapligt och från ett förvaltningsperspektiv där den används i en mängd restaureringsprojekt i USA och Europa (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004). Mot bakgrund av detta kommer denna översikt att fokusera på ålgräs som studieorganism.

1.2. Ålgräsets ekologi

Ålgräs är en flerårig, enhjärtbladig fröväxt med rotstängel (rhizom, jordstam) och upp till meterlånga, platta, ogrenade blad som växer under vattenytan på mjuka botten på 0,5-10 m djup i opåverkade områden. Ålgräset kan anpassa sin morfologi efter lokala tillväxtförhållanden och får t.ex. längre blad och färre skott om ljusförhållandena är dåliga, och kortare blad, högre skottäthet och mer rötter vid högre vågexponering (Borum et al. 2004). Jordstammen har rötter som förankrar ålgräset i sedimentet och tillåter den att växa både i relativt exponerade, sandiga sediment och i leriga, syrefattiga sediment. Ålgräset är, liksom de flesta

sjögräs, anpassad till miljöer med klart och relativt näringsfattigt vatten. Den kan ta upp näring både med rötterna ur sedimentet och med bladen ur vattenmassan, och kan lagra energi i rotstammen i form av kolhydrater som den kan använda t.ex. för att klara en övervintring. I jämförelse med sjögräs kräver t.ex. växtplankton 4 gånger högre halter av kväve och fosfor, vilket ger sjögräs en konkurrensfördel i näringsfattiga vatten (Borum et al. 2004). I jämförelse med alger har dock ålgräs och andra sjögräs höga krav på ljusstillgången och måste ha runt 20% av ljusstillgången vid ytan för att tillväxa. Växtplankton och alger klarar sig på en tjugondel av denna ljusmängd (Dennison et al. 1993).

Ålgräs är väl anpassade för att tillväxa i sediment med hög organisk halt och dåliga syreförhållanden. I syrefattiga sediment kan vätesulfid bildas som är giftigt för alla organismer och kan döda ålgräsets rhizom och rötter. Ålgräset löser detta genom att transportera syre från bladen ned till rötterna där det avges och hindrar bildningen av vätesulfid (Holmer & Bondegaard 2000). När ljusstillgången försämras på grund av t.ex. ökad halt partiklar i vattnet eller mängden påväxtalger minskar inte bara ålgräsets tillväxt, utan vid en kritisk nivå klarar inte ålgräset längre att minska sulfidhalten i sedimentet varmed rötter och rhizom börjar dö. Många forskare anser att det är denna effekt av minskad ljusstillgång som kan förklara att hela ålgräsängar plötsligt kan dö (Holmer & Bondegaard 2000, Holmer & Laursen 2002).

Ålgräs förökar sig både sexuellt via fröbildning på blomskott och vegetativt (asexuellt) genom förgrenade jordstammar, från vilka nya skott skjuter upp. Blommorna pollineras under vattnet, där trådformiga pollen förs med strömmarna på våren och försommaren, varefter fröna mognar och släpps från blomställningarna under sommaren. Ett skott som blommar dör efter frösättningen varför blomning representerar ett slutstadium i skottets livshistoria. Medellivslängden för ett ålgrässkott är runt 1,5 år (Borum et al. 2004).

En ålgräsäng kan producera stora mängder frön. I Danmark har man uppmätt att 3400-17600 frön m^{-2} produceras inom en äng (Olesen 1999). Fröna sjunker snabbt, och de flesta hamnar inom ålgräsängen eller bara några meter därifrån (Orth et al. 1994). I Danmark hittas upp till 13 000 m^{-2} frön inom ålgräsängar, men <30 frön m^{-2} mellan ängar, vilket tyder på dålig spridning (Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1999). Den stora mängden frön som produceras genererar en fröbank inom ängarna som kan vila i sedimentet i upp till ett år (Orth et al. 2000). En betydande del av fröna försvinner dock på grund av fröpredation från bl.a. krabbor (Fonseca et al. 1998). På grund av konkurrens om ljus överlever få av de nya skotten inom ängen, men de utgör en viktig reserv för populationen om de gamla skotten skulle slås ut av ogynnsamma förhållanden (se "naturlig återhämtning" nedan).

Den vegetativa tillväxten av jordstammen sker i änden av varje rotskott där nya bladskott skjuter upp. Äldre bladskott längre bak på rotskottet faller kontinuerligt av allt eftersom rotstammen tillväxer under sommaren. Livslängden på ett blad är 33-164 dagar beroende på bl.a. temperaturen (Borum et al. 2004). Tillväxten av jordstammar sker i huvudsak från ängens ytterkanter och är relativt långsam. I danska vatten utbreder sig ålgräsängar horisontellt med i medeltal 16 cm per år (Olesen and Sand-Jensen 1994), i varmare vatten är utbredningshastigheten något snabbare (22-31 cm per år; Borum et al. 2004).

I Sverige fortplantar sig ålgräset både vegetativt och sexuellt. I norra Bohuslän utgörs nya skott till 65% av vegetativ tillväxt och 35% av frötillväxt (Källström et

al. 2008). I Östersjön är det mindre vanligt att ålgräset blommar, och på grund av den lägre tillväxten i den låga salthalten hinner få fröskott bli tillräckligt stora för att överleva vintern (Baden & Boström 2001, Boström et al. 2003). Vegetativ tillväxt (klonbildning) dominerar därför i Östersjön, och hela ängar kan bestå av en enda klon. I Bohuslän når biomassan av ålgräs sin topp på sensommaren för att sedan tappa de flesta av sina blad i november-december (Baden & Pihl 1984). Jordstammarna övervintrar i bottensedimentet, för att sedan sätta nya bladskott på våren. Det förekommer också årliga populationer av ålgräs i t.ex. Holland där samtliga skott dör varje höst och en ny generation växer upp från frön varje vår (Bos et al. 2007). Årliga populationer har dock ej beskrivits från svenska vatten.

Trots att ålgräs är den sjögräsart som är bäst studerad saknas idag mycket kunskap om dess ekologi som är viktig för förvaltare och för restaureringsprojekt. Till exempel så vet vi förvånansvärt lite om de faktorer som påverkar ålgräsets dynamiska utbredning i tid och rum, eller faktorer som styr spridning, överlevnad och grodd av ålgräsfrön (Fonseca et al. 1998, Orth et al. 2006). Detta gör det svårt att uppskatta när eller hur snabbt ett bestånd av ålgräs kan återhämta sig från en störning.

1.3. Sjögräsekosystem – funktioner och tjänster

Sjögräsens bladskott och jordstammar utgör en mycket viktig fysisk struktur som påverkar både den fysiska, kemiska och biologiska miljön där de växer och utgör den strukturella grunden för mycket artrika och produktiva ekosystem. Primärproduktionen av sjögräs och alger i sjögräsängar är högre än många odlade system på land, och tre till åtta gånger högre än makroalgsamhällen och planktonsamhällen (Green and Short 2003, Orth et al. 2006). I jämförelse med obebodda mjukbottnar är artrikedomen flera gånger högre och biomassan ofta 10 gånger högre i sjögräsekosystem (Hemminga & Duarte 2000). Sjögräsängar har därför mycket viktiga ekologiska roller i kustekosystem där de också bidrar till en rad viktiga varor och tjänster till gagn för människan. Till exempel utgör sjögräsängar viktiga uppväxthabitat och födohabitats för kommersiella fiskar och skaldjur. Sjögräsens bladskott minskar vågenergin och rotsystemet binder och stabiliserar sedimentet, vilket skyddar grundna kustområden från erosion. Sjögräsängar fungerar även som sedimentfällor som avlägsnar organiska föroreningar ur vattnet och ger klarare vatten. Sjögräs och påväxtalger tar också upp närsalter och koldioxid ur vattnet, vilka till stor del binds i sedimentet, varför sjögräsängar minskar övergödningen och växthuseffekten (Green and Short 2003, Orth et al. 2006). Det ekonomiska värdet bara av detta närsaltupptag av världens sjögräs/alg ekosystem har uppskattats till 3 800 miljarder dollar per år, vilket uppskattas till 15% av det totala värdet av världens ekosystem (Costanza et al. 1997; se tabell 1 för en sammanfattning av sjögräsängars ekosystemfunktioner och tjänster). Sjögräs förmåga att både binda sediment, dämpa strömenenergin i vattnet och utgöra ett habitat för växter och djur gör habitatet unikt, varför alla dess ekosystem funktioner inte kan ersättas av något annat habitat, t.ex. en bädd av makrolager eller musslor. Sjögräsens viktiga funktioner för kustekosystem är idag allmänt erkända och sjögräs är ett prioriterat habitat i både FNs Rio Convention och i EUs habitatdirektiv.

Tabell 1. Ekosystemfunktioner and tjänster till människan som ålgräsekosystem bidrar med (från Short et al. 2000, Orth et al. 2006).

Ekosystemfunktion	Ekosystemtjänst
1. Habitat för växter och djur.	Hög primär- och sekundärproduktion, bra uppväxt- och födohabitat för kommersiella arter, hög biodiversitet.
2. Syrgasproduktion i vattnet	Förbättrad vattenkvalitet, sekundärproduktion och fiskhabitat
3. Syresättning av sedimentet runt rötter	Minskad syrebrist i sediment, höjd produktion av infauna och fiskföda.
4. Filtrering av närsalter och sediment.	Förbättrad vattenkvalitet
5. Dämpning av vågor och strömmar	Minskad erosion och resuspension, ökad sedimentation, förbättrad vattenkvalitet
6. Ackumulerar organiska ämnen i sedimentet	Utgör kolfälla i kretsloppet. Motverkar växthuseffekten och klimatförändringar
7. Exporterar detritus till närliggande ekosystem	Viktig kolkälla för ekosystem på djupbottnar, ökar produktion av kommersiella arter
8. Regenerering av näringsämnen.	Produktion av föda åt kommersiella arter
9. Självförsörjande ekosystem.	Unik havsmiljö med hög biodiversitet; viktig för turismnäring, friluftsliv, utbildning

1.4. Sjögräsekosystem i global kris

Sjögräs höga krav på ljusstillgång tvingar dem att växa i grunda, kustnära områden där också människans påverkan är starkast. Detta gör sjögräs mycket känsliga för skada från verksamheter som t.ex. kustnära exploatering, båtaktiviteter, muddring, fiskodlingar, övergödning, och landerosion som försämrar ljusstillgången i vattnet (Green and Short 2003, Borum et al. 2004, Erftemeijer & Lewis 2006, Orth et al. 2006). Exploatering av kustområden som är skyddade för vågexponering, för t.ex byggande av hamnar och båtplatser drabbar ålgräs extra hårt eftersom det är i just dessa skyddade miljöer som ålgräset kan växa. Ett av de största hoten mot sjögräs anses annars vara övergödning och andra aktiviteter som försämrar ljusstillgången i vattnet. Mängden lösta partiklar i vattnet, t.ex. från landerosion, försämrar ljusstillgången i vattnet direkt, medan övergödning försämrar den indirekt genom att stimulerar tillväxten av både växtplankton och bottenlevande alger. Mikro- och makroalger kan antingen växa på sjögräsbladen som epifyter, eller bilda tjocka algmattor, och minska mängden ljus som når sjögräset. Försämrad vattenkvalité och ljusstillgång anses som de viktigaste orsakerna till att sjögräsbestånd över hela världen minskat dramatiskt under de senaste 50 åren. Massmortalitet och förlust av sjögräsbestånd har rapporterats bl.a. från Sverige (Baden et al. 2003), Danmark (Frederiksen 2004), Tyskland (Munkes 2005), Holland (Giesen et al. 1990), Polen (Kruk-Dowgiallo 1991) Australien (Walker et al. 2006), och från alla kuster runt USA (Fonseca 1998) där mänskliga aktivitet tros vara huvudorsaken till problemen (Short and Wyllie-Echeverria 1996, Green and Short 2003, Borum et al. 2004).

Rapporterna av fall med förlust av sjögräsbestånd har mer än 10-dubblats de senaste 40 åren och tyder på en global kris för detta viktiga kusthabitat. Denna förlust förespås accelerera med den exponentiellt ökade befolkningstillväxten i världens kustområden, om inte åtgärder snabbt sätts in för att förbättra vattenkvaliteten och skydda sjögräsmiljöer från exploatering och andra mänskliga aktiviteter, exempelvis med hjälp av marina områdesskydd och reservat (Orth et al. 2006).

1.5. Övergödning

Eutrofiering eller övergödning anses av många forskare vara det allvarligaste hotet mot sjögräs då det påverkar sjögräs negativt på flera olika sätt (Short and Wyllie-Echeverria 1996, Borum et al. 2004). Övergödning tros också vara ett av de allvarligaste hoten mot grunda kustekosystem och ålgräsängar i Sverige (Rosenberg et al. 1990, Pihl et al. 1999, Baden et al. 2003). Växtplankton och ettåriga mikro- och makroalger har mycket snabbare tillväxt än sjögräs vid höga näringsförhållanden och kan överleva i mycket sämre ljusförhållanden (<1% av ljuset vid ytan) i jämförelse med sjögräs (10-20% av ljuset vid ytan), varför sjögräset kan konkurreras ut (Duarte 1995, Valiela et al. 1997). Problemet kan även förstärkas om små djur, som betar bentiska och planktoniska alger, minskar i kustområden. Detta kan ske som en indirekt effekt av överfiske, om mängden små rovdjur (t.ex. småfisk, krabbor och räkor) ökar till följd av minskad mängd stora rovfiskar, vilket i sin tur ökar predationen på algbetande organismer (Heck et al. 2000, Casini et al. 2008, Moksnes et al. 2008).

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

På grund av att sjögräs svarar negativt på försämrad ljusstillgång och därmed integrerar olika aspekter av vattenkvalitet över en längre tidsperiod har utbredningen av sjögräs börjat användas som miljöindikatorer och som mått på miljömål i både Australien och USA (Orth et al. 2006).

1.6. Naturlig återetablering av ålgräs

Den viktigaste aspekten för att naturlig återetablering av sjögräs skall kunna ske är att storskaliga problem med vattenkvalitén, som orsakas av övergödning och/eller landavrinning, åtgärdas (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004, Orth et al. 2006). En rad lokala observationer från t.ex. USA (Tomasko et al. 2005) Australien (Preen & Marsh 1995), och Danmark (Olesen & Sand-Jensen 1994, Rask et al. 1999, Frederiksen 2004) visar på att åtgärder som förbättrar ljusstillgången i vattnet kan vara effektiva förvaltningsåtgärder.

Naturlig återetablering av förlorade ålgräsbestånd kan dock i många fall ta mycket lång tid, även om vattenkvalitén förbättras. Både på grund av ålgräsens begränsade spridningspotential och på grund av att förlusten av ålgräset kan medföra förändrade miljöbetingelser i området. Eftersom sjögräsängar dämpar vågenergin och stabiliserar sedimenten med sina rotsystem (Fonseca et al. 1998), medför ofta förlust av sjögräsängar ökad bottenerosion med förändrad sedimentstruktur och ökat djup som följd. Tillsammans med en ökad resuspension av sediment i vattnet kan dessa faktorer hindra sjögräs från att återetablera sig. Ökad erosion och förlust av grunda mjukbottnar tros vara en viktig orsak till att ålgräsbestånd, som försvann under 1930-talet i vad som tros vara en infektion av "svampen" *Labyrinthula* i norra Atlanten, ännu inte har kommit tillbaka på många platser (Rasmussen 1977). På platser där miljön tillät återetablering tog återkoloniseringen oftast 20-30 år (Frederiksen 2004, Borum et al. 2004).

Självregenererande problem

När sjögräset försvinner kan vågdriven resuspension av sediment försämra ljusstillgången i vattnet så mycket att sjögräs inte längre kan överleva på platsen. Sjögräsekosystemet ersätts då av ett ekosystem som domineras av planktoniska alger som kan tillväxa och dominera i områden med dålig vattenkvalitet. Detta tros ha skett både i Holländska Waddenhavet (van Katwijk et al. 2000, derHeide et al. 2007) och i estuariet Greifwalder i Tyskland (Munkes 2005) där enorma ålgräsområden försvunnit. Trots att närsaltbelastningen minskat i områdena, har inte ljusstillgången förbättrats på grund av resuspension av sediment. Transplantationsförsök av ålgräs har därför misslyckats på dessa platser. Flera forskare menar därför idag att kraftiga störningar, både naturliga (t.ex. svampsjukdomar) och antropogena (t.ex. övergödning), kan förskjuta ett ålgräsdominerat ekosystem till ett planktonalgsdominerat system, där självgenererade processer (resuspension av sediment i brist på sjögräs) hindrar sjögräset från att återvända, även om störningen ifråga upphör (Van Katwijk et al. 2000, Munkes 2005, derHeide et al. 2007). I sådana fall kan inte naturlig återetablering ske, och restaurering skulle bli mycket kostsam om ens möjlig, då t.ex. närsaltnivåer i vattnet måste sänkas långt under de nivåer som orsakade problemen och är målgränser idag. Restaurering med plantering av sjögräs måste då ske på en så stor skala att resuspensionen av sediment minskas i området. Det är därför mycket angeläget för förvaltare av kustmiljöer att upptäcka och åtgärda antropogena störningar långt innan förlust av sjögräs sker, eftersom när skadan väl skett kan restaureringsåtgärder bli oerhört kostsamma. Det är därför en samsyn bland förvaltare av marina kustmiljöer idag att i första hand hindra eller minimera

effekter av mänskliga aktiviteter på sjögräshabitat, och se kompensationsåtgärder med plantering av sjögräs, som en sista åtgärd (Fonseca et al. 1998).

Återetablering i gynnsamma miljöer

Även om miljön skulle vara gynnsam för ålgräs tar nykoloniseringen av ålgräs normalt lång tid. Den vegetativa expansionen av rhizom från närliggande ängar är mycket långsam; i medeltal 16 cm per år (maximalt 45 cm per år; Olesen and Sand-Jensen 1994). Spridning med frön kan vara snabbare, men är normalt också en relativt långsam process eftersom ålgräsfrön har negativ flytkraft och inte tar sig långt från blomställningen. Försök visar att 80% av ålgräsfrön stannar inom 5 m från platsen de släpptes (Orth et al. 1994). Frön kan dock spridas avsevärt längre via flytande blomställningar med frön. Studier i Bohuslän visar att ålgräsets blomställningar lätt lossnar när fröna är mogna och att de har positiv flytkraft i minst 26 dagar, vilket skulle ge en potentiell spridning upp till 150 km med hjälp av vinddrivna ytströmmar (Källström et al. 2008). Dock sprids endast ett mindre antal frön med blomställningar (Harwell & Orth 2002) så även om denna spridningsmekanism är viktig från ett genetiskt perspektiv (Reusch 2002), så är det en långsam mekanism för återetablering av förlorade ålgräsbestånd. I Danmark har därför återetablering av många ålgräsbestånd tagit årtionden trots goda miljöbetingelser (Frederiksen et al. 2004).

Slutligen kan också betande andfåglar hjälpa till att sprida frön över stora områden, även om betydelsen av denna mekanism idag är mycket dåligt undersökt. Andfåglar är viktiga betare av både sjögräs och sjögräsfrön som växer i tidvattenszonen, t.ex. på dvärgålgräs *Zostera noltii*. På grund av den lilla tidvattenskillnaden i svenska vatten är både dvärgålgräs, fågelbetning och fröspridning med denna mekanism troligen av mycket liten betydelse.

Betydelse av fröbankar

I vissa fall har återetablering av stora ålgräsbestånd observeras redan året efter en massmortalitet, mycket snabbare än vad som skulle kunna förklaras via vegetativ eller sexuell förökning från omgivande bestånd (Greve et al. 2005, Nyqvist et al. *in press*). Studier i Danmark har visat att denna snabba återväxt inte sker via jordstammar som överlevt vintern, utan via fröbankar i sedimentet där ålgräset växte året innan (>11000 frön m^{-2} ; Greve et al. 2005). Stora bestånd av ålgräs kan därför ligga gömda i sedimentet i form av fröbankar i upp till ett år, vilket måste beaktas när utbredning och förekomst av ålgräs inventeras.

1.7. Status av ålgräs runt Sverige

Danmark

Till skillnad från Sverige har Danmark en lång historia av både kartläggning och forskning på ålgräs. Eftersom miljön där ålgräset växer i Danmark liknar den vid svenska västkusten, liknar troligen historiska förlopp och ekologiska processer i Danmark dem i Sverige.

Utbredningen av ålgräs i de danska kustvattnen har kartlagts i mer än 100 år och visar att dagens utbredning bara är 20-25 % av den vid 1900-talets början

(Frederiksen et al. 2004). På 1930-talet försvann det mesta av ålgräset i Danmark i vad som tros vara en svampinfektion i kombination av höga temperaturer (Rasmussen 1977). Ålgräset återkoloniserade därefter områden fram till 1960-talet, men ålgräset återtog aldrig helt den forna utbredningen, möjligen på grund av att en del lämpligt substrat hade eroderat bort. Efter 1960-talet minskade återigen utbredningen av ålgräs troligen i huvudsak på grund av övergödning och minskad ljusstillgång. I jämförelse med bestånden av ålgräs på 1930-talet har djuputbredning halverats i dagens bestånd (Boström et al. 2003). De senaste årtiondena har problemen accelererat med flera fall av massmortalitet där hela bestånd av ålgräs har slagits ut från ett område vid ett tillfälle (Greve et al. 2005).

Sverige

I Sverige saknas historiska utbredningsdata för sjögräs varför lite är känt hur svenska ålgräsbestånd drabbades av svampinfektionen på 1930-talet. Troligen påverkades inte ålgräset i Östersjön av sjukdomen på grund av den låga salthalten. Utbredningen av ålgräs är fortfarande dåligt kartlagd i de flesta län, framför allt i Östersjöregionen (*personlig kommunikation* Ulf Lindahl, Länsstyrelsen i Blekinge län). Inventeringar i Bohuslän och sydvästra Skåne de senaste årtiondena tyder dock på att ålgräsbestånden i Bohuslän är mer hotade än de i Östersjön.

Bohuslän

I Västra Götalands län inventerades utbredningen av ålgräs på flera platser under kommuninventeringarna på 1980-talet och återigen på 2000-talet av forskare vid Göteborgs universitet. Resultatet av inventeringen år 2000 visade att utbredningen av ålgräs minskat med 58 % sedan 1980-talet, vilket i huvudsak tros bero på övergödning (Baden et al. 2003). Halten av närsalter i Västerhavet har ökat 4 gånger sedan 1930-talet och dubblat sedan 1970-talet, med ökad produktion av växtplankton och minskad ljusstillgång i vattnet som följd (Rosenberg et al. 1990, Bernes 2005). Sedan 1980-talet har situationen i kustområden försämrats dramatiskt på grund av en ökad förekomst och utbredning av drivande mattor av ettåriga makroalger som idag täcker 30-50% av alla grunda mjukbottenområden i Bohuslän under sommaren (Pihl et al. 1999). Dessa algmattor domineras av snabbväxande fintrådiga grönalger ("*Enteromorpha*" spp. [numera *Ulva* spp.], *Cladophora* spp.; Pihl et al. 1999) samt under sensommaren också av fintrådiga brunalger (familjen Ectocarpales), vilka täcker många ålgräsängar under sommar och höst (P. Moksnes, personlig observation). I jämförelse med ålgräs klarar fintrådiga alger att tillväxa vid mycket sämre ljusförhållanden (Dennison et al. 1993) och de har också ett mycket snabbare upptag av näringsämnen, och snabbare tillväxt (Wallentinus 1984) varför de konkurrerar ut ålgräs i områden med höga halter av närsalter (Short and Wyllie-Echeverria 1996). Experimentella studier i Gullmarsfjordsområdet visar att tillväxten av fintrådiga grönalger ökar dramatiskt vid ökad närsaltsbelastning i vattnet, och att algerna påverkar tillväxten av ålgräs negativt (Moksnes et al. 2008, Susanne Baden & Per Moksnes opublicerad data).

Det har också föreslagits att ökningen av snabbväxande algmattor i området kan bero på en kombination av övergödning och överfiske, där förlust av stora rovfiskar från kusten ökat mängden av små rovdjur (dvs. småfisk, krabbor och räkor), som i sin tur minskat mängden små algbetande djur (t.ex. snäckor och

märkräfter). Detta medför i sin tur att snabbväxande alger inte längre kontrolleras av betare varför algerna kan öka när närsalterna ökar (Moksnes et al. 2008). Överfiske har minskat mängden av torskfiskar i svenska Kattegat och Skagerrak med över 90 % de senaste 20 åren (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003). I ett studieområde runt Gullmarsfjorden har mängden stora märkräfter (*Gammarus locusta*) och vattengråsuggor (isopoder) minskat sedan 1980-talet, och fältexperiment visar att dessa kräftdjur kan kontrollera algutväxten om de skyddas från små rovdjur, men att de idag inte kan överleva i sjögräsängar på grund av den höga predationen (Moksnes et al. 2008, Persson et al. 2008). Dessa resultat tyder på förvaltningen av fiske måste inkluderas vid förvaltning av kustnära habitat.

Nyinventeringar år 2003 och 2004 av ålgräsängar i de områden i Västra Götalands län som inventerades på 1980-talet och 2000 visade att den totala utbredningen av ålgräs förändrades mycket lite under perioden 2000 till 2004 (totalt en ökning med 3 %; Nyqvist et al. *in press*). Resultaten tyder på att den kraftiga reduceringen av ålgräsets utbredning från 1980 till 2000 har avtagit, men samtidigt att ingen regional återhämtning skett. Studien visade också stora förändringar i utbredning mellan år, både inom ängar och inom kommuner. Vissa ängar som till stora delar var försvunna 2003 var välväxta året efter, och vissa lokaler där det tidigare ej observerats ålgräs uppvisade ängar (Nyqvist et al. *in press*). I Danmark har man funnit att fröbankar i sedimentet kan förklara snabba återhämtningar av stora bestånd från ett år till nästa när tillväxtförhållandena förbättrats (Greve et al. 2005).

Konsekvenser av ålgräsets demografi för förvaltning

Denna typ av stora variationer i utbredning i både tid och rum har observerats för många sjögräsarter och har flera viktiga konsekvenser för förvaltare (Fonseca et al. 1998):

(1) Ålgräsets har en naturligt dynamisk utbredning i rummet som ändrar sig från år till år varför ett friskt ålgräsbestånd behöver ett större område att växa på än den yta den upptar ett visst år för att behålla sin storlek. Om man exploaterar ett potentiellt tillväxtområde utan ålgräs intill en ålgräsäng kommer ängens storlek med stor sannolikhet att minska i genomsnitt över en längre tidsperiod.

(2) Inventeringar av förekomst av ålgräs måste utföras under flera år och också inkludera potentiella tillväxtområden, även om ålgräs ej observerats där tidigare (Nyqvist et al. *in press*). Även om det saknas ålgräs i en vik ett år kan det finnas en frisk ålgräsäng där nästa år (på grund av fröbanker). Eftersom en stor majoritet av ålgräsets frön ej tycks klara sig längre än ett år i sedimentet (Orth et al. 2000), bör ett potentiellt tillväxtområde där det finns exploateringsintressen inventeras i minst 2 år innan man kan utesluta att där finns ett friskt ålgräsbestånd i sedimentet i form av en fröbank.

Sydsverige och Östersjön

Östersjön är idag kraftigt påverkad av övergödning med ökat antal växtplankton och fintrådiga alger, och minskad djuputbredningen av fleråriga alger (Rosenberg et al. 1990, Bernes 2005). Det är därför troligt att även djuputbredningen av ålgräsängar minskat i Östersjön. Drivande algmattor förekommer också runt Östersjöns ålgäsängar vilket troligen påverkar sjögrässamhället negativt (Bonsdorff

1992, Norkko & Bonsdorff 1996). Det saknas dock data om sjögräsets utbredning från den svenska ostkusten, både historisk och nutida och det är inte klarlagt om utbredningen av ålgräs har minskat till följd av snabbväxande alger. De få data som finns tillgängliga tyder på att ålgräset i Östersjön påverkats mindre av övergödning än ålgräset i Bohuslän. Biomassan av ålgräs i en äng i finska skärgården har inte minskat i jämförelse med en inventering på 1970-talet (Boström et al. 2002). I Öresund och vid Skånes sydkust visar övervakning att skottäthet och biomassa av ålgräset har ökat under de senaste 10 åren (Lundgren et al. 2006). En möjlig förklaring till att övergödning och snabbväxande fintrådiga alger verkar ha mindre effekt i Östersjön jämfört med Bohuslän är att ålgräset i Östersjön främst växer djupare och mer exponerat, vilket medför att vågenergin kan hindra att tjocka algmattor ansamlas. En kompletterande förklaring är att betningstrycket på fintrådiga alger tycks vara högre i Östersjön. Fältprovtagningar och experiment har visat att antalet kräftdjur som betar på fintrådiga alger är flera gånger högre i Östersjöns ålgräsängar jämfört med ålgräsängar i Bohuslän. Detta tycks i sin tur bero på färre antal små rovfiskar och rovkäftdjur i Östersjön (Jephsson et al. 2008, S. Baden & P. Moksnes *opublicerad data*).

2. Restaurering och kompensationsåtgärder för sjögräs

2.1. Förvaltning av ålgräs

På grund av den världsomfattande förlusten av sjögräsbestånd har en rad olika åtgärder vidtagits i många länder dels för att kartlägga utbredningen av sjögräs, dels för att minska den mänskliga påverkan och för att restaurera sjögräshabitat. Idag finns bl.a. övervakningsprogram för sjögräs i 44 länder och antalet marina reservat där sjögräs ingår ökar snabbt i många länder (Orth et al. 2006; se Borum et al. 2004 för en lista på nationella och internationella övervakningsprogram av sjögräs). I flera länder har också utbredning och biomassa av sjögräs framgångsrikt inkluderats i förvaltningsprogram för vattenkvaliteten i kustområden, med mål att bevara och återskapa sjögräsbestånd (Orth et al. 2006). I flera länder, framför allt i USA och i Australien, men också på flera platser i Europa och Asien har sjögräsängar restaurerats genom transplantering av sjögräs från en plats till en annan, antingen för att återskapa en förlorad eller skadad sjögräsäng, eller som kompensationsåtgärd för ett bestånd som förlorats vid exploatering på andra platser (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004, Orth et al. 2006, van Katwijk et al. *in press*). Gemensamt för dessa projekt är att kostnaden vid restaurering är mycket hög (Kenworthy et al. 2006) och att framgången är osäker. Globalt har bara omkring 30 % av restaureringsprojekten med plantering av sjögräs lyckats, även om vissa projekt, t.ex. ålgrässtransplantering i västra USA varit mer framgångsrika (Fonseca et al. 1998, Green & Short 2003). I Holland har forskning på restaurering av ålgräs i tidvattenzonen pågått i över 20 år där plantering av flerårig *Zostera noltii* varit relativt framgångsrik, medan försök med årliga populationer av *Zostera marina* i de flesta fall misslyckats (Van Katwijk et al. *in press*). Den vanligaste förklaringen till att restaurerings- och kompensationsåtgärder misslyckats är att sjögräset dör på grund av dålig vattenkvalitet (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004).

Förlust av sjögräs är oftast ett resultat av storskaliga störningar som övergödning eller landavrinning som försämrat ljusstillgången i vattnet. Det är därför avgörande för förvaltare att först lösa dessa problem innan försök till restaurering görs. När de storskaliga problemen är lösta måste restaureringsansträngningar också vägas mot sjögräsets naturliga möjligheter att återkolonisera ett område (Orth et al. 2006). I många fall kan dock plantering av sjögräs vara en motiverad åtgärd för att påskynda återkoloniseringen av ett område eller för att kompensera förlust av ett sjögräsbestånd som förlorats vid exploatering (Fonseca et al. 1998, Green & Short 2003, Orth et al. 2006).

2.2. Restaurering och kompensationsåtgärder

Eftersom ålgräs har begränsade spridningsmöjligheter kan naturlig återetablering av ett förlorat bestånd ta mycket lång tid även efter att tillväxtförhållanden har

förbättrats. Transplantering (förflyttning av plantor från en lokal till en annan med hjälp av människan) av ålgräs kan då vara en metod att återskapa ett ålgräshabitat årtionden innan naturliga processer skulle tillåta återkolonisering (Short et al. 2002). Ålgrästransplantering har använts som en metod att restaurera skadade eller förlorade ålgräshabitat i USA i över 50 år (Addy 1947) och fram till 1998 hade över 120 hektar ålgräs planterats på både den amerikanska öst- och västkusten (Fonseca et al. 1998). Framgången har dock varit blandad, från nästan 100% överlevnad i södra Kalifornien till mycket låg överlevnad i många andra projekt. I medeltal var överlevnaden i olika sjögräsrestaureringsprojekt endast 42% (Fonseca et al. 1998). Enligt Fonseca et al. (1998) berodde den största delen av den dåliga överlevnaden på att projekten valt felaktiga lokaler för planteringen där ljusstillgången, exponering, bioturbiering eller andra faktorer inte tillät tillväxt av sjögräs. Idag anses transplantering vara en väl fungerande restaureringsmetod för ålgräs om de handledningar som finns vad det gäller val av planteringslokaler, metoder för plantering och utvärdering följs (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002; se Fonseca et al. 1998 för detaljerad handledning för sjögräsrestaurering). På senare år har också transplanteringsförsök av ålgräs utförts på flera platser i Europa, bl.a. i Danmark (Christensen et al. 1995) och i Holland (Van Katwijk et al. *in press*) med lovande resultat.

Kompensationsrestaurering

I USA antogs 1993 en nationell policy om att ingen förlust av våtmarker skulle accepteras ("*no-net-loss of wetlands policy*"; Fonseca et al. 1998). Den resulterande lagstiftningen medförde bl.a. att en exploatör som förstör sjögräshabitat måste ersätta det förlorade habitatet med motsvarande mängd sjögräs på en annan plats som kompensationsåtgärd (på engelska "*compensatory mitigation*"). Denna policy har medfört en snabb ökning av storskaliga kompensationsrestaureringar i USA. Denna typ av restaurering har dock kritiserats eftersom den används som en ursäkt för fortsatt exploatering av hotade sjögräshabitat, men där resultaten är mycket osäkra och oftast leder till en förlust av sjögräshabitat (Fonseca et al. 1998). Eftersom det ofta saknas lämpliga lokaler runt ett exploaterat område som tillåter sjögrästillväxt misslyckas denna typ av restaurering oftare. Vidare så planteras endast samma yta av sjögräs som exploateras och då överlevnaden ofta är mycket lägre än 100 % medför detta en stor nettoförlust av sjögräs (Fonseca et al. 1998). När sjögräset väl har avlägsnats finns också en risk att ökad bottenerosion och suspension av sediment ökar turbiditeten i vattnet så mycket att varken planterade sjögräsplantor eller naturliga bestånd inom området kan överleva. På grund av dessa risker bör förvaltare alltid försöka hitta andra lösningar än att exploatera en frisk sjögräsäng, eller försöka minimera påverkan på ängen, och endast som en sista lösning genomföra en kompensationsrestaurering (Fonseca et al. 1998).

Om en kompensationsrestaurering skall genomföras är det mycket viktigt att kartlägga området som skall exploateras innan exploatering påbörjas och noga inventera förekomst av sjögräs och andra habitat. Denna inventering måste göras vid mer än ett tillfälle och under flera år för att inkludera sjögräset dynamiska tillväxt (Fonseca et al. 1998).

2.3. Restaureringsmetoder för ålgräs

Val av lokal för restaurering

Den absolut vanligaste anledningen till att restaureringsförsök av sjögräs misslyckas är att lokalen för planteringen inte tillåter tillväxt av sjögräs. Det är därför helt centralt för framgången av en restaurering att potentiella platser för plantering utvärderas och testas noga innan en storskalig restaurering inleds. De vanligaste problemen med illa valda lokaler är dåliga ljusförhållanden, men också dåliga temperatur- eller salthaltsförhållanden, epifyter och drivande algmattor, bioturbation och betning, exponering för vågor och strömmar samt ogynnsamma kemiska förhållanden i sedimentet kan ställa till problem (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002, Van Katwijk et al. *in press*). Nedan följer en lista på de viktigaste variablerna som påverkar ålgräsets överlevnad och tillväxt, samt hur en förvaltare skall mäta, testa och utvärdera dessa variabler för att välja lämpliga lokaler på ett vetenskapligt sätt (efter Fonseca et al. 1998 och Short et al. 2002).

Metoden vid val av restaureringslokal är att först utifrån data från litteraturen eller fältprovtagning lista och ranka en rad potentiella lokaler, och sedan utföra testplanteringar av ålgräs i de högst rankade lokalerna (se Short et al. 2002 för detaljerad beskrivning). En central fråga vid val av lokal är: *Om inte ålgräs växer på en lokal idag, vilka förutsättningar finns då för att transplanterat ålgräs skall överleva?*

i. Historisk och nutida utbredning av ålgräs

En lokal med bäst förutsättningar för plantering är en lokal som tidigare innehöll ett ålgräsbestånd. Restaurering behöver dock inte begränsas till lokaler som tidigare innehöll ålgräs, men dessa lokaler har större chans att lyckas eftersom många variabler där troligen fortfarande är gynnsamma för tillväxt, exempelvis vågexponering, sedimenttyp, djup, m.m. Det är dock mycket viktigt att utreda varför ålgräset försvunnit från platsen och om fysiska, kemiska och biologiska variabler idag tillåter ålgräs att växa där.

Det är också viktigt att inventera förekomst av ålgräs i området runt den potentiella lokalen. Om ålgräs finns nära den potentiella lokalen är chansen större att naturlig rekrytering kan återkolonisera platsen (om miljön tillåter tillväxt) vilket skulle göra restaurering onödig. Endast lokaler närmare än 100 m från ett friskt bestånd bör betraktas som potentiella lokaler för naturlig spridning (Fonseca et al. 1998).

ii. Vattenkvalité

Vattenkvalité och ljusförhållande i vattnet är oftast de kritiska variablerna för om sjögräs kan överleva på en plats. Ålgräs behöver en ljusstillgång som är runt 20% av ljusstillgången vid ytan för att tillväxa, d.v.s. det *minimala ljuskravet* (MLK) är 20%, vilket bestämmer den maximala djuputbredningen för ålgräs (Dennison et al. 1993). Det största djup som ålgräs kan växa på bestäms då av hur snabbt det synliga ljuset absorberas i vattnet, vilket kan beskrivas med koefficienten för ljusutsläckning K_d (eng. *light attenuation coefficient*). Det maximala djupet ålgräs kan växa på (D_{max}) bestäms därför av MLK och K_d enligt följande ekvation:

$$I_{D_{\max}} = I_0 * e^{-K_d * D_{\max}}$$

där $I_{D_{\max}}$ är ljuset vid det maximala tillväxtdjupet och I_0 är ljuset vid ytan, varmed $MLK = I_{D_{\max}}/I_0$ (Dennison et al. 1993). Om MLK för ålgräs är 0,20 och man vet K_d kan man därför beräkna det maximala tillväxtdjupet. Till exempel, i Chesapeake Bay i USA är vattnet mycket turbulent med ett K_d på 1,6, vilket skulle ge ett maximalt tillväxtdjup på endast 1 m för ålgräs. I Danmark i början av 1900-talet var vattnet klart med ett K_d på 0,16, vilket tillät ålgräs att växa på 10 m djup. Dessa variabler är därför mycket viktiga att mäta för att bedöma om ålgräs kan tillväxa vid en potentiell lokal samt ned till vilket djup i lokalen (se tabell 2 för förhållandet mellan K_d och den maximala djuputbredningen för ålgräs).

Tabell 2. Förhållandet mellan den maximala djuputbredningen för ålgräs vid olika ljusförhållanden, angivet som koefficienten för ljusutsläckning (K_d). Från Dennison et al. (1993)

Max djup (m)	K_d
10	0.16
9	0.18
8	0.20
7	0.23
6	0.27
5	0.32
4	0.40
3	0.53
2	0.80
1	1.60

Koefficienten för ljusutsläckning kan mätas med en ljusmätare, och det maximala tillväxtdjupet kan mätas indirekt med en Secchi-skiva. Secchi-djupet, dvs det djup där skivan inte längre syns från ytan, motsvarar 12-18% av ljuset vid ytan i danska kustvatten (Greve & Krause-Jensen 2005b). Ålgräs maximala djuputbredning är därför något grundare än secchi-djupet.

På grund av att ljusstillgången i vattnet normalt ändras snabbt och oberäkneligt är det viktigt att dessa variabler mäts vid många tillfällen, helst kontinuerligt med instrument som sätts ut i fält under ålgräset tillväxtsång från maj till november (*personlig kommunikation* Kenneth Moore, Virginia Institute of Marine Science).

Om friska ålgräspopulationer finns inom studieområdet kan ljusstillgången och den maximala djuputbredningen mätas vid de naturliga ängarna, vilket sen kan jämföras med ljus- och djupförhållanden vid potentiella planteringslokaler. Om ljusförhållanden är jämförbara kan man förutsätta att ljusstillgången inte skall hindra tillväxten av ålgräs vid transplantationslokaler på djup grundare än den maximala djuputbredningen av den naturliga ängen.

Ljusförhållandet i kustvatten beror på mängden sedimentpartiklar och växtplankton i vattnet, där de sistnämnda i sin tur ofta begränsas av tillgången på närsalter i

vattnet. För att analysera vilken variabel av vattenkvalitén som påverkar ljusstillgången mest kan halten partiklar, plankton och närsalter i vattenmassan mätas vid potentiella planteringslokaler och vid naturliga ängar. I Chesapeake Bay i USA har man med hjälp av inventeringar tagit fram gränsvärden (medelvärde under tillväxtsången) för olika variabler av vattenkvalité (ljusutsläkningskoefficient, totalhalt lösta partiklar, klorofyllhalt, och närsaltshalt) som där förutsäger var det finns ålgräs (Tabell 3; Dennison et al. 1993). När något av dessa medelvärden överskreds hittades inte ålgräs i området. Dessa värden skulle också kunna utgöra ett riktmärke för svenska förhållanden.

Tabell 3. Gränsvärden (medelvärde under tillväxtsången) för olika variabler av vattenkvalité (ljusutsläkningskoefficient, totalhalt lösta partiklar, klorofyllhalt, och närsaltshalt) som förutsäger var det finns ålgräs i Chesapeake Bay, USA. Om något av dessa medelvärden överskreds kan inte ålgräs tillväxa (Dennison et al. 1993). Kd = koefficienten för ljusutsläckning; TLP = Totalhalt lösta partiklar; Chl a = Klorofyll a; DIN = koncentration löst inorganiskt kväve; DIP = koncentration löst inorganiskt fosfor.

Variabel	Gränsvärde
Kd	< 1.5
TLP	< 15 mg/l
Chl a	< 15 µg/l
DIN	< 10 µM
DIP	< 0.67 µM

iii. Fysisk exponering

Strömmar, tidvatten och vågor bestämmer oftast den övre gränsen för ålgräsets utbredning och hur sammanhängande ängen är. I delar av Östersjön är konkurrensen med sötvattens kärlväxter troligen också en viktig faktor som begränsar ålgräsets utbredning på grunda djup. I tidvattenområden kan ålgräs som växer grunt utsättas för luftexponering med uttorkning och höga temperaturer som följd, vilket begränsar ålgräsets övre djuputbredning. Tidvatten kan också ge upphov till starka strömmar och lokaler med strömhastighet på över 50 cm s⁻¹ bör inte användas för restaurering eftersom dessa hastigheter kan medföra att både sediment och plantor eroderas bort. Vid strömhastigheter under 15 cm s⁻¹ förväntas inte strömmen påverka ålgräsets utbredning utan vågexponering är viktigare (Fonseca et al. 1998). I svenska vatten med litet tidvatten (<30 cm) och normalt relativt svaga strömmar i grunda kustområden (<15 cm s⁻¹; Moksnes & Wennhage 2001) är troligen vågexponering den viktigaste exponeringsvariabeln att ta hänsyn till vid val av lokal.

Ålgräs som växer på en lokal med hög vågexponering har ofta en naturligt ojämn och fläckvis fördelning 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 plantorna (Fonseca et al. 1998). Vid hög vågexponering kan erosion av botten sediment och plantor omöjliggöra restaurering. Ett gränsvärde tycks ligga vid ett vågexponeringsindex över $3 \cdot 10^6$ då ålgräs börjar erodera bort (Fonseca et al. 1998).

Ett vågexponeringsindex kan beräknas vid varje lokal enligt följande ekvation (efter 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)

P = Procent frekvens av vindriktning från riktning i

F = effektiv fetch från riktning i

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 dag⁻¹ eller om sedimentationen är högre än 0.3 mm dag⁻¹ (Merkel 1992). Vågexponering kan också leda till resuspension av sedimentet och därmed försämrad ljusstillgång. I Holland fann man att ålgräs som planteras tillsammans med snäckskal eller blåmusslor skyddades mot erosion och visade högre överlevnad (Van Katwijk et al. in press).

iv. Sedimentkvalitet

Ålgräs kan växa på både grus, sand och lerbotten och olika sediment har olika för- och nackdelar. Ett sediment med större sedimentstorlek indikerar mer exponering för ström och vågor. I sådana områden kan erosion av plantor vara ett problem. Denna typ av sediment har också lägre organisk halt än finare sediment, vilket kan leda till näringsbrist för ålgräset. Samtidigt är dock syreförhållanden i sedimentet bättre än i lersediment, vilket medför mindre stress från vätesulfider på ålgräset. På en mer exponerad botten är också risken mindre att snabbväxande algmattor skall ansamlas runt plantorna.

I finkorniga sediment med hög organisk halt utgör erosion normalt inget problem, men syreförhållanden, vätesulfidstress, och ansamling av algmattor kan försvåra tillväxten. Rekommendationer vad det gäller val av sediment är inte entydiga/samstämmiga. Vissa forskare avråder från att plantera ålgräs i finkornigt sediment med hög organisk halt och förespråkar sandiga sediment, medan andra ger motsatta rekommendationer (Fonseca et al. 1998). Short et al. (2002) rekommenderar ett sediment fritt från sten och med mindre än 70% lera för ålgräsplantering vid USAs östkust. Experiment med plantering av levande ålgrässkott i Bohuslän visar dock att ålgräset har god tillväxt över en 5-veckors period på sommaren i lersediment med mycket hög organisk halt (10-25%; S. Baden och P. Moksnes opublicerad data). I Holland fann man att ålgräs frön grodde och tillväxte bättre i leriga sediment än i sandiga (Van Katwijk et al. in press).

v. Temperatur och salthalt

Ålgräs är generellt anpassade för ett relativt kallt klimat från vattentemperatur på -1°C på vintern till 25°C på sommaren. I Chesapeake Bay i USA tros höga sommartemperaturer (upp till 30°C i vattnet) vara en dominerande orsak till att storskaliga planteringsförsök med ålgräs misslyckats (Goshorn 2006). Höga temperaturer borde dock inte begränsa ålgräsets tillväxt i svenska vatten. Däremot kan låga temperaturer och is ställa till problem och begränsa hur grunt ålgräs kan planteras i svenska vatten. Isflak som rör sig med vågorna kan effektivt skrapa bort allt ålgräs från tidvattenszonen och strax där under (Davis & Short 1997). Eftersom isbildning är vanlig längs Sveriges kuster bör inte ålgräs planteras grundare än en meter under medelvattenslinjen.

Ålgräs kan växa 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 et al. 2004). I Östersjön tros stress från låg salthalt i kombination med låga sommartemperaturer vara en orsak till att nya fröskott sällan hinner växa sig stora nog för att överleva vintern. I Östersjön är det dessutom ovanligt att ålgräset blommar varför frön inte kan rekommenderas som restaureringsmetod.

vi. Biologisk störning

Något förvånande utgör biologisk störning från bioturberare och betare ett av de största problemen vid restaurering av sjögräs. Innan nyplanterade ålgräskott har utvecklats nya rötter är de mycket 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 planterade sjögräs, med ofta 100% dödlighet (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002). Vid det Internationella "Seagrass Biology Workshop" i Kanada, september, 2008 framgick det att ingen av de närvarande forskarna och sjögräsförvaltarna hade genomfört en studie med sjögräsplantering som inte påverkats negativt av djur. Ålgräsplanteringar har förstörts av en lång rad evertebrater, fiskar och fåglar (se Short et al. 2002 för en komplett lista). Av de djur som förekommer i svenska vatten kan bioturbering förväntas från strandkrabbor *Carcinus maenas* (Davis & Short 1997, Davis et al. 1998), borstmaskar *Neanthes virens* (Davis & Short 1997) och sandmaskar *Arenicola marina* (Philippart 1994), och betning från tångsjöborrar *Strongylocentrotus* spp. och olika sorters svanar *Cygnus* spp. (personlig kommunikation F. Short, University of New Hampshire) kan ge stora negativa effekter på ålgräsplanteringar. Det finns inga rapporter på att betning från evertebrater eller fåglar skulle kunna påverka svenska ålgräsbestånd, men bioturbering från krabbor och bortmaskar skulle kunna utgöra ett problem då dessa djur förekommer i höga tätheter längs den svenska västkusten.

För att uppskatta dessa djurs tätheter behöver inventeringar göras vid potentiella lokaler. Tätheten av krabbor kan provtas med hjälp av dyktransekter eller med agnade ryssjor, och täthet av bortmaskar tas bäst med sedimentproppar. Det bästa sättet att utreda om bioturberare och betare utgör ett problem är dock att utföra testplanteringar av ålgräs, med och utan burar som exkluderar alla större djur (Davis et al. 1998).

Slutligen kan också drivande makroalger utgöra ett stort problem för ålgräsplanteringar genom sin förmåga att skugga plantor och, ifall algmattor bildas, riskera att skapa syrebrist vilket kan slå ut planteringar (Holmer & Nielsen 2007). I Holland hindrade snabbväxande algmattor fröproduktionen av annuella ålgräsplantor vilket ledde till förlust av transplanterade bestånd (Van Katwijk et al. in press). Detta kan utgöra ett stort potentiellt problem längs västkusten där drivande algmattor idag täcker 30-50% av Bohusläns grunda botten under tillväxtsåsonen (Pihl et al. 1999). Vikar där algmattor regelbundet ansamlas under sommarhalvåret bör därför undvikas som restaureringslokaler.

vii. Testplantering

Det sista steget i processen att välja lokaler för restaurering är att utföra en testplantering av ålgräs i de lokaler som fått högst ranking efter de fysiska och biologiska variablerna ovan. Detta steg är mycket viktigt för att testa om de potentiella lokalerna och planteringsmetoderna verkligen tillåter tillväxt av ålgräs, och för att välja den bästa lokalen för projektet, innan ett mycket kostsamt restaureringsprojekt startas i full skala. Fonseca et al. (1998) rekommenderar att testplantering utförs för alla projekt >0,2 ha. Om testplanteringar hade utförts innan alla större projekt hade startats i USA hade många misslyckade restaureringar och miljontals US dollar sparats.

Om flera lokaler skall testplanteras är det viktigt att plantorna tas från samma "givaräng" så att testen är jämförbara. Testplanteringen bör pågå i ett år där överlevnad, skottäthet, bladlängd, täckningsgrad av botten och tillväxt per planteringsenhet kan ingå som variabler som mäts var tredje månad (se "Utvärdering" nedan för detaljer). För att identifiera mortalitetsorsaker kan burar användas för att undersöka biologiska störningar (se ovan), och fysiska variabler mäts regelbundet för att kontrollera vattenkvaliteten. Den lokal som visar högst överlevnad och tillväxt kan slutligen väljas för den fullskaliga restaureringen.

Planteringsmetoder

En rad olika planteringsmetoder har använts för ålgräs med varierande framgång. De flesta involverar att flytta levande skott, med eller utan sediment, från en lokal till en annan. På senare år har även olika metoder att plantera frön utvecklats. 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 vattenkvalitet, salthalt, temperatur eller tidvatten, eller på grund av ekologiska skillnader som tillväxthastighet, frösättning, eller vinteröverlevnad av ålgräset, eller förekomst av bioturberande och betande organismer (Fonseca et al. 1998). Det är därför mycket viktigt att olika metoder för restaurering initialt utvärderas för varje specifik region och lokal. Nedan följer en beskrivning och utvärdering av de vanligaste metoderna.

i. Plantering av skott

Den vanligaste restaureringsmetoden för ålgräs är att transplantera skott med eller utan sediment eller förankringsmetod, från ett "givarbestånd" av ålgräs till en

restaureringslokal. Normalt planteras varje skottenhet (ett eller flera skott med eller utan sediment) för hand med 0,5 till 2,0 m avstånd från varandra. Negativa effekter på givarbestånden av ålgräs tycks i de flesta studier vara små (för detaljerade beskrivningar med bilder av de vanligaste metoderna se Fonseca et al. 1998).

Plantering med sediment

Vid den vanligaste metoden att plantera ålgräs med sediment används ett rör med lock för att ta en sedimentpropp med levande ålgräs från en givaräng som sedan planteras med intakt sediment och skott i ett förberett hål i restaureringslokalen, s.k. "proppmetod" (eng. "*Plugg method*"). Rören har normalt en diameter på 10-15 cm och skruvas ned i sedimentet varvid omgivande jordstammar skärs av. Med hjälp av ett lock skapas vakuum i röret varmed sediment och skott stannar kvar när röret lyfts upp. Proppen planteras genom att föra ned tuben i förborrat hål och ta bort locket. Metoden kräver att hela tuber med sediment transporteras mellan lokaler, vilket är tungt och dessutom utrymmes- och tidskrävande. Att skörda och plantera en propp tar i medeltal 4 min, vilket är längre och därmed dyrare än de andra planteringsmetoderna (transport tid ej inkluderad). Denna metod har dock använts i många ålgräsprojekt med goda resultat. Fördelen med metoden är att ett stort och välutvecklat rot-rhizom system förblir intakt, inklusive en del av sedimentet med näring som ålgräset har anpassat sig till. Överlevnad med metoden är därför normalt god och skotten är väl förankrade i sedimentet. Metoden medför dock betydande ingrepp i givarpopulationen, och merarbete med hål som skall fyllas igen. Den passar också bättre för leriga sediment än för sandiga då sedimentet stannar kvar bättre i tuben i det första fallet (Fonseca et al. 1998). Metoden kan också potentiellt medföra en spridning av ej önskade arter. Till exempel skulle spridningen av den invaderande rödalgen *Gracilaria vermiculophylla* kunna påskyndas om sedimentproppar flyttas mellan områden. Det räcker med ett fragment på 1 cm av algen för att nya plantor skall bildas (*personlig kommunikation* Inger Wallentinus).

Plantering utan sediment

Den vanligaste metoden för att plantera ålgräs utan sediment är att förankra små knippen av skott och rhizom i sedimentet med en U-formad häftklammer, s.k. "häftmetod" (eng. "*Staple method*"). Häftmetoder har använts mycket framgångsrikt sedan de utvecklades i slutet av 1970-talet i USA. De innebär att skott grävs upp från en givaräng (ofta vid lågvatten med spade), rensas från sediment, och förvaras i nät eller på rinnande vatten i laboratoriet innan de planteras. Denna hantering har förvånansvärt liten påverkan på ålgräsets tillväxt. Små buntar av skott med rhizom sätts sen ihop med band på en U-formad häftklammer av metall. Planteringsenheten transporteras sedan till restaureringslokalen och trycks ned i sedimentet så att rhizomens begravs och bladskotten sticker upp. Häftklammern förankrar plantorna i sedimentet, och gör att de kan klara av strömhastigheter upp till 50 cm s^{-1} . Även om häftmetoden involverar en del förberedelser av planteringsenheter, så tar metoden bara hälften så lång tid (runt 2 min) att skörda, förbereda och plantera i jämförelse med "proppmetoden", och är därmed billigare (Fonseca et al. 1998). Genom att sedimentet inte behöver hanteras med denna metod underlättas också transporten

till planteringslokalen avsevärt. Dess relativt låga kostnad och framgångsrika plantering gör denna metod till en av de mest användbara (Fonseca et al. 1998).

En utveckling av denna metod är den s.k. "horisontala rhizom-metoden" (HRM) där endast två ålgrässkott, som placeras år motsatt håll, ingår i varje planteringsenhet, och där biologiskt nedbrytbara klamrar av böjda bambugrillspett används för att förankra plantorna (Davis & Short 1997). Denna metod användes i ett 2.5 ha stort kompensationsrestaureringsprojekt i New Hampshire, USA. Varje skottpar planterades med 0,5 m inbördes avstånd i 10 x 10 m rutor (252 skottpar per ruta). Restaureringen gav mycket hög överlevnad efter ett år (75-99%) och hög tillväxt i 8 av 9 lokaler. Fördelen med metoden är att mycket färre skott behöver användas från givarpopulationen (en reduktion med 80% i jämförelse med normala "häftmetoder"). Genom att skotten skördas för hand och selektivt plockas i utkanterna på "givarängen" blir påverkan på givarpopulationen liten. Studien påvisade inga negativa effekter på givarpopulationerna. Metoden är också mer kostnadseffektiv då plantorna förs direkt från givarpopulationen till plantering utan förberedelser (Davis & Short 1997).

En ännu enklare variant av HRM är att plantera ensamma ålgrässkott utan förankring, där skotten trycks i sedimentet en och en med ett finger (Orth et al. 1999). Genom att skotten trycks snett ned i sedimentet förankras de av ett ostört lager av sediment ovanför rhizomet. Skotten planterades med 15 cm mellanrum i 5 st 2 m långa rader som var åtskilda med 0,5 m, i 2 x 2 m stora rutor. Metoden utvärderades i en försöksstudie i Chesapeake Bay i USA där 0,3 ha planterades. Skottöverlevnad och tillväxten var hög (71% ettårsöverlevnad) och skotttätheten ökade 40 gånger och täckningsgraden 4 gånger under de första 8 månaderna då skotttätheten motsvarade naturliga ängar i området. Fördelen med metoden är att än färre skott behöver användas än med HRM (50% färre), och att metoden är något snabbare och därmed billigare. Det tog igenomsnitt 25 min att skörda, sortera och plantera 70 skott i en 2 x 2 m ruta, där själva planteringen med dykare endast tog 10 min.

Den höga överlevnaden med denna metod och med HRM kan förklaras av att färre skott ger mindre vattenmotstånd och mindre erosionsförlust vid stormar. Nackdelen med metoden är att de oförankrade skotten är känsliga för störningar under de första veckorna efter plantering. Metoder med häftklammer som förankring rekommenderas i stormkänsliga områden eller lokaler med mycket fint sediment med hög organisk halt (Orth et al. 1999).

Plantering i torvkruka (eng. "Peat pot method")

Denna metod passar bra för småväxta sjögräsarter med hög skotttäthet som växer grunt, exempelvis *Ruppia* spp. En "grästorvskopa" (eng. "sod plugger") används för att skära ut en 10x10 cm stor sedimentpropp med sjögrässkott, som direkt förs över till en biologiskt nedbrytbar torvkruka som står i en flytande bricka (ca 30 krukor per bricka). Sjögräspropparna med torvkrukor planteras sedan i förberedda hål på restaureringslokalen, där torvkrukans kanter rivs isär för att underlätta för rhizomen att växa ut. Denna metod har den lägsta kostanden per planteringsenhet (1,5 min per enhet), men har inte utvärderats tillräckligt för att kunna rekommenderas för alla förhållanden (Fonseca et al. 1998).

Metoder utan manuell plantering

Flera metoder har utvecklats för att kunna plantera stora mängder ålgräs utan att plantera skotten för hand. Ingen av metoderna används i dag i storskaliga restaureringsprojekt, detta p.g.a. att de ger dålig överlevnad eller är för kostsamma. Här följer några exempel.

Metoden TERFS (eng. "*transplanting eelgrass remotely with frame systems*"; Short et al. 1999) använder 0,5 x 0,5 m metallramar med 25 st ålgrässkott fastsatta som kan släppas från båt. Skotten hålls på plats med hjälp av ramen under en period. När skotten har förankrat sig i sedimentet kan ramen hämtas upp.

Med rep-planterings-metoden tvinnas nylonrep upp och ålgrässkott kläms in mellan fibrerna var efter repet släpps lös och skotten kläms fast. Repet kan sen släppas ut från båt, men behöver förankras till botten med hjälp av dykare (Fonseca et al. 1998).

Ålgräsplantering och fröskördning med hjälp av maskiner på båtar har också utvärderas vid ett par tillfällen. Gemensamt för resultaten är att även om den maskinella planteringen går fortare så är överlevnaden så mycket sämre att de är mindre kostnadseffektiva (Fisherman et al. 2004, Goshorn 2006)

ii. Plantering av frön

Användandet av ålgräsfrön har fått uppmärksamhet på senare år för dess potential att vara kostnadseffektiv vid restaurering av stora områden. Fördelen med metoden är att stora mängder frön kan insamlas relativt enkelt och med relativt små negativa effekter på givarpopulationen, varefter fröna kan spridas över stora områden till relativt liten kostnad. Nackdelen med metoden är bristen på kunskap om de faktorer som styr överlevnad, vila och grodd av frön (Orth et al. 2000), vilket har medfört att andelen av sådda frön som utvecklas till skott är mycket variabel och ofta mycket låg. Predation och erosion av frön från områden där de såddes kan också leda till stora förluster av frön (Short et al. 1997, Fonseca et al. 1998). Nyligen har dock flera metoder av frösådd med framgång använts för att restaurera större områden med ålgräs i nordöstra USA (Pickerell et al. 2005, Goshorn 2006, *personlig kommunikation* Kenneth Moore, Virginia Institute of Marine Science, USA). Två olika metoder dominerar, vårsådd med frösäckar och höstsådd med mogna frön

Höstsådd med mogna frön

Denna metod innebär att blomskott skördas för hand eller maskinellt och förs till laboratoriet där de förvaras i bassänger med rinnande vatten tills fröna mognar och släpper. Fröna samlas upp och förvaras tills de börjar gro vid hösten då de sprids (för hand eller maskinellt) över restaureringsområdet. Fördelen med metoden är att mognadsstadiet på fröna kan kontrolleras så att de kan sås vid det optimala tillfället. Nackdelen är förvaring av frön i laboratoriet är kostsam samt att överlevnad av frön under förvaring kan variera och ofta vara mycket låg (Fonseca et al. 1998, Goshorn 2006).

Vårsådd med frösäckar

Nyligen utvecklades en teknik där hela blomställningar med frön placeras i säckar med 9 mm maskor som släpper igenom frön när de mognar (Pickerell et al. 2005). Säckarna med blomskott hålls flytande i ytan med hjälp av bojar som är förankrade via linor vid botten så att de svänger i strömriktningen. Allt eftersom frön mognar över vår och sommar sprids de över botten runt förankringen. Ett rutnät av dessa frösäckar placeras ut över området som skall restaureras. Vid en utvärdering av metoden fann man att tekniken var enkel och kostnadseffektiv och gav relativt hög överlevnad av frön (7%; Pickerell et al. 2005). Nackdelen med metoden är att ett stort antal säckar måste placeras vid ytan vid storskalig restaurering, vilket kan störa båttrafik.

Vid en storskalig användning av både vårsådd med frösäckar och höstsådd med mogna frön i Chesapeake Bay, fann man att även om rekryteringsframgången var mycket dålig för bägge metoderna (på grund av mycket dålig vattenkvalitet i området) var den 5x högre för frösäckar (0,3% mot 0,06%) och dessutom mycket billigare (Goshorn 2006).

2.4. Kostnad för ålgräsplantering

Priset för att restaurera ålgräsängar varierar enormt och det är svårt att jämföra kostnader för olika metoder och projekt eftersom de redovisas olika om de överhuvudtaget redovisas (Fonseca et al. 1998). Olika bedömningar av den direkta kostnaden att plantera ett hektar ålgräs i USA varierar mellan 25 000 USD och 49 000 USD, med ett medelvärde runt 37 000 USD. Om kostnaden skall inkludera allt förarbete, övervakning och rapportskrivande blir kostnaden 10 gånger så hög (Fonseca et al. 1998). Det existerar få direkta kostnadsjämförelser mellan olika planeringsmetoder. Ett undantag är ett storskaligt (och relativt misslyckat) restaureringsförsök i Chesapeake Bay där tre olika metoder användes och kostnader presenteras (Goshorn 2006). Vårsådd med frösäckar var billigast och kostade 11 000 USD för att restaurera en hektar, plantering av vuxna skott utan sediment kostade 30 000 USD ha⁻¹, medan höstsådd med mogna frön kostade 166 000 USD ha⁻¹. Den höga kostnaden för höstsådd berodde till stor del på hög mortalitet (80%) under förvaring. Men även om överlevnaden varit mer normal skulle frösäckarna vara flera gånger mer kostnadseffektiva (Goshorn 2006).

2.5. Genetiska aspekter vid restaurering

Den pågående förlusten av sjögräsbestånd kan potentiellt utarma den genetiska diversiteten inom arter. Förvaltare bör därför sträva efter att maximera den genetiska diversiteten genom att välja donationsplantor från många olika, geografiskt 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 en typ av sjukdom eller annan störning (Fonseca et al. 1998, Borum et al. 2004). Studier i Holland har visat att låg genetisk diversitet hos planterat ålgräs minskar tillväxt och fitness hos plantorna (Williams 2001). Samtidigt kan det vara viktigt att se till att "donationsplantor" kommer från en miljö som liknar den vid restaureringslokalen. I Holland fann man stor skillnad i överlevnad av både frön och plantor från olika donationspopulationer, och högst överlevnad från

populationer med miljöer som liknade den vid restaureringen. För bästa resultat bör därför olika donationspopulationer undersökas innan restaureringen påbörjas (van Katwijk et al. *in press*).

2.6. Vikten av att sprida risker

Eftersom ålgrässets tillväxt är mycket dynamisk och svåröversägligbar med stora variationer i överlevnad i tid och rum är det viktigt att inte genomföra ett storskaligt restaureringsförsök vid endast en tidpunkt och en lokal. På grund av olika stokastiska händelser, t.ex. isskrapning, stormar, tillfälliga sötvattensutflöden eller blomningar av alger kan överlevnaden hos transplanterat ålgräs vara mycket låg på vissa platser vissa år. Erfarenheter från restaureringsförsök i Holland har visat att restaureringen blir mer framgångsrik om risken sprids över olika skalor i både tid och rum genom att t.ex. dela upp plantering över flera år och med flera replikat inom flera olika lokaler (van Katwijk et al. *in press*).

2.7. Utvärdering av restaurering

En utvärdering av restaureringsarbetet baserat på vetenskaplig grund är en mycket viktig del av restaureringen. Har habitatets funktioner och värden återskapats i området eller ej? Detta är en nyckelfråga vid förvaltningsarbetet och måste baseras på vetenskaplig grund och kvantitativ data, vilket sällan är fallet idag (Short et al. 2002). Nyligen har vetenskapliga metoder utarbetas för att utvärdera hur framgångsrik restaureringen av ålgräshabitat i nordvästra USA varit med att återskapa värden och funktioner av habitatet (Short et al. 2002).

Utvärderingen baseras på ett antal noga valda biologiska indikatorer som representerar utvalda värden och funktioner av habitatet, som jämförs mellan naturliga referensängar och planterade ängar under en längre period. Valet av indikatorer är mycket viktigt och utvärderas utifrån (1) vilka av ålgrässets ekosystemfunktioner som anses viktigast, (2) vilka variabler som indikerar dessa funktioner bäst, (3) vilka variabler som har lägst rumslig och temporär variation, samt (4) vilka som har lägst kostnad att samla in (se Bilaga 1 för lista på funktioner och värden som ålgräshabitat ger, samt exempel på möjliga indikatorer). Den naturliga variationen i variabeln är viktig eftersom den avgör hur många replikat som behöver samlas in och därmed hur omfattande utvärderingen blir i tid och pengar. Short et al. (2002) rekommenderar att en indikator skall ha en variationskoefficient ($VK = \text{Standardavvikelse (SD)} / \text{medelvärde}$) < 0.2 som riktmärke när olika variabler jämförs. Indikatorerna utvärderas med hjälp av litteraturen (om uppgifter finns för restaureringsområdet) eller genom att valda variabler provtas i naturliga opåverkade ängar i området i början av studien och därefter rankas efter deras VK och kostnad att provta och analysera. I studien av ålgräs i USA valdes efter dessa kriterier t.ex. biomassa och skottäthet av ålgräs som indikatorer för habitatets struktur (Short et al. 2002).

Själva utvärderingen utförs genom att provta och jämföra restaurerade ängar och referensängar (naturliga opåverkade ängar så nära restaureringsområdet som möjligt) med samma metoder under en längre period. Short et al. 2002 poängterar att följande är viktigt för ett pålitligt resultat:

(1) För att undvika att variationer i tid och rum påverkar resultaten måste provtagning genomföras vid alla ängar vid samma period, och minst 2 (helst 3) referensängar bör användas.

(2) Provtagning och utvärdering måste pågå i minst 3 år eftersom återhämtning av habitatets olika funktioner är flerårigt och tar minst 3 år, och på grund av ålgräsets naturliga stora variation i biomassa och utbredning mellan år. Fonseca et al. (1998) anser dock att 5 års övervakning är minimum för att bedöma om restaureringen varit framgångsrik. Provtagningen bör ske var tredje månad under det första året och därefter två gånger per år (Fonseca et al. 1998, Short et al. 2002).

Framgången med restaureringen utvärderas kvantitativt genom att jämföra ett index för indikatorernas värde i naturliga ängar som tar hänsyn till variationen av variabeln ($I_N = 100 * [\text{medelvärde av indikatorn från alla referensområden}] - [1 \text{ standardavvikelse}] / [\text{medelvärde av indikatorn på alla referensområden}]$) med ett index på indikatorn relativa värde i restaureringsområdet ($I_R = [\text{medelvärde av indikatorn på restaurerat område}] / [\text{medelvärde av indikatorn på närliggande referens område}]$). Om $I_R > I_N$ så bedöms restaureringen som framgångsrik för den valda indikatorn och funktionen (Short et al. 2002).

I många fall av sjögräsrestaurering kan det saknas resurser att provta fauna och fysiska variabler under flera år eftersom provtagning och framför allt analys av fauna kan vara mycket kostsam. I USA har det därför föreslagits att utvärderingar av restaureringar i första hand skall fokusera på hur plantorna överlever och tillväxer eftersom sjögräsets struktur korrelerar starkt med andra biologiska och fysiska variabler som utför viktiga ekosystemfunktioner (Fonseca et al. 1998). De föreslår därför att de viktigaste variablerna för att bedöma om en restaurering varit lyckat är (1) procent överlevnad av planterade skott, (2) antalet skott per planteringsenhet, samt (3) täckningsgrad av botten, eftersom variablerna tillsammans beskriver status på sjögräset. Det har vidare föreslagits att kombinationen av olika variabler av sjögräsets struktur i ett index kan ge ett mer robust mått på ängens funktion som varierar mindre än t.ex. skotttäthet. Ett index kan också vara mer kopplat till flera olika ekosystem funktioner som reduktion av vågenergi, förändring av sedimentkomposition, regenerering av näringsämnen m.m. Fred Short föreslår t.ex. att bladvolym (BV) skulle utgöra ett bra index (Fonseca et al. 1998):

$$BV = \text{skotttäthet} * \text{bladlängd} \text{ (m/m}^2\text{ = antal skott m}^2\text{ * m per skott)}$$

Provtagning av skotttäthet och bladlängd är inte destruktiv på samma sätt som biomassaprovtagning vilket också är en fördel med detta mått.

3. Restaurering av ålgräs i svenska vatten

Idag har inga kända försök gjorts med att restaurera sjögräsängar i Sverige med hjälp av transplanering eller frön. Det har däremot blivit vanligt under senare år att exploatörer föreslår att kompensationsrestaurering av ålgräs skall genomföras där friskt ålgräs transplanteras från det exploaterade området till ett närliggande område (*personlig kommunikation* Ingela Isaksson, Länsstyrelsen i Västra Götalands län; Erland Lettervall, Fiskeriverket Göteborg). De förslag till kompensationsåtgärder som kommit till författarens kännedom har varit mycket dåligt underbyggda och vittnar om omfattande brist på kännedom om ålgrässets ekologi och den forskning som har bedrivits om sjögräsrestaurering. Exempelvis har det föreslagits att friska ålgräsängar skall transplanteras med hjälp av grävmaskiner och mudderpråmar och placeras på lösa muddermassor på 3-4 m djup i ett närliggande område som inte undersökts i fråga om hydrografi och vattenkvalitet. Sannolikheten är mycket liten att denna typ av transplantering skulle lyckas eftersom det är oklart om sedimentet skulle vara stabilt i det nya området, eller om vattenkvalitén skulle tillåta tillväxt. Vidare är det troligt att ålgräsenheterna med sediment skulle sjunka ned för djupt i den lösa muddermassan, troligen placeras felvända, och med största sannolikhet dö av ljusbrist och vätesulfidförgiftning i det turbulenta och anoxiska vattnet (*personlig kommunikation* Mark Fonseca, NOAA's Beaufort Laboratory, USA).

Det tycks därför finnas ett behov av att vetenskapligt undersöka förutsättningarna för att använda transplantering av skott och frö som en restaureringsmetod för ålgräs i Sverige. Om miljöförhållanden och metoder noggrant utvärderas har ålgrästransplantering en potential att bli ett värdefullt redskap vid restaurering av svenska ålgräsbestånd. Försök med småskalig restaurering av ålgräs i Limfjorden i Danmark visar att överlevnad och tillväxt av transplanterade skott är hög i nordiska vatten om vattenkvalitén är god (Christensen et al. 1995).

*Tack till Inger Wallentinus och Susanne Baden för
hjälpssamma kommentarer på rapporten.*

4. Referenser

- Addy CE 1947. Eel grass planting guide. Maryland Conserv. 24:16-17.
- Davis RC, Short FT 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. Aquatic Botany 59:1-15.
- Davis RC, Short FT, Burdick DM 1998. Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. Restoration Ecology 6:297-302
- Baden SP, Pihl L. 1984. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* meadows. Ophelia 23: 65-90.
- Baden S, Boström C. 2001. The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise K (ed.) Ecological comparisons of sedimentary shores. Ecological studies 151. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p 213-236.
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R 2003. Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. AMBIO 32: 374-377.
- Bernes C 2005. Förändringar under ytan: Sveriges havsmiljö granskad på djupet. Monitor 19. Naturvårdsverket, Fälth & Hässler, Värnamo.
- Bonsdorff E 1992. Drifting algae and zoobenthos - effects on settling and community structure. Netherlands Journal of Sea Research 30: 57-62.
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, and TM, Greve 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. The M & MS project.
- Bos, AR, TJ Bouma, GLJ de Kort, MM van Katwijk. 2007. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 74:344-348
- Boström C, Baden S, Krause-Jensen D 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green E.P., Short F.T. (eds.) World Atlas of Seagrasses. University of California Press, Berkeley, USA, p 27-37.
- Boström C, Bonsdorff E, Kangas P, Norkko A 2002. Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina*) community indicate effects of coastal eutrophication. Estuarine Coastal and Shelf Science 55: 795-804.
- Casini M et al. 2008. Multi-level trophic cascades in heavily exploited open marine ecosystem. Proceeding of the Royal Society Biology 275: 1793-1801.
- Christensen, O Sortkjær, KJ McGlathery PB et al. 1995. Transplantation of eelgrass. National Environmental research Institute. Silkeborg Bogtryck, Denmark.
- Constanza R, d'Arge R., de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Belt van den M

1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Dennison WC, Orth RJ, Moore K, et al. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience*. 43:86-94.
- Davis RC, Short FT. 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. *Aquatic Botany*. 59:1-15.
- derHeide T, et al. 2007. Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration. *Ecosystems*. 10: 311–1322
- Duarte, CM 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - *Ophelia* 41: 87-112.
- Erfteimeijer PLA, Lewis RRR. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 52:1553-1572.
- Frederiksen M, et al. 2004. Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany* 78:167-181.
- Green EP, Short FT, eds. 2003. *World Atlas of Seagrasses*, Berkeley: University of California Press.
- Fonseca MS, Kenworthy WJ, Thayer GW 1998. Guidelines for conservation and restoration of seagrass in the United States and adjacent waters. NOAA/NMFS Coastal Ocean Program Decision Analysis Series 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD
- Giesen WBJT, van Katwijk MM, den Hartog C. 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany* 37:71-85
- Goshorn DM 2006. Large-scale restoration of eelgrass (*Zostera marina*) in the Potomac River, Maryland: Comparison of seedlings versus vegetative shoots. Project report. Maryland Department of Marine Resources, USA.
- Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, et al. 2005. Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) Recolonisation in former dieback areas. *Aquatic Botany*. 82:143-156.
- Greve TM, Krause-Jensen D. 2005b. Predictive modelling of eelgrass (*Zostera marina*) depth limits. *Marine Biology*. 146:849-858.
- Harwell MC, Orth, RJ 2002. Long-distance dispersal potential in a marine macrophyte. *Ecology* 83, 3319–3330.
- Heck KL et al. 2000. Effects of nutrient enrichment and small predator density on seagrass ecosystems: An experimental assessment. - *Limnology and Oceanography* 45: 1041-1057.
- Hemminga M, Duarte CM 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University Press,
- Holmer M, Bondgaard EJ, 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquatic Botany* 70, 29– 38.
- Holmer M, Laursen L 2002. Effect of shading of *Zostera marina* (eelgrass) on sulfur cycling in sediment with contrasting organic matter and sulfide pools. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 270:27-37.

- Holmer M, RK Nielsen 2007. Effects of filamentous algal mats on sulfid invasion in eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 353:245-252.
- Jephsson T, Nyström P, Moksnes P-O, Baden S. 2008. Trophic interactions in *Zostera marina* beds along the Swedish coast. *Marine Ecology Progress Series* 369:63-76.
- Kenworthy WJ, Wyllie-Echeverria S, Coles RG, Pergent G, Pergent-Martini C 2006. Seagrass conservation biology: An interdisciplinary science for protection of the seagrass biome. Pages 595-623 in Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM, eds, *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht (The Netherlands): Springer. Larkum WD, Orth RJ, Duarte CM, eds. 2006.
- Kruk-Dowgiallo L 1991. Long-term changes in underwater meadows of the Puck Lagoon. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 22: 77-84.
- Källström B, Nyqvist A, Åberg P, Bodin M, André C 2008. Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Botany*. 88:148-153.
- Lundgren F, Olsson P, Sjölin A, Nylander W 2006. Sydkustens Vattenvårdsförbund; Undersökningar längs sydkusten. Årsrapport. The water protection agency investigation of the Swedish South coast. Annual report, p 1-59
- Merkel KW 1992. A field manual of transplantation techniques for the restoration of pacific coast eelgrass meadows. Pacific Southwest Biological Services, Inc. National City, CA. 42 pp.
- Moksnes P-O, and H Wennhage. 2001. Methods for estimating decapod larval supply and settlement: Importance of larval behavior and development stage. *Marine Ecology Progress Series*. 209:257-273
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Munkes B 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquatic Sciences*. 67:372-381.
- Murphey, P.L. and M.S. Fonseca. 1995. Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series* 121:91-98.
- Norkko A., Bonsdorff E. 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series* 131: 143-15
- Nyqvist A, André C, Gullström M, Pihl Baden S, Åberg P (*in press*) Dynamics of Seagrass Meadows on the Swedish Skagerrak Coast. *Ambio*.
- Olesen B 1999. Reproduction in danish eelgrass (*Zostera marina* L.) Stands: size-dependence and biomass partitioning. *Aquatic Botany*. 65:209-219.
- Olesen B, Sand-Jensen K 1994. Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*. 106:147-156.
- Orth RJ, Luckenbach M, Moore KA 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. *Aquatic Botany*. 64:77-85
- Orth RJ, Harwell MC, Bailey EN, et al. 2000. A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Marine Ecology Progress Series*. 200:277-288.
- Orth RJ, et al. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*. 56:987-996.
- Pickerell Ch, Schott S, Wyllie-Echeverria S. 2005. Buoy-deployed seeding: demonstration of a new eelgrass (*Zostera marina* L.) planting method. *Ecological Engineering*. 25:127-136.
- Pihl L, Svenson A, Moksnes P-O, Wennhage H 1999. Distribution and production of ephemeral algae in shallow coastal areas on the Swedish west coast. *Journal of Sea Research* 41: 281-294.
- Philippart CJM (1994) Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 111:251–257
- Persson M, S Andersson, S Baden, P-O Moksnes 2008. Trophic role of the omnivorous grass shrimp in a Swedish eelgrass system. *Marine Ecology Progress Series* 371:203-212.
- Preen AR, Marsh H. 1995, Responses of dugongs to large-scale loss of seagrass from Hervey Bay, Queensland, Australia. *Wildlife Research* 22:507-519
- Rask N, Pedersen SE, Hjort Jensen M 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia* 393: 69–81, 1999.
- Rasmussen E 1977, The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. Pages 1-51 in McRoy CP, Helfferich C, eds. *Seagrass Ecosystems*. New York: Marcel Dekker,
- Reusch TBH, 2002. Microsatellites reveal high population connectivity in eelgrass (*Zostera marina*) in two contrasting coastal areas. *Limnology and Oceanography* 47, 78–85.
- Rosenberg R et al. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 3:102-108
- Short FT, Wyllie-Echeverria S 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23: 17-27
- Short FT, Davis RC, Kopp BS, Short CA, Burdick DM 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series* 227: 253-267
- Svedäng H 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science* 60: 23-31.
- Svedäng H, Bardou G 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science* 60: 32-37.

- Sand-Jensen K 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany* 3: 55-63.
- Tomasko DA, Corbett CA, Greening HS, Raulerson GE. 2003. Spatial and temporal variation in seagrass coverage in southwest Florida: Assessing the relative effects of anthropogenic nutrient load reductions and rainfall in four contiguous estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 50: 797-805,
- Valiela IJ et al. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42: 1105-1118
- van Katwijk MM, Hermus DCR, De Jong DJ, Asmus RM, De Jonge VN. 2000. Habitat suitability of the wadden sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgolander Marine Research* 54:117–128
- van Katwijk MM, et al. (*in press*) Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*.
- Walker DI, Kendrick GA, McComb AJ. 2006, Decline and recovery of seagrass ecosystem: The dynamics of change. Pages 551-565 in Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM, eds. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht (The Netherlands): Springer.
- Wallentinus I 1984. Comparison of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80:215-225.
- Williams SL 2001. Reduced genetic diversity in eelgrass transplantations affects both population growth and individual fitness. *Ecological Applications* 11, 1472-1488.

Bilaga 1. Ekosystemfunktioner and tjänster från ålgräshabitat samt exempel på möjliga indikatorer som mäter dessa funktioner (omarbetad från Fonseca et al. 1998, Short et al. 2000).

Ekosystemfunktion	Ekosystemtjänst	Indikatorer (variabler)
1. Habitat för växter och djur.	<ul style="list-style-type: none"> a. Strukturellt komplex substrat ovanför sedimentet b. Hög primärproduktion c. Hög sekundärproduktion d. Uppväxt- och födohabitat för kommersiella arter e. Hög biodiversitet. 	<ul style="list-style-type: none"> a. Biomassa blad, skotttäthet, bladlängd, bladyta, täckningsgrad, och utbredning av ålgräs. b. Biomassa, tillväxthastighet och fröproduktion av ålgräs, biomassa och produktion av epifytiska alger. c. Biomassa och abundans av epibentisk meiofauna och makrofauna, samt infauna. d. Biomassa och abundans av juvenila stadier av kommersiella fiskar, kräftdjur och mollusker. e. Artantal och diversitetsindex av mikroalger, makroalger, meiofauna, infauna och epibentisk makrofauna.
2. Syrgasproduktion i vattnet	Förbättrad vattenkvalitet, sekundärproduktion och fiskhabitat	Syrehalt i vattenmassan vid dag och natt.
3. Syresättning av sedimentet runt rötter	Minskad syrebrist i sediment, höjd produktion av infauna och fiskföda.	Redoxpotential och vätesulfidhalt i sedimentet, biomassa och abundans av infauna.
4. Filtrering av närsalter och sediment.	Förbättrad vattenkvalitet	Siktdjup, totalhalt lösta partiklar, samt halter närslater och klorofyll i vattnet.
5. Dämpning av vågor och strömmar	Minskad erosion och resuspension, ökad sedimentation, förbättrad vattenkvalitet	Biomassa och utbredning av ålgräsets rhizom och rötter. Organisk halt och partikelstorlek av sediment, totalhalt lösta partiklar i vattnet.
6. Ackumulerar organiska ämnen i sedimentet	Utgör kolfälla i kretsloppet. Motverkar växthuseffekten och klimatförändringar	Organisk halt i sediment



Länsstyrelserna

Västra Götaland
Halland
Skåne

För mer information kontakta:

Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten

Tel: 031-60 50 00.

Du hittar rapporten på vår webbplats:

www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer

Rapport: 2009:26 (rapportserien för Länsstyrelsen Västra Götalands län)

ISSN: 1403-168X