



Utveckling av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar



LÄNSSTYRELSEN
BLEKINGE LÄN



HÖGSKOLAN
KALMAR



LÄNSSTYRELSEN
KALMAR LÄN

Den regionala miljöövervakningen 2001

Titel: Utveckling av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar

Författare: Stefan Tobiasson, institutionen för naturvetenskap, Högskolan i Kalmar

Uppdragsgivare: Miljöövervakningen, länsstyrelsen i Blekinge län och Kalmar län

Kontaktperson: Ingemar Andersson, länsstyrelsen i Blekinge län

Beställningsadress: Länsstyrelsen i Blekinge län
Miljö/Plan
371 86 Karlskrona
Tel: 0455 - 871 40
Fax: 0455 - 875 41
Internet-hemsida: <http://www.k.lst.se>

ISBN 91-86810-71-5

Dnr: 238-736-98

Framsida: Ålgräsäng på fyra meters djup utanför Rakö i västra Hanöbukten.
Foto: Stefan Tobiasson

Tryck: Abrahamsons Tryckeri AB, Karlskrona

Upplaga: 160 ex

FÖRORD

2000-04-27

Grundområdena längs våra kuster är oerhört värdefulla som lek- och uppväxtområden ("barnkam-mare") för de marina organismerna. De vegetationsklädda mjukbottenarna hör till de artrikaste och mest produktiva områdena i havet. En följd av detta är att de även är av stor betydelse för bl.a. fåglar vid flyttning, övervintring och häckning.

I aktionsplanen för biologisk mångfald framhålls Zosteraängar (ålgräsängar) och övriga grund-områden som viktiga biotoper för den biologiska mångfalden i havet. De grunda mjukbottenarna utgör även växtplats för kransalger, varav flera är hotade, sällsynta eller hänsynskrävande.

Hoten mot de grunda vegetationsklädda mjukbottenarna är främst effekter av övergödning, mudd-ring/utfyllning och småbåtstrafik. Utsläpp av näringsämnen ökar förekomsten av alggrumling och tillväxten av fintrådiga fastsittande, vanligen, grönalger. Alggrumling ger sämre ljusförhållanden (minskat siktdjup) och därmed minskat växtdjup för brunalger och andra undervattensväxter. Fint-rådiga alger växer över andra vattenväxter och hindrar deras fotosyntes. Vid algernas nedbrytning kan sedan syrebrist uppstå och närsalter bundna i sedimenten åter komma i cirkulation i vattnet och i sin tur orsaka ökad alg-tillväxt (s.k. intern gödning).

Länsstyrelsen har ansvar för den regionala miljöövervakningen. Detta arbete omfattar även att ta fram lämpliga metoder för övervakningen.

Föreliggande rapport innehåller a) en genomgång av tillgänglig litteratur över metoder för över-vakning av grunda vegetationsklädda mjukbottenar, b) resultat av en workshop samt c) en fälttest. I rapportens bilaga redovisas ett förslag till undersökningstyp (metod) för övervakning av grunda vegetationsklädda mjukbottenar med avseende på högre växter.

Rapporten har sammanställts av Stefan Tobiasson, institutionen för naturvetenskap, Högskolan i Kalmar. Författaren svarar själv för de bedömningar och slutsatser som framförs i rapporten och dessa kan inte åberopas som länsstyrelsens ställningstagande.

Ingemar Andersson vid Länsstyrelsen i Blekinge län (projektledare) och Anders Johansson vid Länsstyrelsen i Kalmar län har för länsstyrelsens räkning arbetat med projektet.

Arbetet har finansierats med medel för specialprojekt inom regional miljöövervakning, Naturvårds-verket.

Tack vare alla inblandade personers engagerade arbete har projektet kunnat genomföras.

Ett varmt tack riktas till samtliga inblandade, såväl nämnda som onämnda, inom och utom länsstyrelsen.

Tack!

Lars Bengtsson

Avdelningsdirektör

Utveckling av metod
för övervakning av högre växter
på grunda vegetationsklädda
mjukbottenar

Stefan Tobiasson

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Bakgrund	9
Mål och syfte	11
Resultat av litteraturstudier	11
Areella undersökningmetoder	12
Fjärranalys	13
Visuella fältmetoder	14
Icke-areella undersökningmetoder	15
Biomassa	15
Täckninggrad	16
Skottäthet	17
Djuputbredning	18
Produktionsmätning	18
Innehåll av olika ämnen	18
Artsammansättning	19
Resultat av workshop angående metoder för övervakning av vegetationsklädda mjukbottnar	20
Fälttest av reproducerbarhet och precision för några variabler	22
Bakgrund	22
Metod	22
Resultat	25
Slutsatser av fältstudien	28
Val av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetations- klädda mjukbottnar längs den svenska kusten	29
Översiktliga inventeringar	29
Undersökning på 0-2 m vattendjup	30
Undersökning på mjuka botten ner till 6 m vattendjup	31
Strategi	31
Variabler	32
Stödparametrar	33
Statistiska aspekter	33
Kvalitetssäkring	34
Fortsatta undersökningar	34
Referenser	35
Förslag till utformning av undersökningstyp för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar	Bilaga 1

Sammanfattning

Grunda vegetationsklädda bottenar är de mest artrika och produktiva områdena längs våra kuster. Här finns dessutom flera sällsynta och hänsynskrävande arter. Samtidigt konstateras i Naturvårdsverkets rapport "Biologisk mångfald" att det finns en besvärande kunskapsbrist vad gäller biologisk mångfald i marin miljö. Man efterlyser en kartering av våra kuster och i regeringens skrivelse om Agenda 21 anges ålgräsängar som ett av fem prioriterade och skyddsvärda marina ekosystem.

Eutrofiering anses av många som det största hotet mot dessa miljöer och det är av stor vikt att lämpliga metoder och variabler utvecklas för övervakning. För att finna lämpliga variabler gjordes under 1999 en litteraturstudie med efterföljande fältundersökningar. Resultatet av denna studie är tänkt att fungera som underlag vid utformningen av övervakning av grunda vegetationsklädda mjukbottenar.

Litteraturstudien visade att det finns ett stort antal variabler och metoder utvecklade för undersökningar av "sjögrässamhällen". Av de redovisade variablerna framstod uppskattning av täckningsgrad och räkning av skottantal inom en ruta som de mest användbara. Skottätheten har i flera studier visat sig ha ett tydligt samband med såväl ljusstillgång som trofinivå. Förutom dessa två variabler framhålls djuputbredningen för några perenna och vanligt förekommande arter, t ex borstnate och ålgräs, som användbara variabler.

Under hösten 1999 genomfördes en fältundersökning för att testa några av de föreslagna variablerna. Täckningsgrad och skottantal skattades av tre dykare i tre respektive två olika rutstorlekar. Såväl variablernas precision som deras reproducerbarhet, dvs hur likartade resultat som erhöles av de tre dykarna, har utvärderats. Resultaten visar att bedömning av olika arters täckningsgrad i en större ruta (10x10 m) var den generellt mest lämpade metoden. Såväl precisionen som reproducerbarheten var relativt hög. Däremot är den skala som används alltför grov för att kunna utläsa små förändringar. Täckningsgraden lämpar sig inte heller för utvärdering med traditionella statistiska metoder som ANOVA. I ålgräsängar visar undersökningen att räkning av skottantal är en väl fungerande variabel, åtminstone med den lilla ramstorleken (25x25 cm). Artsammansättningen beskrevs bäst i den stora rutan och med kvantitativ provtagning i stora ramar (50x50 m).

Slutsatsen av de genomförda studierna är att övervakningen på grunda vegetationsklädda mjukbottenar bäst utförs i transekter från land och ut till ett djup som överstiger nedre utbredningsgränsen för de växter som finns i området. Minst tre transekter eller provplatser behövs i ett område för att täcka den rumsliga variationen. I respektive transekt eller provpunkt noteras täckningsgraden för de olika växterna samt djupaste utbredningsgränsen för borstnate och ålgräs. I ålgräsängen kompletteras uppskattningen av täckningsgrad med räkning av antalet skott inom 10 rutor med storleken 25x25 cm.

Bakgrund

I Naturvårdsverkets rapport Biologisk mångfald (Naturv.v. 1993) konstateras att det finns en besvärande kunskapsbrist vad gäller biologisk mångfald i marin miljö. Detta gäller inte minst grunda områden där undersökningar är tämligen ovanliga. För artmångfalden i tångbältet anges som mål att förekomsten av olika växter och djur inte ska förändras negativt på grund av mänsklig påverkan. För grunda vegetationsklädda mjukbottnar finns inte motsvarande mål, däremot slår regeringen fast att "Naturligt förekommande arter i havs- och vattenområden skall kunna bevaras i livskraftiga, balanserade populationer" (Reg. Prop 1990/91:90)

Östersjön med dess bräckta vatten är tämligen artfattigt, både med avseende på växt- och djurliv. Grunda vegetationsklädda bottenar har dock en för brackvattenmiljö ovanligt rik biologisk mångfald. Även i de mer marina vattenområdena på västkusten är de grunda vegetationsklädda områdena bland de mest artrika (Thorp et al 1997). Grunda mjukbottnar är en av havets viktigaste biotoper och växtproduktionen i dessa områden uppskattas kunna vara lika hög som på en gödslad åker eller i ett mangroveträsk (Thayer et al 1984, Duarte & Chiscano 1999). Vegetationen på grunda mjukbottnar domineras av blomväxter och i skyddade fjärdar längs svenska ostkusten även av kransalger (*Chara*). I Sverige finns totalt 34 kransalgsarter, varav så många som 21 finns med på listan över rödlistade (hotklassade) arter i Sverige. I brackvattenmiljö lever åtta arter varav tre är rödlistade (Gärdenfors 2000). Kransalger anses vara viktiga födoväxter för sjöfåglar eftersom de är gröna under hela året. Miljöer med kransalger pekas av Naturvårdsverket ut som speciellt skyddsvärd.

På grunda sand- och mjukbottnar i lite mer exponerade lägen ner till 6-8 m djup växer ofta ålgräs (*Zostera marina*) i mer eller mindre

täta ängar. I Naturvårdsverkets rapport Biologisk mångfald (Naturv.v 1993) konstateras att ålgräsängen är den artrikaste miljön längs den svenska kusten. Biotopen anges som en av de fem prioriterade och skyddsvärda typerna av marina ekosystem enligt regeringens skrivelse om Agenda 21 (Reg. skrivelse 1992/93:13, Naturv.v 1997). Dessa områden spelar en viktig roll som födosökslokal och uppväxtlokal och även som lekområde för flera fiskarter, varav en del kommersiellt intressanta. Genom sitt rika rotsystem binder ålgräset partikulärt organiskt material vilket gynnar dess vidare utbredning (Rasmussen 1973, Fonseca et al 1983). "Sår" i rotbädden kan innebära att stora delar av rotbädden rycks bort vid hårt väder, speciellt i riktigt vågexponerade lägen.

Direkta hot mot den naturliga florans och faunan är framför allt olika slag av mänsklig verksamhet som muddring, tippning av muddermassor, olika typer av byggnation och bedrivande av sandtäkt (Short & Wyllie-Echeverria 1996). Aktiviteterna ger mycket omfattande men lokala störningar och kan t ex förstöra lek- och övervintringsområden för fisk. En annan typ av påverkan får man vid småbåtshamnar genom båtmotorernas propellrar. Eutrofieringen anses annars vara det största hotet mot dessa miljöer (Gabric & Bell 1993). Flera arter anses vara känsliga för ökad trofinivå (Wallentinus 1979, Burkholder et al 1992). Ökande näringstillgång kommer framför allt de snabbväxande ettåriga algerna till godo på bekostnad av de perenna arterna (Wallentinus 1979, Moksnes & Pihl 1995). En annan effekt av eutrofieringen kan vara att ljusnedträngningen i vattnet blir reducerad och att de fastsittande växterna därmed inte klarar att växa lika djupt. Detta är visat såväl för blåstång (Kautsky et al 1984) som för ålgräs och nating (*Ruppia maritima*) (Olesen 1996, Nielsen et al 1993). Man har i olika undersökningar också visat att arter som nate (*Potamogeton pectinatus*) och axslinga (*Myriophyllum spicatum*)

samt i viss mån särvt (*Zannichellia*) gynnas av ökad trofinivå medan andra, t ex flera *Chara*-arter, missgynnas (Grasmuck et al 1995, Kowalczewski et al 1993 m fl).

Förändringar i kustvattenbiotoper som ofta uppmärksammas av allmänheten är ökad mängd fintrådiga alger eller minskande mängder av de perenna arterna blåstång och ålgräs. Övervakningens mål är att upptäcka och följa dessa förändringar, såväl funktionella som strukturella. Idag utförs en del undersökningar av vegetationsklädda bottenar som syftar till att belägga långsiktiga förändringar p g a övergödning. Inom ramen för de regionala kustkontrollprogrammen genomförs ofta övervakning av algklädda hårbottenar (Bohuslän, Skåne län, Blekinge län, Kalmar län m fl). Övervakning av de vegetationsklädda mjukbottenarna är mer sällsynt i dessa program. Inom det nationella programmet (tidigare PMK) undersöks de grunda mjukbottenarna i Östersjön med samma metodik som klipp- och stenbottenarnas algsamhällen (Kautsky 1993). Längs Bohusläns kust har man under flera år undersökt utbredningen av fintrådiga grönalger i riktigt grunda (0-1 m) mjukbottenområden (Pihl m fl 1997).

Internationellt är det vanligt att man undersöker vegetationsklädda mjukbottenar men det är då nästan uteslutande sandbottenar i mer eller mindre vågexponerade områden klädda med olika typer av "sjögräs" som studeras. Unesco gav 1990 ut en sammanställning av olika metoder lämpade för undersökningar i dessa miljöer (Phillips & McRoy 1990).

Problemet vid studier av bottenvegetation är framförallt hur undersökningarna ska genomföras för att ge mesta möjliga information. Studierna ska dessutom vara statistiskt relevanta och genomföras på ett logiskt och vetenskapligt korrekt sätt. För att uppnå dessa mål krävs ofta ganska omfattande undersökningar vilket leder till en hög kostnad. I Naturvårdsverkets rapport om mål och åtgärder för bevarande av biologisk mångfald

anges som åtgärd nr. 2 för marina ekosystem att utveckla metoder för marina naturinventeringar och som åtgärd nr. 5 att öka skyddet för grunda kustområden (Naturv.v 1997).

I föreliggande rapport redovisas rekommendationer för övervakning av grunda vegetationsklädda mjukbottenar med avseende på högre växter, liksom förslag på fortsätta undersökningar. En viktig del i utvecklingen av metoder är insamlande av erfarenheter från undersökningar i dessa miljöer längs våra kuster. I februari 1999 anordnades därför en workshop och synpunkter från detta tillfälle redovisas i rapporten. Som en bilaga redovisas ett förslag till utformning av undersökningstyp för övervakning av grunda vegetationsklädda mjukbottenar.

Under tiden som detta projekt har pågått har Nordiska ministerrådet kommit ut med en rapport som omfattar ungefär samma område (Tema Nord 1998). I detta arbete ges allmänna rekommendationer för vilka metoder som bör användas för övervakning av fytobentalen i Östersjön.

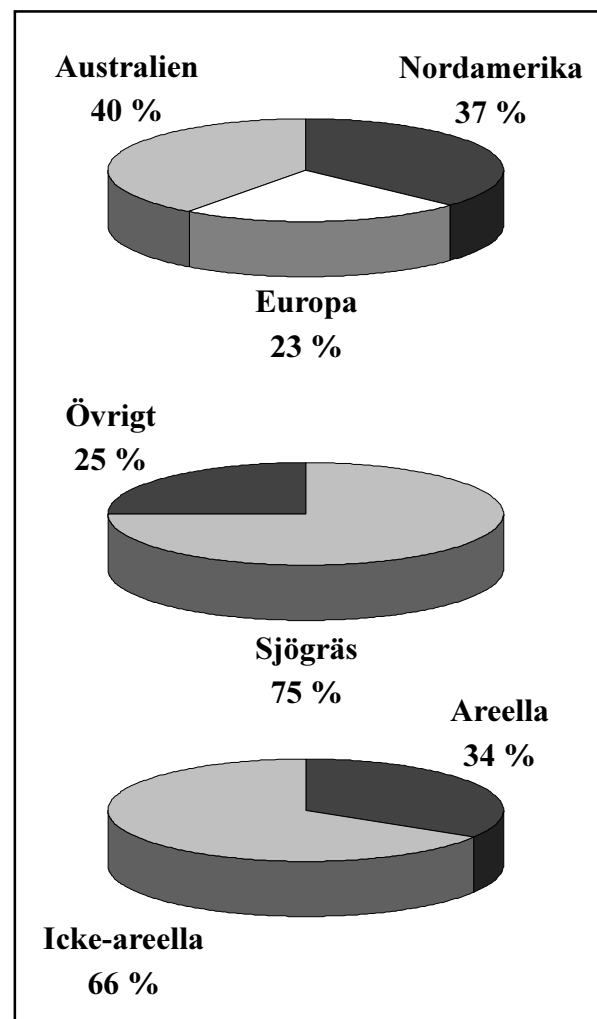
Mål och syfte

Syftet med projektet redovisat i denna rapport är att få fram variabler för att kunna följa biotopförändringar på grunda vegetationsklädda mjukbottnar med avseende på vegetationen och relatera dem till olika grader av mänsklig påverkan. Tanken är också att de subjektiva momenten i metoden ska minimeras samt att metoden ska vara robust. Målet är att metoden ska kunna registrera en 20 %-ig, successiv förändring av artsammansättning, biomassa eller täckningsgrad, under 5 år. Det innebär alltså en årlig förändring på ungefär 5 %. Vidare ska metoden harmoniera med andra inom det nationella programmet. För att metoden ska kunna användas i känsliga miljöer ställs också krav på att den så långt möjligt är ickedestruktiv.

Med grunda bottenar avses i detta sammanhang bottenar på mindre än 6 meters vattendjup. Därmed ingår ålgräsängar på sandiga och gyttjiga bottenar, *Chara*-ängar och blandade kärleväxtsamhällen som ofta förekommer i mer skyddade kustområden från en till ungefär fem meters djup.

Resultat av litteraturstudier

För att få en uppfattning om de olika metoder som finns för studier av grunda vegetationsklädda mjukbottnar har en litteratursökning i några av de större databaserna (BIOSIS, ASFA och BIBSYS) genomförts. Internationellt, speciellt i USA och Australien, forskas det mycket inom dessa biotoper (figur 1) och ett stort antal metoder finns beskrivna i vetenskapliga artiklar. I Sverige finns förhållandevis få vetenskapliga undersökningar på denna typ av biotoper. I den skåra litteraturen från Naturvårdsverket och länsstyrelserna finns ett antal inventeringar men i övrigt är det tämligen tunnsått med erfarenheter. I Danmark däremot har man en lång tradition vad gäller flera undersökningar i ålgräsängar och



Figur 1 Lästa vetenskapliga artiklars fördelning mellan land, växtsamhälle respektive undersökningstyp (n=97).

där finns flera internationellt kända forskare på området.

Många viktiga miljövariabler förändras inte bara starkt över tiden utan uppvisar också en ojämn spridning ytmässigt. Att beskriva denna spridning och följa den över tiden, ger viktig information för t ex planering och bedömning av storskaliga processer och mekanismer. Kostnaderna för en yttäckande övervakning med hög frekvens och samtidigt noggrann mätning av många variabler blir dock mycket höga. En prioritering måste därför göras, med en avvägning mellan behovet av yttäckning å ena sidan och av noggranna, tolkningsbara tidsserier av hög kvalitet å den andra. Valet av metod beror på hur stort det område som ska studeras är, detaljeringsnivå och vad resultaten ska användas till. Enligt formuleringen för detta projekt ska vi finna en metod som har ett minimum av subjektiva bedömningar och så långt som möjligt är icke-destruktiv. Bland de använda meto-

derna finns både destruktiva och icke-destruktiva vilka grovt kan delas in i:

1. Fjärranalys
2. Visuella fältmetoder
3. Fältmätningar
4. Fältprovtagningar

I texten som följer är de olika metoderna kortfattat beskrivna med deras företräden, eventuella nackdelar och begränsningar. Metoderna är av två principiellt olika typer: areella och ickeareella.

Areella undersökningsmetoder

I de areella undersökningarna försöker man ange en geografisk utbredning eller ett mönster hos en variabel, t ex arter eller biotoper. Genom att upprepa undersökningen kan man sedan se eventuella förändringar i yttäckning och täthet. Ofta rör det sig om att konstatera förändringar på landskapsnivå. Metoderna

Tabell 1 Tabellerna visar olika satelliters upplösning och kostnader. I nedre tabellen (B) anges dessutom den procentuella likheten mellan tolkade bilder och fältkontroll för de olika metoderna. Värden för vanlig flygfotografering och fotografering med s k CASI (se text) anges som jämförelse. Priserna är omräknade till SEK och anges i 1996 års penningvärde. Från Mumby et al 1997b & c.

A Undersökning på korallrevshabitat

	Landsat MSS	Landsat TM	SPOT XS	SPOT Pan	CASI (flygburen)	Flyg- fotografering
Rumslig upplösning (m)	80	30	20	10	10-0,5	Variabel - 0,2
Antal spektralband tillgängliga för korallrevskartering	2	3	2	1	8-21 (defin. av användare)	1 (analog)
Täckt yta per bild (km)	185x172	185x185	60x60	60x60	Variabel	Variabel
Kostnad (SEK/km ² bild)	0,07	1	6,5	8,3	7 290	14 445

B Undersökning av sjögräsbiomassa

	Landsat TM	SPOT XS	CASI	Flyg- fotografering
Likhet tolkning-kontroll (%)	<60	<50	<90	<70
Täckt yta per bild (km)	185x185	60x60	Variabel	Variabel
Kostnad (SEK/km ² bild)	1	6,5	73	145

lämpar sig väl för användning av GIS (Geografiska InformationsSystem) såväl vid undersökningens planering (Long 1994) som vid utvärdering och redovisning (Lehmann et al. 1994 & 1997, Schmeider 1997). Olika typer av areastatistiska metoder (t ex kriging) anges som mycket kraftfulla då det gäller analys och modellering av denna typ av information. De är ännu så länge ganska ovanliga i akvatisk miljö men har använts på land (Jackson & Caldwell 1993).

Fjärranalys

I flera undersökningar har man funnit god överensstämmelse mellan tolkade flygbilder och fältmätningar, åtminstone på grunt vatten ner till ca 3 m djup (Mumby et al 1997c, Boberg & Ganning 1986, Pihl et al 1997). Under gynnsamma förhållanden går det att detektera förändringar som är större än 5 meter vilket innebär att fotomediet har en fullt tillfredsställande upplösning. Man kan göra tolkningen manuellt men numera är det vanligt att bearbeta färgbilderna digitalt. Genom digital bearbetning kringgås en del subjektiva tolkningsproblem. Digitala flygbilder har hanterats på detta sätt i Öresund. Vanlig färgfilm är enligt en del gjorda undersökningar bättre lämpad för undervattensvegetation än infraröd film (Schmeider 1997). Enligt andra källor ger IR-färgbilder mer information än vanliga färgbilder (Ohlsson & Carlsson 1996). Oavsett filmval krävs dock att de fotografiska förutsättningarna är bra, såväl vädermässigt som då det gäller sikten i vattnet. Flygfotografering är dessutom en relativt dyr metod för datainsamling (Ohlsson & Carlsson 1996, Mumby et al 1997b & c), men ska ett större kustområde täckas kan det ändå vara det mest kostnadseffektiva sättet.

De digitala videokamerornas intåg har öppnat intressanta möjligheter att med dator behandla videomaterialet på ett mer effektivt sätt. Metoden används bl a för att i mikroskop mäta bakterier, men skulle även kunna

utvecklas för analys av rörliga flygbilder.

Satellitbilder har använts i ett flertal undersökningar för att översiktligt kartera täckning av undervattensvegetation. Det är dock inte möjligt att få tillräcklig upplösning för en detaljerad undersökning (tabell 1). Som mest kommer man ner till 20 meter vilket är tillräckligt endast vid regionala karteringar. Landsat TM anges vara den mest kostnadseffektiva satelliten för områden i storleksordningen 60 km eller mer (Mumby et al 1997b, Macleod & Congalton 1998). Vid något mindre områden kan istället bilder från SPOT, som har högre upplösning, användas. Undersökningar på korallrev (Mumby et al 1997b) visar att den bästa karteringen gjordes med hjälp av en flygburen sk CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager), med vilken man kan ta bilder vid olika våglängd. Man kan då välja den våglängd som ger de bästa bilderna för just det ändamål som man avser att använda bilderna till. Upplösningen för CASI ligger på meternivå beroende på flyghöjd och den är tillräckligt bra för att på korallrev skilja mellan ett tiotal olika habitat (Mumby et al 1997b). Utrustningen gör det också möjligt att få information från djupare vatten än med satellit eller vanlig fotografering. Samma utrustning har också använts med framgång för att bestämma biomassa av sjögräs (Mumby et al 1997c). En liknande typ av utrustning, s k AISA (Airborne Imaging Spectrometer for Applications) finns i Finland (Tema Nord 1998). Tillgången på instrument är idag mycket liten vilket kraftigt begränsar metoden.

Metoderna ovan passar bäst för kartering i en översiktlig skala, exempelvis regionalt. De kan dessutom fungera mycket väl som viktigt underlag för att lägga ut övervakningslokaler (Kirkman 1996). Den spektrofotometriska utrustningen (CASI/AISA) beskriven ovan gör det dock möjligt att göra detaljerade areella undersökningar i mer lokal skala tack vare den höga upplösning som

man kan få vid låg flyghöjd. För att en fjärranalys ska bli tillförlitlig måste den kompletteras med fältundersökningar. Dessa kan innebära dykinspektioner, -provtagningar (Schmieder 1997, Lehmann 1994) eller provtagning med bottenhuggare (Long et al 1994). I vissa fall har man nöjt sig med att skrapa med en räfsa för att få ett kvalitativt prov (Schmieder 1997). Om ett större område ska karteras är fjärranalys relativt billigt per yta men låg upplösning gör att metoden sannolikt inte klarar målformuleringen för detta projekt

Fjärranalys har dock använts framgångsrikt på grunt vatten (0-1 m) längs Bohusläns kust för att inventera utbredningen av fintrådiga grönalger i vikar. Jämförelser mellan flygfotoografering och fältprovtagning visade att uppskattningen av täckningsgrad normalt skilde sig mindre än 10 % (Pihl et al 1997).

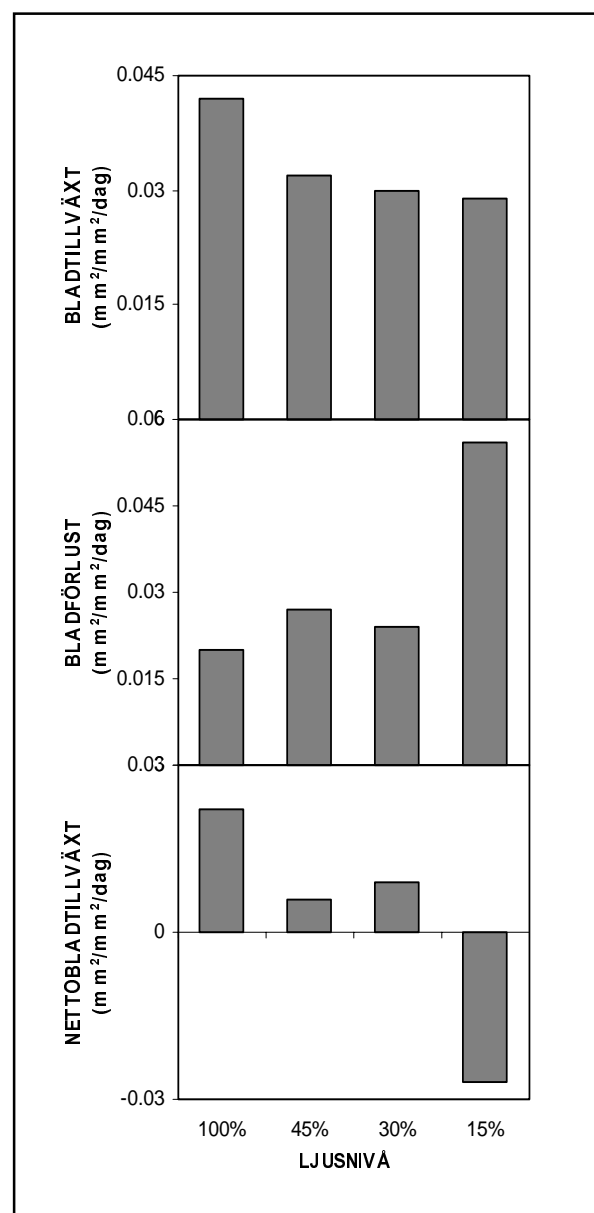
Visuella fältmetoder

Videofilmning under vattnet i kombination med positionsbestämning med DGPS har använts för att kartera utbredning och täckning av undervattensvegetation i några undersökningar (Norris et al 1997). En begränsning i metoden uppges vara behovet av goda siktförhållande samt felet vid positionsbestämning med DGPS i rörelse. Det finns också stor risk att mindre vanliga arter förbises eftersom synfältet är begränsat. För övrigt visar studien att metoden är både snabb och kostnadseffektiv.

De fotografiska metoderna har ett speciellt värde i att det finns en viktig dokumentation kvar till eftervärlden samt att de inte är destruktiva. Man kan dessutom analysera bilderna eller filmen vid ett senare tillfälle om exempelvis ny teknik utvecklas som gör analysen mer tillförlitlig. De är sannolikt dessutom snabba i fält men kräver en del dyr utrustning både för dokumentationen och för själva analysen. Problemen med de fotografiska metoderna är att man lätt förbiser små arter, att det vid högvuxen vegetation är svårt

eller omöjligt att urskilja det som befinner sig under det övre lagret. Dessutom krävs, som tidigare konstaterats, god sikt i vattnet för att kunna analysera bilderna/filmen. Troligen kommer det inte att fungera som enda instrument men väl som ett komplement till andra undersökningar.

En annan metod som har använts för översiktlig inventering av vegetation är att åka skärplan efter båt. Genom att på band spela in dykarens observationer och samtidigt registrera positionen med DGPS får man en lägesbunden information liknande den från



Figur 2 Effekten av skuggning på *Zostera noltii*. Bladens tillväxt, förlust och nettotillväxt visas i diagrammet. Från Philippart 1995.

videofilmningen ovan.

I en kanadensisk sjö gjordes undersökningen i stället med ekolod (Fortin et al 1993). Metoden hade dock ingen möjlighet att skilja mellan olika arter men väl mellan lång- och kortskottsväxter. Kompletterande studier krävs därmed för att verifiera analysen av ekogrammen.

Kartering med vattenkikare och räfsa har använts vid översiktlig vegetationskartering längs flera kuststräckor (Lagenfeldt 1987, Nilsson 1995, Anon 1995). Metoden ger en översiktlig beskrivning av vegetationens sammansättning och vid större förändringar i sammansättning och utbredning kan man avläsa dessa. Detta sätt att inventera kustområden lämpar sig bäst i mer begränsade vattenområden som vikar och fjärdar. Metoden kräver ingen särskild utrustning men är förhållandevis långsam om ett större område ska inventeras. Vid en studie grunda vegetationsklädda vikar i Uppland och på Åland rekommenderas undersökning med vattenkikare eller dykning längs ett antal utlagda profiler (Wallström et al 2000).

Icke-areella undersökningsmetoder

I de icke-areella undersökningsmetoderna är man inte i första hand intresserad av att skapa en kartbild över utbredning, mönster eller dylikt utan studien görs i en eller flera punkter eller profiler som ska representera ett större område. Man gör då antagandet att påverkan i området kommer att kunna avläsas även i den undersökta punkten/profilen. Denna typ av studier är vanligt förekommande i miljöövervakning där samma punkt återbesöks t ex varje år. Metoderna har olika grad av generaliseringspotential beroende på hur de utformas. Här finns såväl icke-destruktiva fältmätningar som destruktiva provtagningar då material tas hem för analys på laboratorium. Eftersom de icke-areella metoderna inte är yttäckande kan man istället göra dem mer detaljerade och på det sättet öka förut-

sättningen att statistiskt säkerställa en eventuell förändring. Nedan följer en genomgång av de vanligast förekommande variabler som ingår i dessa undersökningar.

Biomassa

Biomassan för sjögräs har i olika undersökningar visat sig vara känslig för såväl närings-tillgången i vattnet och sedimentet som tillgången på ljus (figur 2)(Philippart 1995, Short et al 1995).

Det finns flera metoder för uppskattning av biomassa men vanligast är kvantitativ insamling av växtmaterialet för art- och biomassabestämning på laboratorium. Vid insamlingen används oftast någon typ av ram i vilken all vegetation insamlas. Ramarna placeras slumpmässigt inom det område som ska undersökas eller längs den utlagda profilen. Denna metod används i flera undersökningsprogram i Sverige och utomlands. Inom kustundersökningarna i Kalmar län användes denna undersökningsmetodik under flera år för att övervaka ålgräs (Tobiasson 1993). En poweranalys av mätningarna 1984 visar att tio prover var tillräckligt antal för att uppnå en precision på 90 %. Vid senare provtagningar i samma område minskade dock täckningsgraden och mängden biomassa väsentligt och beräkningar visar att powern efter detta sjönk till mellan 10 och 25 % (tabell 5, sidan 26). Som alternativ till ramar används ibland bottenhuggare av olika typ (Long 1994, Downing & Anderson 1985). En möjlighet finns då att göra analys av såväl blad- som rotbiomassa. Metoden är dock mycket destruktiv och det finns risk för långvariga skador.

Ett alternativ till kvantitativ insamling är att fotografera de ytor som ska studeras. Vid en undersökning utanför Hong Kong användes fotografering för att uppskatta biomassa och täckningsgrad av ett litet bestånd *Zostera japonica* (Lee 1997). I studien framhölls risken för underskattning av biomassan vid täta bestånd.

Mellors (1991) utvecklade en snabb, visuell metod för att uppskatta biomassa av sjögräs. Metoden modifierades av Mumby et al (1997) och går ut på att dykare tränas att uppskatta biomassan i sju referensrutor med olika i området förekommande täckning/biomassa. Man får på det viset en egen skala som ska representera olika biomassor inom området. Efter intrimning uppskattar man sedan biomassan i de stickprover som ska undersökas och anger biomassan med en decimal enligt den framtagna skalan ovan. När undersökningen är klar skördar man ett antal olika rutor med uppskattad biomassa för att över-sätta den egna skalan till riktiga biomassa-värden. Metoden fungerar bra om många stickprover ska tas i ett område men har sin begränsning i att en ny skala måste konstrueras för varje nytt område och för varje art (Mumby et al 1997a).

Kvantitativa provtagningar har, om de är rätt utförda, en uppenbar styrka jämfört med fältmätningar då de är mer objektiva. De är dock betydligt mer tidskrävande på laboratoriet.

Täckningsgrad

I stället för att mäta biomassan för olika arter kan man bedöma täckningsgraden. Det finns oftast ett tydligt samband mellan dessa två parametrar (Phillips & McRoy 1990) och uppskattningen av täckningsgrad har den fördelen att den är icke-destruktiv.

Den visuella bedömningen av täckningsgrad innebär att art/artgrupp av växter no-

teras och att täckningsgraden av dessa bedöms i fält. Bedömningarna kan göras längs en 5-10 m bred korridor längs utlagda profiler (Kautsky 1993, Kirkman 1996) eller inom utslumpade rutor (Dethier et al 1993). Profilerna ska placeras så att de är representativa för ett större område och helst vara fler än två. Enligt Kirkman (1996) bör dessutom någon av profilerna starta i den grundaste delen av området och stäcka sig till den djupaste delen. Den stora nackdelen med visuell bedömning är att den är subjektiv och sannolikt också i hög grad påverkas av skickligheten hos den som utför bedömningen. Risken för att små arter förbises är också stor. En interkalibrering mellan olika dykare gjordes i Danmark 1997 (Middelboe et al 1997). Undersökningar gjordes i utlagda transekter och av resultaten framgår att fr a artsammansättning och de enskilda arternas täckningsgrader bedömdes olika av olika dykare, trots att dessa var vana vid metodiken. Slutsatsen blev att det är nödvändigt att försöka minska de subjektiva momentens variation genom att göra bedömningen av täckningsgrad i ett antal utlagda rutor. Som en följd av resultaten initierades metodutveckling för undersökning av vegetationsklädda bottenar i Danmark. Resultat av de genomförda studierna hösten 1998 visar att rammetoden generellt inte gav mer reproducerbara data än bedömning i en större ruta (5x5 m). Artantalet var dessutom högre vid undersökning i ett större område och man valde därför att fortsätta med denna metod (Dorte Krause-Jensen pers kom). Även i Nordiska Ministerrådets rapport

Tabell 2 För- och nackdelar med olika metoder vid uppskattning av täckningsgrad, enligt Meese och Tomich 1992.

Metod	Variation		Kostnad för utr	Tidsåtgång	
	Mellan undersökn.	Mellan observatörer		I fält	På lab.
Visuell uppskattning	Låg	Hög	Ingen	Liten	Liten
Jämnt spridda punkter	Hög	Hög	Låg	Måttlig	Liten
Stratif. slumpade punkter	Måttlig	Måttlig	Låg	Måttlig	Liten
Slumpade punkter	Måttlig	Måttlig	Låg	Måttlig	Liten
Digitalisering	Mycket låg	Mycket låg	Hög	Mycket liten	Stor

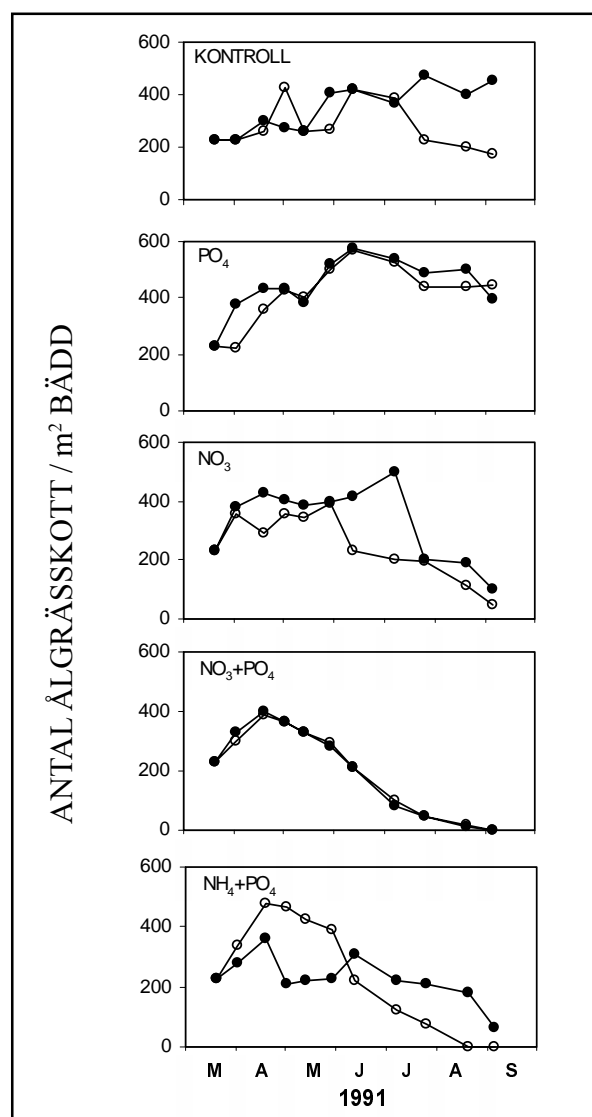
(Tema Nord 1998) rekommenderas bedömning av täckningsgrad längs en profil eller i punkter.

En annan, mer objektiv, typ av bedömning av täckningsgrad görs med sk "point quadrat"-metoden. Den innebär att man pekar på växterna med en sticka genom en hålförsedd plastbricka e dyl och noterar vilka arter som stickan berör. Enligt en undersökning av Foster et al (1991) är fotografering att föredra framför "point quadrat"-metoden i system där det bara finns ett lager eller där bara det övre lagret studeras. I övriga fall fann de att "point quadrat"-metoden gav en mer precis bedömning vad gäller täckningsgraden. "Point quadrat"-metoden används på flera

håll i världen. Enligt Dethier (1993) ger dock en visuell bedömning i kvadrater både bättre säkerhet och mindre risk att förbise sällsynta arter. Meese och Tomich (1992) jämförde tre olika varianter av "point quadrat"-metoden med digitaliserade fotografier samt visuell bedömning. Undersökningen visade att arter med en täckning mindre än 1% ofta missades av "point-quadrat"-metoderna. De fann också att en digitalisering av bilder gav det bästa resultatet för arter som täckte mer än 30% av bilden och att variationen i bedömning mellan personer med olika erfarenhet var störst med den visuella metoden. De rekommenderade trots detta en visuell bedömning i kombination med fotografering beroende på den tidsåtgång som digitaliseringen tar (tabell 2). En förutsättning för den visuella metoden var dock att skillnader mellan olika bedömare minimeras genom interkalibrering.

Skottäthet

För ålgräs har man funnit god överensstämmelse mellan skottäthet och ljusstillgång (Short et al 1995, Dennison & Alberte 1985). Även kvävehalten i vattenmassan var viktig för skottätheten liksom tillgången på näring i sedimentet (figur 3)(Short 1987, Taylor et al 1995). Andra faktorer som exponering, substrattyp, djup mm är också avgörande för skottätheten och det kan därför vara svårt att jämföra olika platser med varandra. En styrka i metoden är att resultatet inte varierar nämnvärt beroende på vem som utför räkningen. En studie i Australien visar att det efter en kort tids övning inte finns några signifikanta skillnader mellan den erfarna "skotträknaren" och nybörjaren (figur 4)(Inglis & Smith 1995). Vid jämförelse mellan skottäthet och biomassa (över och under sedimentytan) visade det sig att skottätheten krävde klart färre replikat för att detektera en given skillnad (Heidelbaugh & Nelson 1996). Undersökningen konstaterade också att det mest kostnadseffektiva var att bedöma täckningsgraden

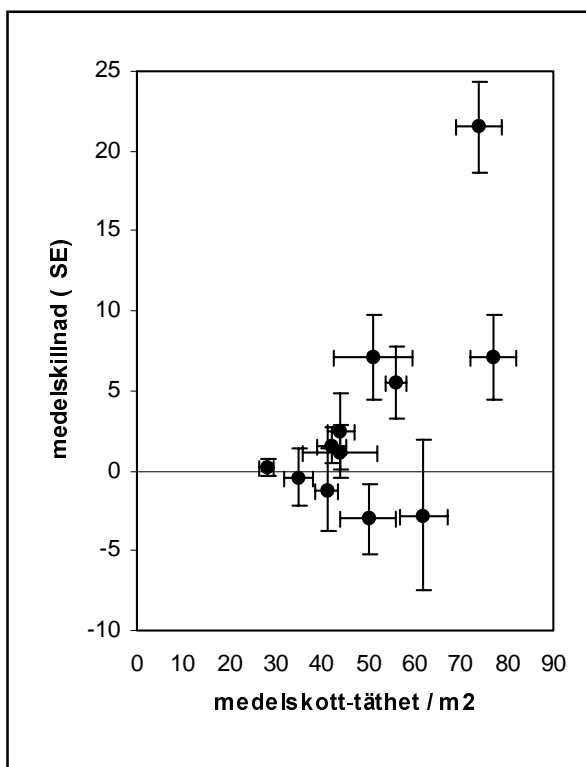


Figur 3 Utvecklingen av skottantal för ålgräs vid behandling med näringsberikat vatten. Från Taylor et al 1995.

i rutor med storleken 2 m². En poweranalys av de prover som tagits vid Skånes kust 1995 och 1997 visar också att skottätheten ger den bästa möjligheten att upptäcka förändringar jämfört med blad- och rotbiomassa (tabell 5, sidan 26). Analysen visar vidare att de sex prover som togs på varje plats inte riktigt uppnår den power som erfordras enligt detta projekts målformulering. Om antalet stickprover fördubblas uppnås däremot en power på 90 % i flera av undersökningarna.

Djuputbredning

Djuputbredning har för *Zostera* enligt många källor en tydlig koppling till trofinivå och ljusmängd (Denisson 1987, Abal & Denisson 1996, Borum 1997, Livingston et al 1998). Kompensationsdjupet, det djup där växternas produktion och respiration är lika stor, ligger för ålgräs vid 11% av ytinstrålningen (Olesen och Sand-Jensen 1993), vilket är ungefär det samma som "secci-djupet". Förutom att bestämma den djupaste utbredningsgränsen för en art, är det också lämpligt



Figur 4 Skillnad i skottantal uppskattat av en erfaren och ett antal mindre erfarna dykare. Från Inglis och Smith 1995.

att fastställa djupet för dess huvudutbredning (Kirkman 1996). Att göra linjetaxering ner till de djupaste ålgräsplantorna, som kan växa ner till åtminstone 6 m djup, kan dock blir väldigt tidskrävande med tanke på att lutningen på dessa bottnar ofta är svag. En möjlig lösning är att endast besöka vissa bestämda djup i en profil, däribland de djup som tidigare var gränsen för huvudutbredningen samt djupaste utbredningsgränsen.

Produktionsmätning

Tillväxten för sjögräs påverkas såväl av ljusmängden (Kerr & Strother 1989, Short et al 1995, Philippart 1995) och sedimentstatus (Short 1987) som mängden näring i vattnet (Williams & Ruckelshaus 1993). Vid produktionsmätning på sjögräs finns det flera metoder som kan tillämpas direkt i fält (Kerr & Strother 1989, Erftmeijer et al 1993, Ibarra-Obando 1994, Meling-Lopez 1997). Gemensamt för alla är dock att det krävs ett återbesök på varje undersökningsplats efter några veckor vilket gör dem mindre användbara som övervakningsinstrument. Det kan också vara svårt att hitta tillbaka till just de plantor som man ska mäta produktionen på. Sannolikt är också produktionen mycket väderberoende och soliga, högtrycksdominerade somrar ger troligen betydligt högre tillväxt än somrar med "sämre" väder.

På senare år har det utvecklats en mätutrustning som direkt på plats kan mäta fotosyntesaktivitet i enskilda plantor (Ralph et al 1998). Utrustningen kostar i storleksordningen 100 000 SEK och metoden kan därför inte förväntas bli användbar inom överskådlig tid.

Innehåll av olika ämnen

Växternas innehåll av olika ämnen kan ibland avslöja om de har blivit utsatta för en störning av något slag. Ålgräs lagrar sina energireserver i rhizomen i form av socker (glukos). Genom att mäta glukoshalten inför vintern kan man därmed få en indikation på hur ålgräset kom-

mer att klara vintern och därefter skjuta nya skott nästa vår. Studier har visat att sockerhalten i rhizom sjunker signifikant vid skuggning (Burke et al 1996). Halten varierar dock mycket under året och mellan år vilket gör mätningarna svåra att utvärdera (Burke et al 1996). Genom att endast genomföra mätningar omedelbart efter vegetationsperioden (oktober), då halterna inte förändras i någon större utsträckning, kan ändå någorlunda jämförbara data insamlas.

Man har också kunnat mäta ökade halter av näringsämnen i sjögräs vid ökad exponering av kväve. Det tydligaste sambandet fick man med aminosyrorna glutamin och asparagin medan totalhalterna gav ett mindre tydligt samband (Udy & Dennison 1997a & b).

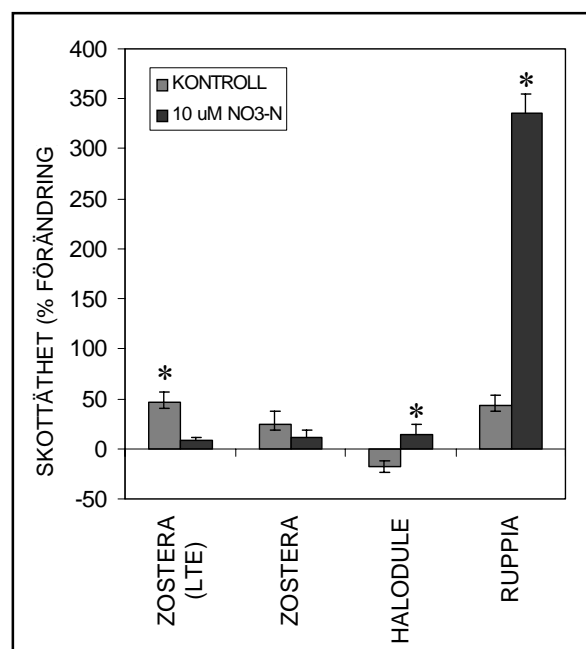
Artsammansättning

De olika växtarterna påverkas på olika sätt vid eutrofiering. Medan vissa arter som nate och axslinga gynnas, missgynnas t ex kransalger (Spink et al 1993, Van den Berg et al 1998, Blindow 1992a). Även nating (*Ruppia maritima*) gynnas av ökad mängd kväve medan ålgräs missgynnas (figur 5) (Burkholder et al 1994). Flera undersökningar har också slagit fast att mängden fintrådiga alger ökar vid eutrofiering, på bekostnad av sjögräs och fleråriga algarter (Duarte 1995, Borum 1985, Lapointe et al 1994). Epifytiska mikroalger har också visats vara gynnade av ökad näringstillgång (Coleman & Burkholder 1994). Ett par undersökningar, dels i mesokosmer men också i fält, antyder dock att epifyter inte skulle vara en bra indikator på eutrofiering (Lin et al 1996, Frankovich & Forqurean 1997). Ett problem med epifyter är att förekommer under varierande tidsperiod olika år (egna observationer). Det finns därmed risk att de vid provtagning är olika utvecklade och det blir svårt att göra jämförelse mellan olika år.

Ett stort antal undersökningar på vegetationsklädda mjukbottnar har utförts i mer

eller mindre renodlade enartssamhällen eller som areella studier (Kowalczewski & Ozimec 1993, Krolikowska 1997, Blindow 1992a & b, Coops & Doef 1996). Det saknas därför möjlighet att göra statistisk analys av artsammansättningen. Många gånger behandlas dessutom de olika arterna var för sig trots att flera arter ingår i undersökningen (Lanyon & Marsh 1995). I några studier under senare år har artsammansättningen analyserats med någon typ av multivariat analys (Kuenen & Debrot 1995, Lazaridou et al 1997).

Provtagning för analys av artsammansättning kan göras från båt med huggare (Downing & Andersson 1985, Long et al 1994, 1996). Denna provtagningsmetod är snabb men inte särskilt tillförlitlig, åtminstone inte i områden med långskottsväxter som *Potamogeton*, *Myriophyllum* m fl. De undersökningar som gjorts i Kalmar län (Tobiasson 1994 & 1995, Lindqvist et al 1998) för att övervaka vegetationen på grunda bottenar (1-2m) nära åmynningar visar att denna metod har mycket stora be-



Figur 5 Olika arters påverkan då de exponeras för kväveberikat vatten (10 uM nitratkväve) i 12 veckor. LTE=långtidsexponering (26 veckor). Stjärnorna anger att det är signifikant skillnad mellan exponerade och kontrollakvarier. Från Burkholder et al 1994.

gränsningar. Antalet arter blir relativt högt (10-15) men proverna blir i bästa fall semi-kvantitativa eftersom mycket av vegetationen lägger sig ner när man ska hugga. Man får då inte med sig enbart vegetationen inom den tänkta rutan utan också sådan som ligger ned men som är rotad vid sidan om. Provtagning med dykare ger betydligt bättre tillförlitlighet men är mer resurskrävande. Man kan också se att biomassan av olika arter varierar mycket mellan åren. Detta problem har observerats även i andra sammanhang (Idestam-Almquist 1998, egna observationer). Genom att analysera artsammansättningen med en multivariat metod, t ex MDS (Multi Dimensional Scaling) (Field et al 1982, Warwick & Clarke 1991) kan man dock väsentligt öka möjligheterna att analysera materialet eftersom artfördelningen då i större omfattning slår igenom. Generellt kan man konstatera att analys av artfördelning med "vanlig" statistik som ANOVA kräver ett så stort antal prover att en provtagning blir mycket kostsam. Användningen av multivariata metoder ökar väsentligt möjligheten att detektera förändringar men förutsättningen är att artantalet inte är för lågt (Warwick & Clarke 1991).

Undervattensfotografering av bestämda ytor med efterföljande bildanalys (antingen manuellt med rutnät eller digitalt) har använts med gott resultat på hårda substrat längs västkusten (Karlsson et al 1992, Karlsson 1996). Försök gjorda vid Skånes sydkust var mindre framgångsrika, såväl på hårda som sandiga bottenar (Karlsson 1996). Problem uppstod dels beroende på dålig sikt dels då det gäller att identifiera arter under ett lager av epifyter. Fotografering lämpar sig därför inte som enda metod i dessa miljöer men kan med fördel komplettera andra undersökningar eftersom de utgör en viktig dokumentation för framtiden.

Resultat av workshop angående metoder för övervakning av vegetationsklädda mjukbottenar.

Den 17 februari 1999 hölls en workshop angående metoder för övervakning av vegetationsklädda mjukbottenar. Med på mötet var forskare, handläggare på länsstyrelser och naturvårdsverk samt konsulter, totalt 32 personer, alla med någon typ av erfarenhet av arbete i dessa miljöer. Nedan är de synpunkter som framkom under mötet förtecknade.

1. Det är ytterst viktigt att översiktliga inventeringar/karteringar av våra kuster kommer till stånd. Dessa görs förslagsvis med flygbilder i någon form. En viss metodutveckling behövs sannolikt, men i huvudsak kan de utföras enligt den modell som används längs Bohusläns kust. En begränsning med flygbilder är att det normalt bara går att se ner till ungefär 3 meters vattendjup. På något sätt vill man också få en förutsättning att beakta *främmande arter* och *biologisk mångfald*. En efterföljande fältkontroll för att verifiera tolkningen av flygbilderna ger en viss möjlighet till detta.

2. Det finns stora regionala skillnader och problemen ser inte likadana ut på västkusten, sydkusten och längs norra östersjökusten. Detta innebär att valet av metod inte kan bli detsamma i samtliga områden. På västkusten har man stora problem med fintrådiga alger i ytan som ger både strukturella och funktionella förändringar. På ostkusten är problemet med de fintrådiga algerna inte lika uttalat och de ligger dessutom på lite djupare vatten. I norra Östersjön har vi landhöjningen som en viktig faktor att ta hänsyn till.

3. Transektundersökning är bättre än utslumpade prover i ett område. I varje vegetationsstrata gör man sedan undersökningar av ett antal variabler vilka inte blev klart identifierade under mötet. Om man väljer en enkel fältobservation kan fler stick-

prover tas i stället för ett fåtal kvantitativa prover. Även kravet på att använda en icke-destruktiv metod talar för att inte i så stor omfattning använda kvantitativ insamling av prover. Erfarenheter från Danmark visar att bedömning av täckningsgrad etc bäst utförs i rutor, åtminstone för alger på hårda substrat.

4. Vid val av variabler gäller det att de helst ska vara robusta, enkla och billiga. Djuputbredning för några lätt identifierade perenna arter som ålgräs och borstnate bör därför vara lämpliga. Täckningsgrad eller skotttäthet är andra parametrar som kan användas. För alger är det naturligt att ange förekomsten som täckningsgrad medan det för kärlväxter som ibland når upp till vattenytan sannolikt fungerar bäst med skottantal/skottfördelning.

5. Stora mellanårsvariationer i framför allt grunda områden innebär att dessa miljöer inte är speciellt lämpade för övervakning. Diversiteten och produktionen i dessa områden är dock hög och det är dessutom ofta här som mänsklig verksamhet utgör ett hot. Trots mellanårsvariationerna är det därför mycket viktigt att övervaka områdena. Över-

vakningen bör ske mer översiktligt med hjälp av flygbilder och efterföljande fältkontroll. En erfarenhet från undersökningar på västkusten är att mellanårsvariationer av det här slaget kan motverkas genom att många områden undersöks vid varje tillfälle.

6. Några deltagare hade noterat problem med svanar och gäss i sina undersökningsområden. Detta är ytterligare en faktor som gör de grundaste områdena olämpliga för övervakning på fasta stationer.

7. Flera deltagare tryckte på vikten av att övervaka vegetationen på grunda bottnar, men också på behovet av att se mer funktionellt än strukturellt på problemet.

8. Olika växtarter har sin stabila period vid olika tid på året. Kransalgerna har sin topp redan i juni/juli, medan ålgräs och borstnate fortsätter att växa ända fram till september/oktober. Detta kan ställa till problem vid studier av växtsamhällets utbredning eftersom de i viss mån avlöser varandra.

9. Det framfördes också att djursamhället har en stabil och individtät period på hösten vilket gör det lämpligt för upprepad provtagning i övervakningsprogram.



Figur 6 Den 17 februari 1999 hölls en workshop på Högskolan i Kalmar angående övervakningsmetoder för grunda vegetationsklädda mjukbottnar.

Fälttest av reproducerbarhet och precision för några variabler

Bakgrund

De vegetationsklädda mjukbottarna utgör en viktig miljö längs kusten, både som energifixerare och som uppehållsplatser för ett stort antal arter. Fleråriga arter påverkas under lång tid av fysiska och kemiska omgivningsfaktorer och fungerar därför bra som instrument för att mäta förändringar i miljön. Sammantaget gör detta att de vegetationsklädda bottenarna är både viktiga och lämpliga att studera i samband med miljöövervakning.

För att en övervakning ska vara tillförlitlig och effektiv krävs att man använder variabler som är robusta och enkla. Vid en interkalibrering av bottenvegetationsundersökningen i Danmark kunde man konstatera att det subjektiva momentet innebar stora variationer i bedömningen av antal arter, olika arters täckningsgrad etc (Middelboe et al 1997). En likartad bedömning av subjektiva parametrar försvarades av att storleken på det undersökta området bestämdes av respektive dykare och av att sikten i vattnet var begränsad vid aktuell tidpunkt. I detta projekts målformulering ingår därför att ta fram en metod där de subjektiva momenten minimeras samt att testa dessa metoder i fält.

Genom att bättre definiera storleken på det område som ska beskrivas kan en ökad överensstämmelse mellan olika dykares bedömning uppnås. Bedömningen av täckningsgrad kan göras i en större men väldefinierad yta, (ex vis 10x10 meter), alternativt en 5 meter bred ”korridor” längs en transektlinje, eller inom utslumpade ramar. Man kan också göra bedömningen längs utlagda linor. Effekten av att ha en mer väldefinierad och överblickbar yta borde bli att skillnaden i bedömning mellan olika dykare blir mindre, dvs att mer reproducerbara data erhålls. Man kan också ersätta eller komplettera uppskattningen av

täckningsgrad med någon annan variabel som skottantal, vilken, för blåålgrens har visat sig vara känslig för såväl närings- som ljusstillgång (Taylor et al 1995, Short et al 1995). Detta ger data som inte bygger på subjektiv bedömning och som dessutom är lättare att utvärdera med traditionell statistik.

En viktig fråga att ta ställning till är olika variabelers precision, dvs variationen mellan olika delprover tagna i en punkt. Vissa variabler kan ha en högre naturlig variation än andra och är då mindre lämpliga eftersom det krävs fler prover för att på ett tillfredsställande sätt uppskatta ett medelvärde.

Inom ett definierat område, exempelvis en fjärd eller ett kustavsnitt, kan den rumsliga variationen vara stor. När den bästa metoden och de mest precisa variablerna är valda måste man därför fastställa hur många replikat (punkter eller profiler) som behövs för att täcka den rumsliga variationen.

Metod

I september 1999 genomfördes ett fälttest för att fastställa reproducerbarheten och precisionen för ett antal variabler och metoder. Vid undersökningen deltog tre dykare, en som arbetar med denna typ av studier och alltså får betraktas som rutinerad samt två med mindre vana av fältundersökningar under vattnet. Studien utfördes i två olika områden (figur 7), dels en ålgräsäng vid Skäppevik söder om Bergkvara (Kalmar län) och dels en vegetationsklädd botten med dominans av borstnate i Torhamnsfjärden (Blekinge län).

Båda de undersökta områdena har ett vattendjup på mellan 4 och 5 meter. I Torhamnsfjärden består sedimentet av gyttja medan det vid Skäppevik är mer sandigt.

I varje område genomfördes följande undersökningar:

1. En ruta på 10 x 10 meter (storruta) bojades ut och inom denna yta bedömde de tre dykarna var för sig täckning av olika arter.

Rutan dokumenterades med undervattensvideo.

2. Inom storrutan utslumpades 10 stora (50 x 50 cm) och 10 små (25 x 25 cm) ramar. De tre dykarna bedömde var för sig täckning samt räknade skott av olika arter i dessa.

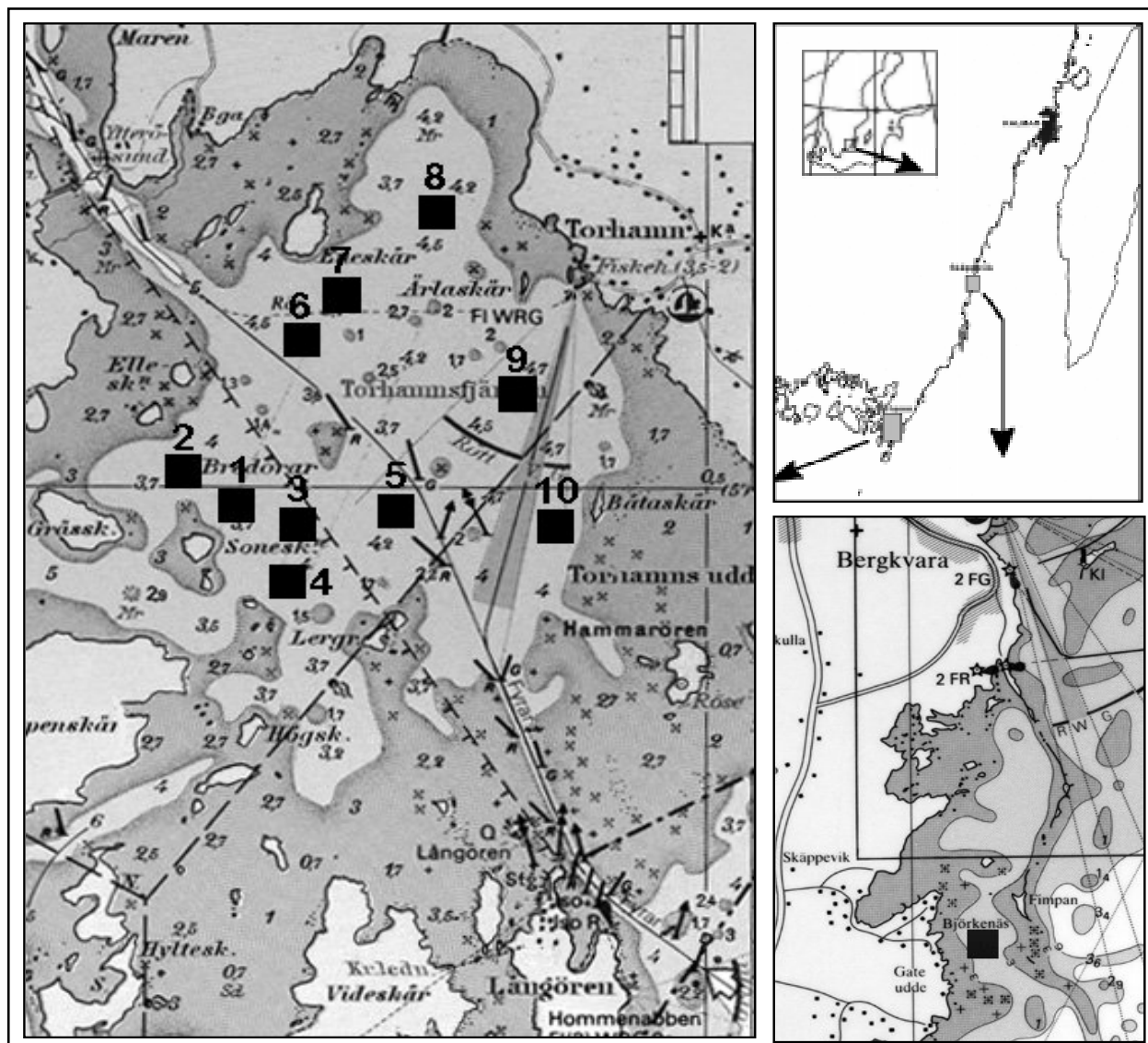
3. Slutligen samlades all vegetation inom de undersökta rutorna in för analys på laboratoriet.

4. Avsikten var även att göra undersökning utefter en "lina" på 5 resp 2,5 meter. Denna del ströks då det var praktiskt omöjligt att arbeta med denna metod i borstnaten, som sträckte sig uppemot 2 meter över sedimentytan.

5. Punkten 1. genomfördes i ytterligare 9 "storrutor" för att försöka uppskatta områdets rumsliga variation.

Vid bedömning av täckningsgrad användes en 7-gradig skala; 100, 75, 50, 25, 10, 5% samt förekomst. Det är samma skala som används vid studier av alger på hårda substrat inom PMK (Kautsky 1993, Tema Nord 1998) och ett antal regionala kustkontrollprogram i Sverige (Blekinge, Kalmar, Skåne län m fl). Bedömningen ska göras rakt uppifrån vilket i potamogetonbiotopen var omöjligt eftersom vegetationen på vissa platser var närmare 2 m hög.

Alla levande, rotade skott räknades. I Torhamnsområdet förekom det skott av fr a na-



Figur 7 Karta över de två undersökningsområdena vid fälttesten, september 1999. Vid Skäppevik bestod vegetationen mestadels av ålgräs (*Zostera marina*) medan den i Torhamn var mer blandad men dominerades av borstnate (*Potamogeton pectinatus*).

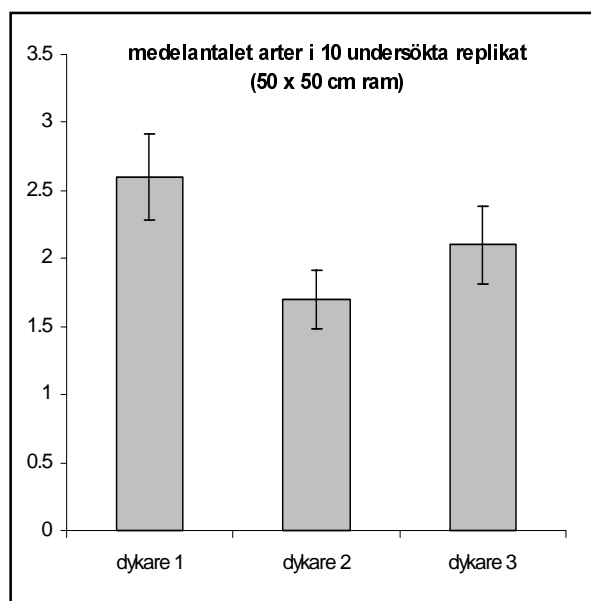
ting (*Ruppia maritima*) som hade lossnat från botten och därefter fastnat i den högvuxna vegetationen. Dessa skott räknades inte men kom däremot med i de kvantitativa proverna. De kvantitativa proverna samlades in i en nät-kasse med maskstorleken 1 mm och analyserades dagen efter insamlandet. Vid analysen räknades antalet skott för varje art och arternas biomassa bestämdes efter torkning i 2 dygn i 60 °C . Endast de delar av växten som var över sedimentytan vägdes.

För att statistiskt utvärdera hur **reproducerbara** de olika variablerna i undersökningen var användes ett icke-parametriskt test; Friedmans "two-way analysis by ranks" med Kendall coefficient of concordance (likhet). Man kan med den analysen se hur likartade bedömningar de tre dykarna gjorde. Ett lågt värde på "coefficient of concordance" innebär stor likhet i bedömningen.

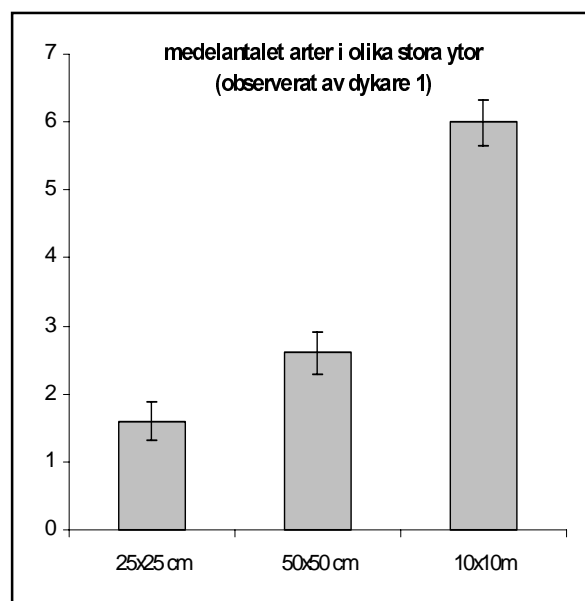
För att utvärdera **precisionen** i de undersökta variablerna kan man se på förhållandet mellan standardavvikelsen och medelvärdet ($cv = \text{coefficient of variance}$). Ett högt värde på cv innebär dålig precision varvid det behövs många prover för att ge en tillfredsställande beskrivning av variabelns medelvärde. Med sk poweranalys kan man undersöka sannolikheten att erhålla statistisk signifikans när

en verklig förändring föreligger. Vid låg power riskerar man alltså att inte kunna påvisa en förändring trots att en verklig förändring har inträffat. Gränsen för denna sannolikhet (power) har angivits till 80%, en ganska vanlig nivå i sådana här sammanhang. Powern kan ökas genom att ta fler prover eller förlänga tidsserien. Målet har varit att finna en variabel med vilken man efter 5 år kan upptäcka en årlig förändring på 5%. α -värdet, det värde som anger risken att en konstaterad förändring beror på slumpen, har bestämts till 0,05.

Analys av **artsammansättning** görs företrädesvis med någon typ av multivariat metod. Det är en kraftfull test där man kan inkludera samtliga arter i ett och samma test. Multivariata analyser fungerar bäst om provernas artantal är någorlunda högt. Vid utvärderingen av fältundersökningen i detta projekt har analysen gjorts med PRIMER utvecklat av Bob Clarke och Martin Carr vid Plymouth Marine Laboratory (Storbritanien)(Field et al 1982, Warwick & Clarke 1991). Vid utvärderingen av täckningsgraden har procentvärdena transformerats till klasser (klass 1-7 där förekomst är 1 och 100% är 7) för att komma ifrån problemet med icke-linjära data.



Figur 8 Antalet arter noterade av de tre dykarna. Dykare nr 1 är den mest erfarna av de tre (n=10). Medelfelet (SE) anges.



Figur 9 Antalet arter noterat av dykare 1 i de tre olika storlekarna på undersökningsyta (n=10). Medelfelet (SE) anges.

Resultat

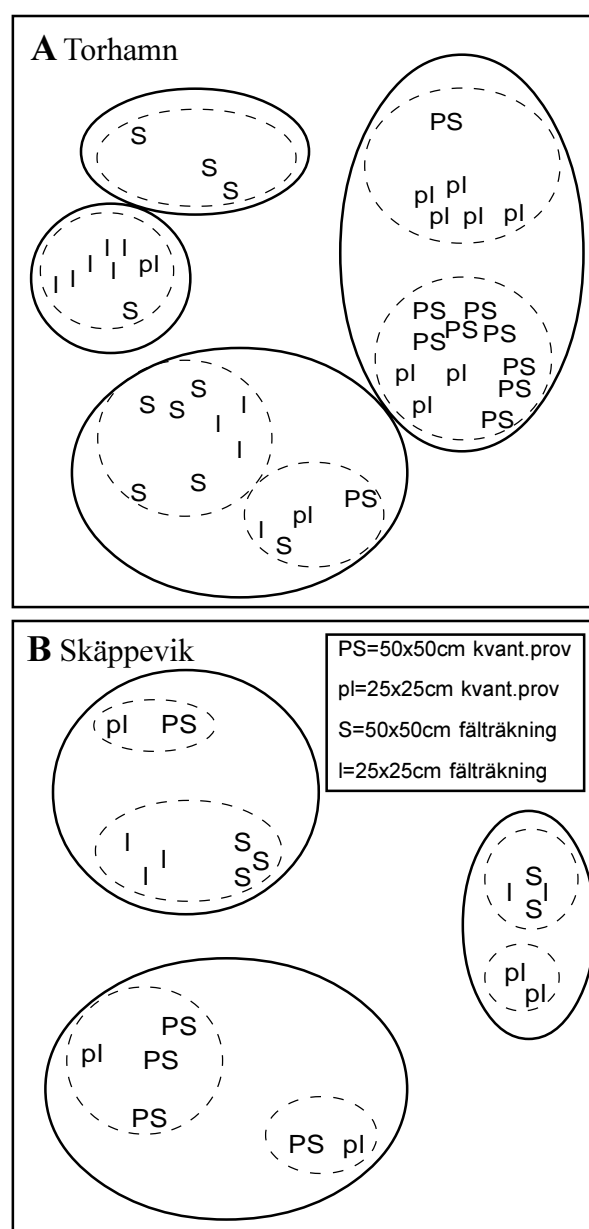
Då det gäller antalet noterade **arter** som registrerades av de olika dykarna kan man konstatera att det var förhållandevis stor skillnad, trots att det totala artantalet var lågt (figur 8). Dykare 1 noterade t o m signifikant fler arter än dykare 2. Dykarnas bedömning skiljde sig enbart med avseende på arter som var små, eller som fanns i enstaka exemplar. Det kan säkert förklaras med de tre dykarnas olika erfarenhet av arbete under vattnet. Genom en större art- och lokalkännedom samt samstämmighet då det gäller till vilken nivå artbestämningen ska göras kan denna skillnad sannolikt minskas betydligt. Även mellan olika metoder var skillnaden tydlig med signifikant fler arter ju större yta som undersöktes (figur 9).

För **bedömning av artsammansättningen** kan man av de utförda studierna konstatera att det var bättre överensstämmelse mellan dykarna i den stora rutan (10x10m) än det var i ramarna. I huvudsak bedömde de tre dykarna täckningsgraden för olika arter lika. Den mest erfarne av de tre dykarna hade dock genomgående ett något större antal arter med i sin artlista (jfr figur 8).

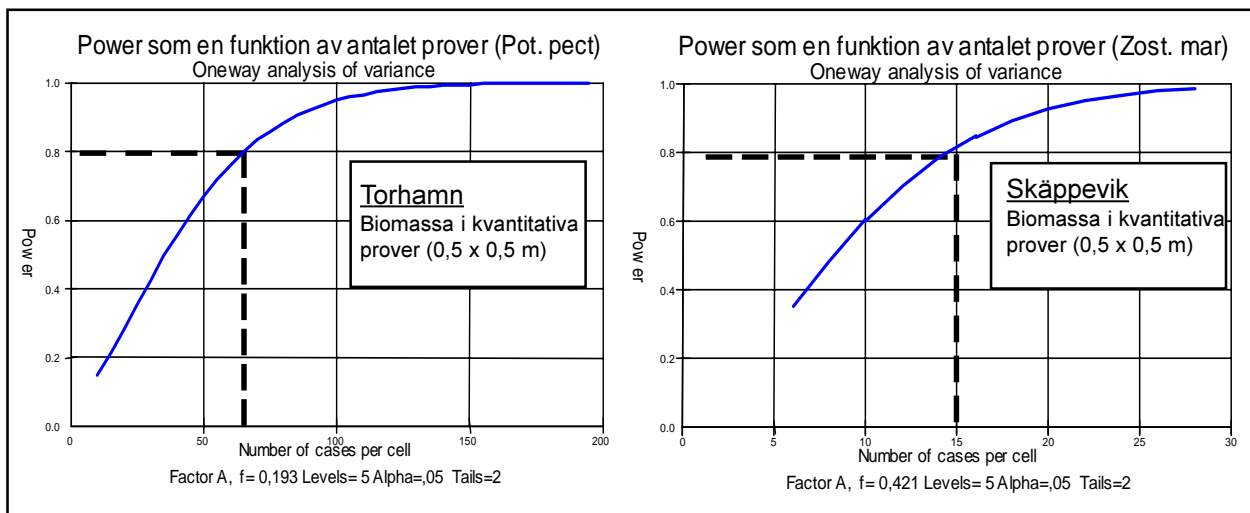
I Kalmar län har kvantitativa prover tagits på grunda mjukbottnar sedan 1993 (Tobiasson 1994 & 1995, Lindqvist et al 1998). Antalet arter av högre växter har då legat på mellan 10 och 15 vilket räcker bra för en multivariat analys. Förutom de högre växterna har det dessutom varit uppemot 12 algarter i proverna. Antalet arter i föreliggande studie var dock för lågt för att med framgång kunna göra en multivariat analys med MDS. Vissa mönster kan man ändå se vid analysen. Det visar sig bland annat att de noteringar som gjordes i fält stämmer dåligt överens med resultaten av de kvantitativa proverna, såväl i Torhamn som i Skäppevik (figur 10). Skälet är fr a att de kvantitativa proverna innehöll en hel del nating (*Ruppia sp*) som slitits loss från bottenarna. Tar man

bort denna art från analysen var det ingen större skillnad i artsammansättning.

Värderingen av de olika arternas **täckningsgrad** varierar generellt ganska lite mellan de tre dykarna, speciellt i den stora rutan. Statistisk analys av hur täckningen av de dominerande arterna (ålgräs resp borstnate) värderades visar att data från den stora rutan var minst lika reproducerbara som de från ramarna (tabell 3 nästa sida). Lägst reprodu-



Figur 10 Artsammansättning, mätt som skottantal, analyserad med MDS (MultiDimensional Scaling) dels i Torhamnsfjärden (A) och dels i Skäppevik (B). I båda områdena ingår samtliga arter i analysen. Inringade prover har en snarlik artsammansättning.



Figur 11 "Power" som en funktion av antalet kvantitativa prover i Torhamn (*Potamogeton pectinatus*) respektive Skäppevik (*Zostera marina*). I graferna kan man utläsa att det behövs 59 resp 14 prover för att komma upp i en power på 80 % enligt de förutsättningar som beskrivs i texten.

cerbarhet hade täckningsgradsdata från den lilla ramen i Torhamnsområdet. Detta kan bero på skillnader i betraktningssvinkel då dykarna undersökte ramarna. De var då tvungna att ligga runt rutorna och eftersom vegetationen ibland var ett par meter hög var det svårt att göra uppskattningen under likartade förhållanden. Denna förklaring styrks också av att uppskattningarna var mer samstämmiga i ålgrässamhället som endast var upp till en meter högt.

En annan viktig orsak till skillnader vid bedömningen av täckning är att sikten i vattnet successivt blev väldigt dålig. Det gäller speciellt i området med borstnate men även i viss mån i ålgräsängen.

I tabell 4 framgår powerberäkningar för de olika variablerna dels i Torhamn och dels i ålgräsängen vid Skäppevik. Man kan se att för undersökningarna i "borstnatebiotopen" är det bara uppskattningen av täckningsgraden i stor ram som klarar det uppsatta målet på 80 %. I ålgräsängen var täckningen något mer enhetlig och även med de små ramarna nådde resultaten från de 10 ramarna upp till de 80% som angetts i målformuleringen. Även i de kvantitativa proverna var powern betydligt bättre i ålgräsängen vid Skäppevik (figur 11).

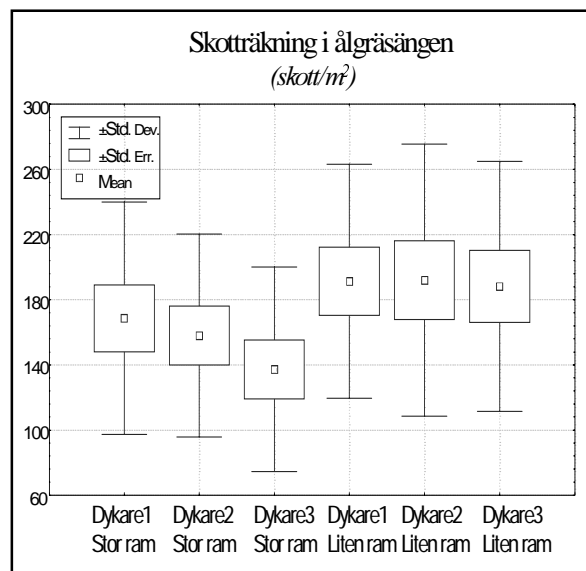
Genomgående var den statistiska powern högre för täckningsgrad än för skottantal och biomassa, men en förändring med 5 % om

Tabell 3 Resultat av statistisk analys avseende reproducerbarhet i de genomförda studierna. Ett lågt värde för "coefficient of concordance" innebär stor likhet i bedömningen. Ett p-värde på <0,05 vid den icke-parametriska variansanalysen (Friedman ANOVA) innebär att åtminstone två dykare har gjort signifikant olika bedömningar.

	Torhamn (<i>Potamogeton pectinatus</i>)			Skäppevik (<i>Zostera marina</i>)		
	antal obs	Friedman ANOVA p-värde	coeff.of Concordance	antal obs	Friedman ANOVA p-värde	coeff.of Concordance
<u>fältdata (3 dykare)</u>						
skottanatal i stor ram	25	<0,12	0,11	12	<0,02	0,33
skottanatal i liten ram	16	<0,95	0,004	12	<0,50	0,04
täckningsgrad (klasser) i stor ram	20	<0,68	0,02	12	<0,51	0,06
täckningsgrad (klasser) i liten ram	11	<0,31	0,11	12	<0,61	0,04
Täckning i stor ruta	40	<0,49	0,02			

året i 5 år motsvarar en förändring i medeltäckning från ex vis 75 % till ca 60 % eller från 40 % till ca 30 %. Täckningsgraden anges i en tämligen grov skala och i den här undersökningen motsvarar ex vis 75 % täckning för ålgräs i de små ramarna från 10 till 18 skott, uppskattat av samma dykare. En halvering av antalet skott skulle alltså kunna ge en bedömning att täckningsgraden är oförändrad. Denna variabel är därför mindre lämplig då det gäller att konstatera förändringar i den storleksordning som anges i målformuleringen. Trots den något grova skalan då det gäller att i fält uppskatta täckningsgrad för olika arter har metoden ett antal förträden. Metodens snabbhet innebär att stora ytor kan undersökas och man kan då få en mer yttäckande undersökning med fler stickprover. Uppskattning av täckningsgrad har dessutom använts i många tidigare undersökningar vilket gör möjligheten till jämförelser betydligt större. Täckningsgrad rekommenderas i Nordiska Ministerrådets rapport som lämplig parameter för studier av fyto bentalens växtsamhällen (Tema Nord 1998).

Skotträkningen visade sig vara betydligt mer problematisk än väntat, speciellt i borst-



Figur 12 Boxdiagram som visar de tre dykarnas resultat av skotträkning i ålgräsängen. Dels i stora (50x50 cm) rammar och dels i små rammar (25x25 cm).

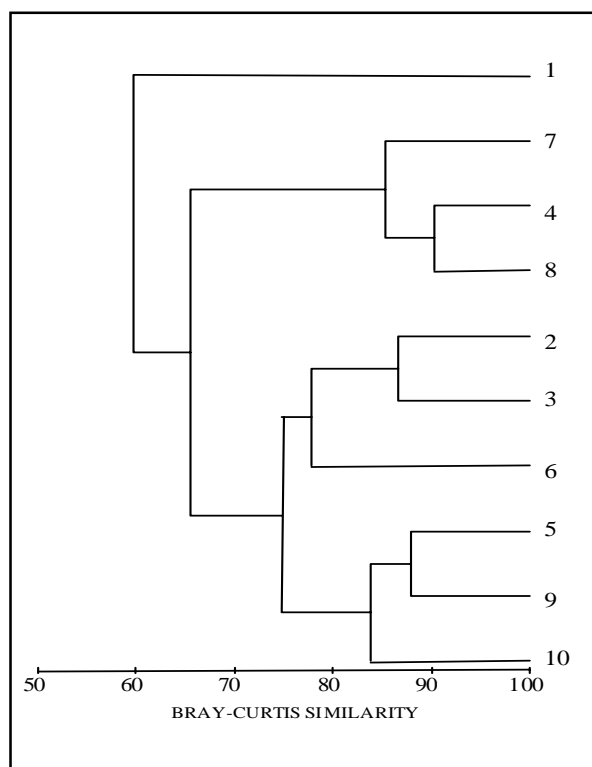
natebiotopen. Eftersom alla tre dykarna gjorde studier i samma rammar blev vattnet efter en kort stunds arbete väldigt grumligt och skotten svåra att se. Dykarna upplevde också svårigheter med att hålla ordning på vilka skott som blivit räknade, speciellt i den stora ramen. Av resultaten kan man därmed utläsa att de mest reproducerbara värdena erhöles från de små ramarna (tabell 3, figur 12). Med de stora ramarna var reproducerbarheten så

Tabell 4 Resultat av poweranalys på de insamlade mätvärdena. I tabellen framgår dels sannolikheten (%) för att erhålla statistisk signifikans enligt de uppställda kraven med 10 prover dels hur många prover som skulle krävas för att uppnå denna signifikans med 80 % sannolikhet. För data insamlade i fält anges intervallet för de tre dykarnas resultat.

	Torhamn (<i>Potamogeton pectinatus</i>)				Skäppevik (<i>Zostera marina</i>)			
	medelvärde	CV%	power % 10 prover	Ant prover för att uppnå 80% power	medelvärde	CV%	power % 10 prover	Ant prover för att uppnå 80% power
kvantitativa prover								
skottantal (S)	147	42	13	76	362,4	18	53	17
skottantal (I)	155,2	33	18	53	390,4	32	18	51
biomassa (S)	52,6	34	17	59	58,6	17	62	15
biomassa (I)	57,8	56	9	151	62,6	33	17	55
fältdata (3 dykare)								
skottantal (S)	68-101	29-36	15-23	40-64	161-198	9-22	36-100	5-25
skottantal (I)	109-138	40-61	8-13	79-177	192-211	19-25	28-44	20-33
täckningsgrad (klasser) (S)	4,8-5	9-26	26-100	5-35	6-6,4	5-9	100	4-5
täckningsgrad (klasser) (I)	4,4-4,8	21-36	15-39	23-63	5,4-6	12-20	43-91	8-21

(S) = i stor ram, (I) = i liten ram

dålig att skillnaden var signifikant mellan resultaten från den dykare som angav högst respektive lägst antal skott ($p < 0,02$). Resultatet skulle sannolikt blivit betydligt bättre om inte alla dykare räknat samtidigt och därmed stört varandra, men tendensen är ändå mycket tydlig. Poweranalysen (tabell 4) visar att skotträkningen inte fungerade bra i borstnatebiotopen. För att få tillräckligt hög power skulle det krävas uppemot 50 prover. I ålgräsängen däremot kan metoden fungera relativt bra. Med den stora ramen skulle det räcka med 10 prover men med tanke på den dåliga reproducerbarheten i dessa mätningar är ändå den lilla ramen att föredra. En förutsättning är att man minskar den statistiska spridningen genom att ta alla prover i den tätaste delen av beståndet. Erfarenheten från denna studie visar också att det är mycket viktigt att noga definiera vilka skott som ska räknas.



Figur 13 Artsammansättningen i de tio rutorna (10x10 m) i Torhamn analyserat med klusteranalys. Analysen är gjord med den mest erfarna dykarens observationer för olika arters täckningsgrad. Procentskalan på x-axeln anger likhet (Bray-Curtis likhetsindex).

Den **rumsliga variationen** var väldigt liten i det studerade området. Resultaten från de 10 rutorna (10x10m) skiljer sig därmed inte mycket då det gäller täckningsgraden för olika arter. Illustrerat med en multivariat analys (klusteranalys med Bray-Curtis likhetsindex) ser man att så många som 6 rutor är mer än 75 % lika (figur 13). Värdena för täckningsgrad är liksom tidigare transformerade till klasser innan analys. Några av rutorna avviker vilket innebär att det inte räcker med en eller ens två rutor för att få en bra beskrivning av vegetationen i området. Det minsta antal rutor eller transekter som krävs blir därför tre och i mer heterogena områden behövs säkert betydligt mer än så.

Tidsåtgången för de olika metoderna varierar givetvis mellan olika platser. I den här undersökningen tog det ungefär lika lång tid i de båda områdena men i en riktigt tät ålgräsäng kan skotträkningen sannolikt ta betydligt längre tid. Att räkna och anteckna skotten i den stora ramen tog ungefär 6 minuter medan det i den lilla ramen tog knappt 2 minuter. Bedömningen av olika arters täckningsgrad inom en ram tog mindre än en minut oavsett ramens storlek. Att undersöka och filma den stora rutan (10x10 m) tog i genomsnitt 12 minuter.

Slutsatser av fältstudien

Man kan konstatera att de testade metoderna och variablerna fungerar olika bra beroende på vilken typ av vegetation man undersöker. På gyttjiga bottenar med borstnate fungerar bedömning av täckningsgrad bäst, speciellt i stora rutor eller kanske längs transekter. Skotträkningen är svår att genomföra på ett bra sätt och det krävs många prover för att uppnå en tillräckligt hög precision. I ålgräsängen däremot fungerar skotträkningen förhållandevis bra. Genom att bättre definiera vilka skott som ska räknas och se till att dykarna inte blir störda under arbetet kan sannolikt data med hög reproducerbarhet insamlas. Metoden är i stort sett fri från subjektiva bedömningar och

genom att begränsa undersökningarna till ålgräsängens tätaste del kan man sannolikt få ner antalet prover till runt tio med fortsatt hög ”power”. Det tar ungefär samma tid att räkna skotten i tre små ramar som i en stor. Detta ger enligt den genomförda fältundersökningen ungefär samma möjlighet (power) att upptäcka en förändring men de små ramarna ger betydligt mer reproducerbara data.

Artsammansättningen beskrivs bäst med täckningsgradsbedömning i den stora rutan och med kvantitativa prover. Dessa metoder gav flest antal arter och med den kvantitativa provtagningen erhålls dessutom en säkrare artbestämning. Fältundersökningen visar dock att problem kan uppstå med lösdrivande växter som sitter insnärjda i de rotade. Är man inte uppmärksam kommer dessa lösdrivare med vid insamlingen av de kvantitativa proverna. Samma sak kan hända om sikten i vattnet är väldigt dålig.

Sammanfattningsvis verkar bedömning av olika arters täckningsgrad i en större yta (10x10 m) vara den generellt mest lämpade metoden för studier av grunda vegetationsklädda mjukbottnar. I ålgräsängar är skott-räkning i 25x25 cm stora rutor en lämplig variabel vid sidan om täckningsgraden. Denna variabel ger betydligt större möjligheter att statistiskt testa och styrka en förändring. Kvantitativ provtagning kan vara en lämplig variabel som påbyggnad. För att spegla den rumsliga variationen i ett område krävs minst tre rutor/transekter. I områden med stor variation krävs sannolikt betydligt fler.

Val av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar längs den svenska kusten

Inledningsvis fanns det en förhoppning att finna en metod som kan användas på alla typer av vegetationsklädda mjukbottnar. Ganska snart blev det uppenbart att detta inte är möjligt utan att det krävs olika metoder beroende på vattendjup, substrattyp och inte minst beroende på i vilken skala man vill upptäcka förändringar. Det visar sig dessutom att förhållandena är väldigt olika beroende på var i Sverige man befinner sig. Det kan därför behövas olika metod i skilda delar av landet.

Metoderna är indelade i tre typer, varav de två första endast kommenteras kortfattat i denna rapport. För den tredje ges en något mer omfattande beskrivning av utformning, utvärdering etc.

- 1. Översiktliga inventeringar*
- 2. Undersökning på 0-2 m vattendjup*
- 3. Undersökning på mjuka bottnar ner till 6 m vattendjup*

För samtliga metoder behövs ett antal undersökningar av den fysiska miljön. Det gäller t ex sedimenttyp samt gärna dess innehåll av viktiga näringsämnen. Även närsalt-halterna i vattenmassan liksom våg- och strömexponering är det önskvärt att ha en uppfattning om.

1. Översiktliga inventeringar

Kunskapen om olika biotopers och arters förekomst och utbredning längs stora delar av den svenska kusten är mycket bristfällig. Det är därför angeläget att inventeringar görs och att bra metoder utvecklas för detta ändamål. I flera studier såväl i Sverige som utomlands har man konstaterat förändringar i olika arters utbredning. Genom att använda de möjligheter som GIS i kombination med

olika areastatistiska metoder ger, kan ett kraftfullt verktyg för övervakning utvecklas. Förutom att tjäna som underlag för bedömning av förändringar på landskapsnivå är dessa inventeringar en förutsättning för att på ett bra sätt planera andra miljöundersökningar.

Flygfotografering alternativt videofilmning med efterföljande digital bildanalys och fältkontroll är sannolikt det mest effektiva sättet att göra dessa inventeringar. Ett mycket intressant alternativ till vanlig flygfotografering/videofilmning utgör spektrometrisk undersökning med sk CASI/AISA (Mumby et al 1997b & c, Tema Nord 1998). Tillgängligheten för sådan utrustning är dock inte så stor vilket kraftigt begränsar metodens användbarhet.

En begränsning för all fjärranalys är problemet att se tillräckligt djupt ner i vattnet. Det krävs klart vatten och lugn vattenyta utan reflexer för att med god precision kunna bestämma olika vegetationstyper djupare än 3 meter. Sannolikheten att detta inträffar i augusti då vegetationen är som mest utvecklad är dessvärre inte så stor.

Översiktlig kartering av olika biotopers och arters utbredning bör göras med 3 eller 5 års mellanrum.

2. Undersökning på 0-2 m vattendjup

Mycket stora mellanårsvariationer, framför allt i riktigt grunda områden, innebär att dessa miljöer inte är speciellt lämpade för detaljerade mätningar i övervakningsprogram. Det finns också goda skäl att inte göra undersökningarna på grundare vatten än en meter på grund av att extrema lågvatten och annan störning kan innebära stora förändringar i utbredning av vissa arter (Anon 1995, Idestam-Almqvist 1998). Hög diversitet och produktion i dessa områden liksom deras betydelse för fiskreproduktion innebär dock att de är mycket viktiga att övervaka. Grunda vikar i Östersjön är ofta bevuxna med *Chara*-

arter, varav ett stort antal är rödlistade. Dessutom är det ofta dessa områden som direkt hotas av mänsklig aktivitet. På grund av mellanårsvariationerna måste övervakningen istället ske mer översiktligt med hjälp av flygbilder och fältkontroll, liknande den beskrivna för översiktliga inventeringen ovan.

Erfarenheterna från västkusten visar att flygfotografering med kompletterande fältstudier är en snabb och relativt billig metod för studier av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden och att variationer mellan åren i viss mån kan motverkas genom att många områden undersöks varje gång. Även på ostkusten bör detta vara en bra metod att använda ner till ungefär 2 meters djup. De riktigt grunda områdena kan dock vara svåra att undersöka i fält om bottarna är för mjuka att gå på. Det ringa vattendjupet gör dem dessutom svåra att undersöka med dykare. Från en flatbottnad båt kan man möjligen tänka sig att utföra fältstudier i sådana områden. Såväl uppskattning av täckning i utlagda rutor som kvantitativ provtagning för analys av biomassa och artfördelning bör göras för att verifiera flygbildstolkningen och dessutom ge underlag för statistisk utvärdering med traditionell statistik som ANOVA. För mer detaljerad beskrivning hänvisas till Pihl et al 1997.

Den kvantitativa provtagningen med efterföljande artanalys på laboratorium är en förutsättning för att beakta biologisk mångfald och förekomst av nya arter. Flera av de rödlistade kransalgerna kräver att artbestämning görs med hjälp av mikroskop eller stereolupp.

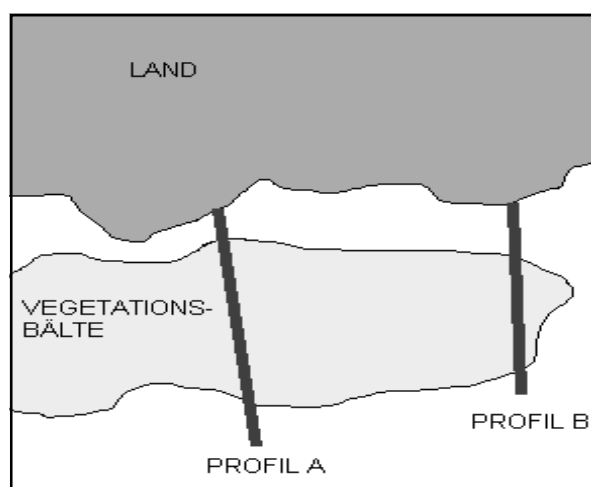
Om målet med undersökningen är att få underlag för åtgärder eller skydd har man inte samma krav på att kunna upptäcka en förändring och undersökningen blir mer av inventeringskaraktär. Vid en studie i Uppland och Åland rekommenderas undersökning längs linjer i ett rutnät. Observationerna görs med vattenkikare eller med dykare beroende på vattendjup (Wallström et al 2000).

3. *Undersökning på mjuka bottenar ner till 6 m vattendjup*

Målsättningen är att med enkla och robusta variabler studera vegetationen för att följa den långsiktiga eutrofieringsutvecklingen längs kusten. Därför är det lämpligt att koncentrera studierna till perenna arter som ålgräs och borstnate. Dessa samhällen är dessutom vanliga i kustområden och ger ett väsentligt bidrag till den biologiska mångfalden i kustzonen. Mjuka bottenar på lite större djup (2-6 m) har normalt mindre uttalade mellanårsfluktuationer och lämpar sig därför bättre för övervakning än grunda områden. Genom att upprepa undersökningen varje år skapas förutsättningar för att urskilja en trend från mellanårsvariationer.

Strategi

Studier på vegetationsklädda mjukbottenar utförs lämpligen under den tid på året då vegetationen är som bäst utvecklad. För flertalet växter är det under slutet av sommaren och början av hösten d v s augusti-september. En grundförutsättning för att erhålla tillförlitliga resultat är att det råder goda provtagningsförhållanden i fält. Genom att genomföra undersökningarna i augusti kan problem med kraftiga vindar till stor del undvikas.



Figur 14 Schematisk bild som visar lokalisering av undersökningsprofiler i ett vegetationsklätt område. Profil A är mer lämpad än profil B i detta exempel.

Vid val av undersökningsplatser är det av stort värde att först ha gjort en översiktlig ytkartering av olika växtsamhällen i området. Det blir då lättare att lokalisera undersökningsplatserna optimalt. Det är inte lämpligt att placera en lokal i kanten av ett vegetationsområde eftersom man då riskerar att vegetationen helt försvinner från platsen trots en tämligen liten arealmässig förändring (figur 14). Denna typ av förändringar studeras bäst med areella metoder som flygfotografering.

För att göra någorlunda detaljerade studier av undervattensvegetation krävs att växterna kan studeras på nära håll. Om kvantitativa prover ska tas med precision krävs också att man har full kontroll på provtagningen. Undersökningarna görs därför lämpligen med dykare längs utlagda transekter vinkelrätt mot strandlinjen/djupkurvorna. För att kunna återbesöka transekterna och därmed möjliggöra statistisk trendanalys ska de ha väl definierad början och slut. Detta kan ske med måttband och landmärken eller med positionsbestämning med hög precision (dGPS-differential Geographic Position System). Transekterna fotograferas/filmas och beskrivs. Fotografering/videofilmning har ett stort värde eftersom det ger möjlighet att dokumentera för framtida behov. Det ger också en bra möjlighet att illustrera förändringar. Undersökningar längs utlagda transekter rekommenderas även i Nordiska ministerrådets rapport (Tema Nord 1998).

De utlagda profilerna kommer att bli olika långa beroende på hur kusten ser ut. I vissa områden kommer en profil på 50-100 m att täcka hela det djupområde där vegetation kan växa medan det i andra områden blir nödvändigt att göra transekter på över 500 m utan att komma djupare än 5 m. I dessa flacka områden måste utformningen av övervakningen se annorlunda ut eftersom ett djupstrata kan vara flera hektar stort. I transekten görs då istället undersökningarna på några olika djup ex vis 2 m, 3,5 m och 5 m. Positionerna för platserna bestäms med dGPS eller

känsliga enslinjer. Dessutom ska djupet för ålgrässets/borstnatens maximala djuputbredning besökas liksom djupet för arternas huvudutbredning. På varje punkt görs en översiktlig beskrivning av platsen som också filmas eller fotograferas. Därefter görs undersökningar enligt samma metod som i transekterna.

I områden med stora ytor utan djupgradient (ex vis Torhamnsfjärden 4-4,5 m) är det lämpligare att göra undersökningen på ett antal i förväg utslumpade positioner inom det område som ska övervakas. Positionerna bestäms med hög precision, lämpligen med dGPS. På varje plats görs en dokumentation med kamera eller video samt en visuell beskrivning enligt samma metod som i transekterna.

För att få relevant information för analys av storskaliga miljöförändringar behöver flera transekter undersökas. Antalet transekter styrs i stor utsträckning av hur variabelt det undersökta området är. I ett någotsånär homogent område bör det räcka med 3 transekter enligt de undersökningar som gjorts inom detta projekt. Även i Nordiska

Ministerrådets rapport (Tema Nord 1998) rekommenderas 3 transekter. I mer komplexa kustområden behövs sannolikt betydligt fler transekter.

Variabler

Vid val av variabler bör man tänka på att dessa helst ska vara robusta, enkla och billiga. Djuputbredning för några lätt identifierade perenna arter som ålgräs och borstnate är därför lämpligt att mäta. Täckningsgrad och skottäthet är andra variabler som kan användas. För undersökningar av ålgräsängar finns det en lång erfarenhet såväl i Danmark som på andra håll i världen. De metoder som verkar vara mest användbara i denna biotop är skottäthet och djuputbredning. Just skottäthet visade sig även i föreliggande studie vara en tänkbar variabel i ålgräsängar, speciellt om måttligt stora provtagningsramar används (25x25 cm). Om profilen omfattar en ålgräsäng görs därför bedömning av täckningsgrad, artfördelning samt dessutom räkning av skottäthet i 10 ramar (25x25 cm) utslumpade i den tätaste delen av ålgräsängen. Bladens maximala längd i rutorna mäts också. Ett problem som kan uppstå är om den tätaste delen av ålgräsängen

Tabell 5 Powerberäkningar för olika variabler.

variabel	art	provstorlek (cm)	förändring (%)	antal prover	power (%)	anm	plats	referens
skottäthet	Halodule sp	15x15	50	7	75		Florida	Heidelbaugh
bladbiomassa	Halodule sp	15x15	50	9	75		Florida	& Nelson 1996
rotbiomassa	Halodule sp	15x15	50	12	75		Florida	- " -
bladbiomassa	Z. Marina	50x50	25 (5 år)	10	87	tät veg	Mörbylånga	Tobiasson 1993
bladbiomassa	Z. Marina	50x50	25 (5 år)	10	25	gles veg	Mörbylånga	- " -
skottäthet	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	45		Hal. Väderö	Toxicon 1997
bladbiomassa	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	31		Hal. Väderö	- " -
rotbiomassa	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	28		Hal. Väderö	- " -
skottäthet	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	26-85	3 lokaler	Falsterbo	Toxicon 1995
bladbiomassa	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	21-60	3 lokaler	Falsterbo	- " -
rotbiomassa	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	6	10-88	3 lokaler	Falsterbo	- " -
bladbiomassa	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	10	17		Skäppevik	Denna
skottäthet	Z. Marina	25x25	25 (5 år)	10	18		Skäppevik	undersökning
bladbiomassa	Z. Marina	50x50	25 (5 år)	10	62		Skäppevik	- " -
skottäthet	Z. Marina	50x50	25 (5 år)	10	53		Skäppevik	- " -

“flyttar sig“ några meter från ett mättillfälle till ett annat. Studier i Danmark har visat att denna dynamik kan vara ganska uttalad, speciellt i exponerade kustområden (Olesen & Sand-Jensen 1994). För att få en rimlig möjlighet att bedöma förändringar i skottäthet och täckningsgrad är det då viktigt att man fortsätter att mäta i den tätaste delen av beståndet.

Våra undersökningar visar att täckningsgrad är en bättre variabel i andra växtsamhällen än i ålgräsängar. Täckningsgraden bedöms bäst i stora ramar eller i ett större men väldefinierat område (ex vis 5x5 m).

Powerberäkningar finns endast redovisade i ett fåtal undersökningar och resultaten i olika studier går dessutom oftast inte att jämföra eftersom man har angivit olika förutsättningar i analysen. En sammanställning av de data som finns att tillgå i vetenskaplig och grå litteratur tillsammans med resultat från denna studie visas i tabell 5. Resultaten antyder att räkning av skottantal ger bättre statistiskt underlag än t ex rotbiomassa.

Kvantitativa provtagningar har, om de är rätt utförda, en uppenbar styrka jämfört med fältmätningar då de är mer objektiva. Artbestämningen blir dessutom säkrare och man får ett bättre underlag för att bedöma biologisk mångfald, förekomst av nya arter etc. Förutsättningar för analys av artsammansättning är också bättre med de kvantitativa proverna än med resultat från uppskattning av täckningsgrad. Nackdelen är dock att kvantitativ provtagning är betydligt mer tidskrävande, åtminstone på laboratoriet. Om man väljer en enkel fältobservation kan fler stickprover tas i stället för ett fåtal kvantitativa prover. Eftersom den kvantitativa provtagningen är relativt resurskrävande bör detta moment betraktas som en tilläggsparameter. Även önskemål om att använda en icke-destruktiv metod talar för att inte i så stor omfattning använda kvantitativ insamling av prover, men genom att endast samla in de delar

av växterna som befinner sig över sedimentytan kan man begränsa skadan betydligt. Såväl växter som djur i de delar som befinner sig över sedimentytan provtas och läggs i en nätpåse. Detta kan visa sig vara problematiskt eftersom växterna, när de är högvuxna, snärjer in sig i varandra. Det finns då stor risk att snäckorna ramlar av. Erfarenheter från föreliggande studie visar också att man riskerar att få med växter som inte är rotade inom den ram som man avser att provta.

Vid vissa typer av övervakning, ex vis vid långvariga muddringsarbeten eller annan verksamhet som kan befaras försämra ljusklimatet för växtern kan det vara lämpligt att mäta glukoshalten i ålgräsets rhizom.

Stödparametrar

För att rätt kunna tolka och utvärdera resultat av undersökningar behövs ett antal stödparametrar om den fysiska miljön. Det gäller enkla parametrar som datum, vindförhållande och position. Andra viktiga parametrar är vattendjup, vattnets salthalt och temperatur samt sedimentets kornstorlek, glödförlust och vattenhalt. Eftersom flera av arterna har visat sig vara tydligt påverkade av sedimentets innehåll av kväve och fosfor kan även dessa parametrar vara värdefulla som stöd vid utvärderingen. Det är också bra att veta hur vågexponerade de olika profilerna är. Detta kan anges som fetch enligt en metod redovisad i Håkansson & Rosenberg (1985). Vid utvärdering av de regionala recipientprovtagningarna i Kalmar län visade det sig att just vågexponeringen (uttryckt som fetch) bäst förklarade växternas utbredning (Engkvist & Nilsson 1999). Genom att lokaler för vattenkemi finns i området kan man få information om siktdjup samt vattenmassans innehåll av närsalter och klorofyll.

Statistiska aspekter

Skalan för bedömning av täckningsgrad är icke-linjär och behöver därför transformeras före statistisk analys. Ett sätt är att göra om

Tabell 6 Täckningsgrad och motsvarande klass.

Klass 1 = enstaka	Klass 5 = 50 %
Klass 2 = 5 %	Klass 6 = 75 %
Klass 3 = 10 %	Klass 7 = 100 %
Klass 4 = 25 %	

klasserna för täckningsgrad till klasser från 1-7 enligt tabell 6 och därefter analysera med ickeparametriska test.

För studier av artsammansättning och olika arters täckningsgrad visar denna studie att en större yta är bättre än en mindre. Samma resultat fick man vid metodutvecklingen i Danmark (Dorte Krause-Jensen pers kom). Vid mätning av skottäthet i ålgräsängen däremot bör man välja en yta som är i storleksordningen 25x25 cm.

Analysen av skottantal kan göras med vanlig ANOVA efter att materialet testats med avseende på homogenitet. Varje år bör dessutom en poweranalys göras för att kontrollera att antalet replikat räcker för att detektera en förändring enligt uppsatta mål. Skulle man då finna att så inte är fallet bör man överväga att öka antalet replikat.

Djuputbredningen för olika arter avläses med en noggrannhet på en decimal med en väl kalibrerad djupmätare. Det djup där en arts täckning reduceras dramatiskt från att vara ”bältesbildande” till att förekomma i enstaka exemplar kan normalt fastställas med ett par decimeters noggrannhet (Tema Nord 1998). Analys av värden kan sedan göras med en icke-parametrisk parat t-test, ex vis Wilcoxon matched pairs test.

För analys av artsammansättningen i ett växtsamhälle används lämpligen en multivariat metod. Vid denna kan man inkludera alla förekommande arter. Förslagsvis görs analysen med PRIMER utvecklat av Bob Clarke och Martin Carr vid Plymouth Marine Laboratory (Storbritannien). Detta programpaket innehåller ett flertal statistiska analy-

ser och är särskilt utvecklat för att analysera biologiska variabler. De multivariata metoderna fungerar dock bäst om antalet arter inte är för lågt. Analysen kan göras på biomassa-värden från kvantitativa prover, olika arters skottantal men även på transformerade värden för täckningsgrad.

Kvalitetssäkring

Kvalitetssäkringen är av mycket stor betydelse för att insamlade data ska kunna användas. Interkalibrering ska ske nationellt vad avser artbestämning och bedömning av täckningsgrad. Kontinuitet vad avser personal är av stort värde.

Fortsatta undersökningar

Utveckling av metod för översiktlig inventering av grunda mjukbottnars vegetation måste snarast tas fram. Här framstår användning av flygplansburen spektrografisk mätutrustning (CASI/AISA) som den mest utvecklingsbara. Dessutom bör man undersöka och utveckla metoder för att statistiskt utvärdera förändringar i areell utbredning för biotoper och arter.

För att minska kostnaden för fältarbete bör alternativ till undersökning med dykare utarbetas. Övervakning med videoteknik och efterföljande digital bildanalys borde vara en metod väl värd att utveckla.

Inom föreliggande projekt har skottäthet i ålgräsängar visat sig vara en användbar variabel. Litteraturstudierna antyder att skottätheten varierar med trofinivån, åtminstone under kontrollerade förhållanden i mesokosmundersökningar. Huruvida den svarar på olika näringsnivå i våra kusttrakter återstår dock att visa. Innan man definitivt bestämmer att variabeln ska ingå vid undersökningar av vegetation på grunda mjukbottnar längs svenska kusten bör därför en studie genomföras för att fastställa hur skottätheten svarar på mängden tillgänglig näring.

Referenser

- Anon. 1995. Grunda vegetationsklädda havsfjärdar i Gävleborg. Rapport från Länsstyrelsen i Gävleborg. 1995:9.
- Abal, E.G., Dennison, W.C. 1996. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton Bay, Queensland, Australia. *Mar.Freshwater Res.*, 47:763-771.
- Blindow, I., 1992a. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biol.*, 28:9-14.
- Blindow, I., 1992b. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biol.*, 28:15-27.
- Boberg, G., Ganning, B. 1986. Distribution and biomass of *Fucus vesiculosus* L. Near a cooling-water effluent from a nuclear power plant in the Baltic Sea estimated by aerial photography. *Int.J.Remote sensing*, vol.7, 12:1797-1807.
- Borum, J. 1985. Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Mar.Biol.*, 87:211-218.
- Borum, J. 1997. Ecology of coastal waters and their response to eutrophication. In: *Freshwater Biology. Priorities and Development in Danish Research*. Editors: Sand-Jensen, K., Pedersen, O.
- Burke, M.K., Dennison, W.C., Moore, K.A. 1996. Non-structural carbohydrate reserves of eelgrass *Zostera marina*. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 137:195-201.
- Burkholder, J.M., Glasgow Jr, H.B., Cooke, J.E. 1994. Comparative effects of water-column nitrate enrichment on eelgrass *Zostera marina*, shoalgrass *Halodule wrightii*, and widgeongrass *Ruppia maritima*. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 105:121-138.
- Burkholder, J.M., Mason, K.M., Glasgow Jr, H.B. 1992. Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 81:163-178.
- Carlson, L. 1996. Metodutveckling för studier av bottenvegetation i kustvatten. Rapport från miljö övervakningen i Malmöhus län. 1996:1.
- Coleman, V.L., Burkholder, J.M. 1994. Community structure and productivity of epiphytic microalgae on eelgrass (*Zostera marina* L.) under water-column nitrate enrichment. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 179:29-48.
- Coops, H., Doef, R.W. 1996. Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 340:115-120.
- Dennison, W.C. 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquat.Bot.*, 27:15-26.
- Dennison, W.C., Alberte, R.S. 1985. Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 25:51-61.
- Dethier, M.N., Graham, E.S., Cohen, S., Tear, L.M. 1993. Visual versus random-point percent cover estimations: "objectiv" is not always better. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 96:93-100.
- Downing, J.A., Anderson, M.R. 1985. Estimating the standing biomass of aquatic macrophytes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 42:1860-1869.
- Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41:87-112.

- Duarte, C.M., Chiscano, C.L. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat.bot.*, 65:159-174.
- Engkvist, R., Nilsson, J. 1999. Utvärdering av fyto-bentosundersökningar i Kalmar län 1992-94. Rapport 1999:6, Högskolan i Kalmar.
- Erfteemeijer, P.L.A., Osinga, R., Mars, A.E. 1993. Primary production of seagrass beds in South Sulawesi (Indonesia): a comparison of habitats, methods and species. *Aquat.Bot.*, 46:67-90.
- Fonseca, M.S., Zieman, G.W., Thayer, G.W., Fisher, J.S. 1983. The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. *Est.Cost.Shelf Sci.* 17: 367-680.
- Fortin, G.R., Saint-Cyr, L., LeClerc, M. 1993. Distribution of submersed macrophytes by echosounder tracings in Lake Saint-Pierre, Québec. *J.Aquat.Plant Manage.*, 31:232-240.
- Foster, M.S., Harrold, C., Hardin, D.D. 1991. Point vs. photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 146:193-203.
- Field, J.G., K.R. Clarke & R.M. Warwick. 1982. "A practical strategy for analysing multi-species distribution patterns". *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8:37-52.
- Frankovich, T.A., Fourqurean, J.W. 1997. Seagrass epiphyte loads along a nutrient availability gradient, Florida Bay, USA. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 159:37-50.
- Gabric, A.J., Bell, P.R.F. 1993. Review of the effects of non-point nutrient loading on coastal ecosystems. *Aust.Mar.Freshwater Res.*, 44:261-283.
- Grasmück, N., Haury, J., Léglize, L., Muller, S. 1995. Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia* 300/301:115-122.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000 - The 2000 Red List of Swedish Species. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Heidelbaugh, W.S., Nelson, W.G. 1996. A power analysis of methods for assessment of change in seagrass cover. *Aquat.Bot.*, 53:227-233.
- Håkansson, L., Rosenberg, R. 1985. Praktisk kustekologi. SNV PM 1987.
- Ibarra-Obando, S.E., Boudouresque, C.F. 1994. An improvement of the Zieman leaf marking technique for *Zostera marina* growth and production assessment. *Aquat.Bot.*, 47:293-302.
- Idestam-Almquist, J. 1998. Waterfowl herbivory on *Potamogeton pectinatus* in the Baltic sea. *Oikos*, vol. 81, no. 2, 323-328.
- Inglis, G.J., Lincoln Smith, M.P. 1995. An examination of observer bias as a source of error in surveys of seagrass shoots. *Austr.J.Ecol.*, 20:273-281.
- Jackson, R.B., Caldwell, M.M. 1993. Geostatistical patterns of soil heterogeneity around individual perennial plants. *J.Ecol.*, 81:683-692.
- Karlsson, J. 1996. Monitoring av vegetationsklädda hårdbottnar vid svenska västkusten. Årsrapport 1994. 1-14.
- Karlsson, J., Nilsson, P., Wallentinus, I. 1992. Monitoring of the phytal system on the swedish west coast - a pilot study. Mimeograph. Dept of Marine Botany, Univ. of Göteborg. 1-15.
- Kautsky, H. 1993. Methods for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea. -In Plinski, M. (ed.). The ecology of Baltic terrestrial, coastal and offshore areas. Protection and management. Proc. Conference Sopot, Poland 11-12 dec. 1992, Part 1. *Marine Environment*. 21-59.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M. 1984. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 28:1-8.

- Kerr, E.A., Strother, S. 1989. Seasonal changes in leaf growth rate of *Zostera Muuelleri* Irmisch ex Aschers. in south-eastern Australia. *Aquat.bot.*, 33:131-140
- Kirkman, H. 1996. Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. *J.Env.Man.*, 47:191-201.
- Kowalczewski, A., Ozimek, T. 1993. Further long-term changes in the submerged macrophyte vegetation of the eutrophic Lake Mikolajskie (North Poland). *Aquat.Bot.*, 46:341-345.
- Krolikowska, J., 1997. Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake - species differentiation, biomass and the distribution of submerged macrophytes in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia*, 342/343:411-416.
- Kuenen, M.M.C.E., Debrot, A.O. 1995. A Quantitative study of the seagrass and algal meadows of the Spaanse Water, Curaçao, The Netherlands Antilles. *Aquat.Bot.*, 51:291-310.
- Lagenfeldt, I. 1987. Torhamns ytterskärgård 1987:1. Länsyrelsen i Blekinge län.
- Lanyon, J.M., Marsh, H. 1995. Temporal changes in the abundance of some tropical intertidal seagrasses in North Queensland. *Aquat.bot.*, 49:217-237.
- Lapointe, B.E., Tamasko, D.A., Matzie, W.R. 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. *Bull.Mar.Sci.*, 54(3):696-717.
- Lazaridou, E., Orfanidis, S., Haritonidis, S., Seferlis, M. 1997. Impact of eutrophication on species composition and diversity of macrophytes in the Gulf of Thessaloniki, Macedonia, Greece: First evaluation of the results of one year study. *Fresenius Envir.Bull.*, 6:054-059.
- Lee, S.Y. 1997. Annual cycle of biomass of a threatened population of intertidal seagrass *Zostera japonica* in Hong Kong. *Mar.Biol.*, 129:183-193.
- Lehmann, A., Jaquet, J-M., Lachavanne, J-B. 1994. Contribution of GIS to submerged macrophyte biomass estimation and community structure modeling, Lake Geneva, Switzerland. *Aquat.Bot.*, 47:99-117.
- Lehmann, A., Jaquet, J-M., Lachavanne, J-B. 1997. A GIS approach of plant spatial heterogeneity in relation to sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquat.Bot.*, 58:347-361.
- Lin, H-J., Nixon, S.W., Taylor, D.I., Granger, S.L., Buckley, B.A. 1996. Response of epiphytes on eelgrass, *Zostera marina* L., to separate and combined nitrogen and phosphorus enrichment. *Aquat.bot.* 52:243-258.
- Lindqvist, K., Andersson, J., Smith, S. 1998. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1997.
- Livingston, R.J., McGlynn, S.E., Niu, X. 1998. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: water and sediment quality and light. *Aquat.Bot.*, 60:135-159.
- Long, B.G., Dennis, D.M., Skewes, T.D., Pointer, I.R. 1996. Detecting an environmental impact of dredging on seagrass beds with a BACIR sampling design. *Aquat.Bot.*, 53:235-243.
- Long, B.G., Skewes, T.D., Pointer, I.R. 1994. An efficient method for estimating seagrass biomass. *Aquat.Bot.*, 47:277-291
- Macleod, R.D., Congalton, R.G. 1998. A quantitative comparison of change-detection algorithms for monitoring eelgrass from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 64.3:207-216.
- Meling-López, A.E., Ibarra-Obando, S.E. 1997. The use of previous growth as a morphological index to assess blade production in *Zostera marina*. *Aquat.Bot.*, 59:117-125.

- Mellors, J.E. 1991. An evaluation of a rapid visual technique for estimating seagrass biomass. *Aquat.Bot.*, 42:67-73.
- Meese, R.J., Tomich, P.A. 1992. Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 165:59-73.
- Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Nielsen, K., Sand-Jensen, K. 1997. Interkalibrering af bundvegetationsundersøgelser. Faglig rapport från DMU nr 220. Danmarks miljøundersøgelser. 36 sidor.
- Moksnes, P-O., Pihl, L. 1995. Utbredning och produktion av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottens områden i Göteborgs och Bohus län. Miljörapport från Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 1995:10.
- Mumby, P.J., Edwards, A.J., Green, E.P., Anderson, E.W., Ellis, A.C., Clark, C.D. 1997a. A visual assessment technique for estimating seagrass standing crop. *Aquat.Conserv: Mar.Freshw.Ecosyst.*, 7:239-251.
- Mumby, P. J., Edwards, A.J., Green, E.P., Anderson, E.W., Ellis, A.C., Clark, C.D. 1997b. Coral reef habitat-mapping: how much detail can remote sensing provide? *Mar.Biol.*, 130:193-202.
- Mumby, P.J., Green, E.P., Edwards, A.J., Clark, C.D. 1997c. Measurement of seagrass standing crop using satellite and digital airborne remote sensing. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 159:51-60.
- Naturvårdsverket. 1993. Biologisk mångfald. Eriksson, M.O.G., Hedlund, L. (red.). Rapport 4138.
- Naturvårdsverket. 1997. Mål och åtgärder för bevarande av biologisk mångfald i svenska havsområden. Underlagsrapport till Naturvårdsverkets Aktionsplan för biologisk mångfald. Rapport 4599.
- Nielsen, K., Sømod, B., Frimann Hansen, D. 1993. Eutrophication of Randers Fjord estuary, Denmark - deteriorations and improvements (1990-1991). *European Water Pollution Control*, 3.4:44-51.
- Nilsson, J. 1995. Sturkö innerskärgård - marin inventering. Rapport 95:3, Högskolan i Kalmar.
- Norris, J.G., Wyllie-Echevirra, S., Mumford, T., Allison, B., Turner, T. 1997. Estimating basal areal coverage of sublittoral seagrass beds using underwater videography. *Aquat.Bot.*, 58:269-287.
- Ohlsson, E., Carlsson, C. 1996. Undervattensvegetation längs Skånes syd- och västkust. Rapport från Miljöövervakningen i Malmöhus län 1996:35.
- Olesen, B., 1996. Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment.
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 94:91-99.
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. 1994. Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 106:147-156.
- Philippart, C.J.M. 1995. Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. In the Dutch Wadden Sea. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 188:199-213.
- Phillips, R.C., McRoy, C.P. 1990. Seagrass research methods. Monographs on Oceanographic Methodology, 9. UNESCO.
- Pihl, L., Svensson, A., Moksnes, P-O., Wennhage, H. 1997. Utbredning av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottensområden i Göteborgs och Bohus län under 1994-1996. Miljörapport från Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 1997:22.

- Ralph, P.J., Gademann, R., Dennison, W.C. 1998. In situ seagrass photosynthesis measured using a submersible, pulse-amplitude modulated fluorometer. *Mar.biol.*, 132/3:367-373.
- Rasmussen, E. 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark) with the survey of the eelgrass (*Zostera*) vegetation and its communities. *Ophelia*, 11:1-495.
- Regeringens proposition 1990/91: En god livsmiljö.
- Regeringens skrivelse 1992/93:13 med redogörelse med anledning av FN:s konferens om miljö och utveckling år 1992 - UNCED.
- Schmieder, K. 1997. Littoral zone - GIS of Lake Constance: a useful tool in monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. *Aquat.Bot.*, 58:333-346.
- Short, F.T. 1987. Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. *Aquat.Bot.*, 27:41-57.
- Short, F.T., Burdick, D.M., Kaldy III, J.E. 1995. Mesocosm experiments quantifying the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnol.Oceanogr.*, 40(4):740-749.
- Short, F.T., Wyllie-Echeverria, S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Env.Cons.*, 23(1):17-27.
- Spink, A.J, Murphy, K.J., Smith, S.M., Westlake, D.F. 1993. Effects of eutrophication on *Ranunculus* and *Potamogeton*. *J.Aquat.Plant Manage.*, 31:113-117.
- Taylor, D.I., Nixon, S.W., Granger, S.L., Buckley, B.A., McMahon, J.P., Lin, H.J. 1995. Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of enrichment - a mesocosm experiment. *Aquat.Bot.*, 52:19-34.
- Tema Nord. 1998. Operative methods for mapping and monitoring phytobenthic zone biodiversity in the Baltic Sea - II report of the PHYTOBIOS project. Nordic Council of Ministers. Tema Nord 1998:568.
- Thayer, G.W., Kenworthy, W.J., Fonseca, M.S. 1984. The ecology of Eelgrass meadows of the Atlantic coast: a community profile. U.S.Fish.Wildl.Serv., -84/24. 85 sidor.
- Thorp, A.G., Jones, R.C., Kelso, D.P. 1997. A comparison of water-column macroinvertebrate communities in beds of differing submerged aquatic vegetation in the tidal freshwater Potamoc river. *Estuaries* 20:86-95.
- Tobiasson, S. 1993. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1992. Rapport 93:3, Högskolan i Kalmar.
- Tobiasson, S. 1994. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1993. Rapport 94:2, Högskolan i Kalmar.
- Tobiasson, S. 1995. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1994. Rapport 95:2, Högskolan i Kalmar.
- Toxicon. 1995. Undersökning av ålgräs och bottenfauna i det marina naturreservatet Falsterbohalvöns havsområde. Rapport till länsstyrelsen i Malmöhus län.
- Toxicon 1997. Ålgräs, epi- och infaunaundersökning vid Vitsandsbryggan, Hallands Väderö havsområde. Rapport till länsstyrelsen i Malmöhus län.
- Udy, J.W., Dennison, W.C. 1997a. Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 217:253-277.
- Udy, J.W., Dennison, W.C. 1997b. Physiological responses of seagrass used to identify anthropogenic nutrient inputs. *Mar.Fresh.Res.*, 48:605-614.

- Van den Berg, M.S., Coops, H., Simons, J., de Keizer, A. 1998. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as function of temperatur and light. *Aquat.Bot.*, 60:241-250.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa - Askö area, northern Baltic Proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contributions from the Askö Laboratory, Univ. of Stockholm, Sweden. 210 pp.
- Wallström, K., Mattila, J., Sandberg-Kilpi, E., Appelgren, K., Henricson, C., Liljekvist, J., Munsterhjelm, R., Odelström, T., Ojala, P., Persson, J. & Schreiber, H. 2000. Miljö tillstånd i grunda havsvikar. Beskrivning av vikar i regionen Uppland-Åland-sydvästra Finland samt utvärdering av inventeringsmetoder. Stencil nr 18. Upplandsstiftelsen.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *J.Mar.Biol.Ass.*, 71:225-244.
- Williams, S.L., Ruckelshaus, M.H. 1993. Effects of nitrogen availability and herbivory on eelgrass (*Zostera marina*) and epiphytes. *Ecology*, 74(3): 904-918.

Förslag till utformning av undersökningsmetod för övervakning av högre växter på vegetationsklädda mjukbottnar

Mål och syfte

Målsättningen med undersökningsmetoden är att med enkla och robusta variabler studera vegetationen på grunda mjukbottnar för att följa den långsiktiga eutrofieringsutvecklingen längs kusten. Studierna är koncentrerade till perenna arter som ålgräs och borstnate. Dessa samhällen är vanliga i kustområdet vilket gör det lättare att finna lämpliga lokaler. Vegetationsklädda mjukbottnar ger ett väsentligt bidrag till den biologiska mångfalden i kustzonen och är därför viktiga att övervaka. Mjuka bottenar på lite större djup (2-6 m) har mindre uttalade mellanårsfluktuationer än de riktigt grunda områdena (0-2 m) och lämpar sig bättre för övervakning. Genom att upprepa undersökningen varje år skapas förutsättningar att urskilja en trend från mellanårsvariationer.

Strategi

Inom ett undersökningsområde placeras fasta provtagningspunkter/-transekter ut. För att få relevant information för analys av storskaliga miljöförändringar behöver flera punkter/transekter undersökas i varje område. Antalet styrs i stor utsträckning av hur variabelt det undersökta området är. I ett relativt homogent område räcker det med 3 punkter/transekter medan det i mer komplexa kustområden sannolikt behövs betydligt fler. För att kunna placera dem optimalt och representativt krävs att en översiktlig inventering av vegetationen i området är gjord. Punkterna/transekterna ska placeras centralt i de identifierade vegetationsbältena. Undersökningarna utförs i slutet av juli och i augusti.

I första hand utförs undersökningarna vinkelrätt mot strandlinjen/djupkurvorna. För att undersökningarna ska bli bra krävs att de genomförs av dykare med vana av undervattensarbete och biologiska studier. Transekterna ska ha en väl definierad startpunkt och riktning. Detta kan ske med hjälp av landmärken eller med positionsbestämningsinstrument med hög precision (dGPS). Ett måttband eller en metergraderad lina fästes vid nollpunkten och sträcks sedan ut längs en på land markerad enslinje, alternativt till en väl definierad slutpunkt. Transekten ska om möjligt omfatta området till det djup där vegetationen tar slut. Hela transekterna fotograferas/filmas och beskrivs enligt variabelistan. Vid varje förändring av botten substrat eller växtsamhälle görs en ny beskrivning. Vid varje ny beskrivning noteras djup och avstånd från nollpunkten. Vid transektbeskrivningen ska man sträva efter att bedöma en korridor med minst 5 meters bredd. Hur bred korridoren blir avgörs av hur klart vattnet är och det är därför olämpligt att genomföra sina studier vid hårt väder eller direkt därefter.

De utlagda transekterna kommer att bli olika långa beroende på hur kusten ser ut. I vissa områden kommer 50-100 m att räcka för att beskriva hela det djupområde där vegetation kan växa medan det i andra områden blir nödvändigt att göra transekter på över 500 m utan att komma djupare än 5 m. I dessa flacka områden måste utformningen av övervakningen se annorlunda ut eftersom ett djupstrata kan vara flera hektar stort. I transekten görs då istället undersökningarna på några olika djup, exempelvis 2 m, 3,5 m och 5 m. Positionerna för plat-

serna bestäms med dGPS eller känsliga enslinjer. Dessutom ska djupet för ålgräsets/borstnatens maximala djuputbredning bestämmas liksom djupet för arternas djupaste huvudutbredning. På varje punkt görs en beskrivning enligt variabellistan.

I områden med stora ytor utan djupgradient är det lämpligare att göra undersökningen på minst tre i förväg utslumpade positioner inom det område som ska övervakas. En översiktlig vegetationskartering kan ge svar på om området håller flera olika vegetationstyper. Om så är fallet ska dessa betraktas som olika strata och undersökas var för sig med minst tre punkter. Positionerna bestäms med hög precision, lämpligen med dGPS eller känsliga enslinjer. På varje plats görs en dokumentation med kamera eller video samt en visuell beskrivning enligt samma metod som för de olika delarna längs transekterna.

Praktiska råd vid dykning

Av praktiska men även dyksäkerhetsmässiga skäl är det lämpligt att vara två dykare vid undersökningarna (se AFS 1193:57 för dykbestämmelser). Vid undersökningen fotograferar eller filmar den ena dykaren medan den andre genomför beskrivning enligt variabellistan. Vit plexiglasskiva alternativt perstorpsskiva som ruggas upp med fint sandpapper fungerar bra som skrivplån om man skriver med blyertspenna. Det finns också speciell skrivplast som kan användas. Observationer måste göras direkt på plats för att ingen information ska gå förlorad. Omedelbart efter varje dyk bör dykarna stämma av sina respektive intryck med varandra.

Variabler

Undersökningstypen innehåller både obligatoriska variabler, som ska mätas eller observeras vid alla undersökningar, och påbyggnadsvariabler för utökad undersökning (tabell 1). Variablerna beskrivs här kortfattat.

Djuputbredning

Djuputbredning för några lätt identifierade perenna arter som ålgräs, borstnate och nating är viktiga variabler. Djuputbredningen avläses med en noggrannhet på en decimal med en väl kalibrerad djupmätare. Det djup där en arts täckning reduceras dramatiskt från att vara "bältesbildande" (minst 25% täckningsgrad) till att förekomma i glesa bestånd eller enstaka exemplar bestäms också. Denna gräns kan normalt fastställas med ett par decimeters noggrannhet (Tema Nord 1998).

Täckningsgrad

Täckningsgrad har i flera studier visat sig vara en robust och lättanvänd variabel. Den bestäms bäst i ett större och relativt väldefinierat område, antingen längs en transekt eller i en utlagd ruta med 5-10 meters sida.

Täckningsgraden av olika arter anges i % enligt en sjugradig skala (tabell 2). Vid varje förändring i växtsamhället görs en ny skattning. Samma skala används såväl vid studier i Danmark som vid undersökningar av algsamhällen längs den svenska kusten. Även täckningsgraden för växter som ligger lösa på botten anges enligt samma skala och för dessa lösdrivande mattor anges dessutom tjockleken.

Tabell 1. Lista med obligatoriska variabler och påbyggnadsvariabler

obligatoriska variabler	enhet	upplösning	anm	metod
övre gräns för dominerande arters djuputbredning	m	0.1		
nedre gräns för dominerande arters utbredning	m	0.1		
övre och nedre gräns för dominerande växters huvudutbredning (>25% täckning)	m	0.1		
täckningsgrad för dominerande växtarter	%	7-gr skala	anges kontinuerligt i hela transekten	
skattning av typ och mängd påväxt	%	7-gr skala	anges kontinuerligt i hela transekten	
bottentyp och täckning för olika bottensubstrat	typ, %	7-gr skala	anges kontinuerligt i hela transekten	SGU 1994
täckningsgrad för lösliggande växter	%	7-gr skala	anges kontinuerligt i hela transekten	
tjockleken av lösliggande växter	cm		anges kontinuerligt i hela transekten	
täckningsgrad för vanliga djurarter som blåmusslor	%	7-gr skala	anges kontinuerligt i hela transekten	
förekomst av andra djur som t ex potentiella betare		3-gr skala	anges vid förekomst	
bitmärken eller andra tydliga skador		3-gr skala	anges vid förekomst	
skottäthet för ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	antal/m ²		i tätaste delen av ålgräsängar	
ålgräsets maximala höjd	cm	1	mäts i rutor på 25x25 cm	
påbyggnadsvariabler	enhet	upplösning	anm	metod
biomassa och skottantal för olika växtarter	g torrsvikt/m ² antal/m ²	0,01 0,1	även påväxtarter	
individtäthet för olika djur i växterna	antal/m ² , antal/g växtbiom.	0,1		
biomassa för olika djur i växterna	g våtvikt/m ²	0,01		
glukoshalt i ålgräsrhizom	%	0.1	mäts i oktober	enl tillverkare

Normalt anges täckningsgraden av olika arter i förhållande till totala bottenytan men ibland kan den istället anges i förhållande till andelen lämpligt substrat. Exempel på en sådan situation är alger som enbart växer på de enstaka stenar eller block som finns i en sandbotten. Ett annat exempel är skattning av mängden påväxt. Denna anges då enligt samma procentskala i relation till värdväxten. I möjligaste mån ska olika påväxtarter anges var för sig, eller som en fördelning mellan olika arter för att kunna avgöra vilka som är mest utbredda. Man kan också ange vilken påväxtart som dominerar och vilka som är mindre vanliga.

Bottentyp

Bottentypen är av avgörande betydelse för vilken vegetation som kan finnas på en plats. Den varierar i allmänhet både med djupet och exponeringen. Bottentypen indelas i block, sten, grus, sand, silt, lera och gyttja eller kombinationer av dessa (ex vis grusig sand) enligt metoden för beskrivning av jordarter (SGU 1994). Bottentypen anges kontinuerligt i hela transekten och vid varje förändring görs en ny skattning enligt samma procentskala som för arternas täckningsgrad (tabell 2).

Skottantal

Om profilen omfattar en ålgräsäng görs bedömning av täckningsgrad och artfördelning enligt ovan inom en ruta med sidan 10 m. Dessutom räknas skottätheten i 10 ramar (25x25 cm) utslumpade i den tätaste delen av ålgräsängen. I varje ruta mäts också ålgräsbladens maximala längd.

Tabell 2. Sjugradig skattningsskala för bedömning av täckningsgrad samt 3-gradig skala för bedömning av skador, betande djur etc. Observera att täckningsgrad även används för att beskriva bottentypen.

100 %	arten täcker hela botten med bara enstaka gluggar.
75 %	arten är inte heltäckande men täcker betydligt mer än hälften av botten.
50 %	arten täcker ungefär hälften av bottenytan.
25 %	arten är fortfarande bältesbildande men täcker betydligt mindre än hälften av bottenytan.
10 %	arten finns i mer än enstaka exemplar och täcker åtminstone små ytor men inte så mycket som en fjärdedel av bottenytan.
5%	arten förekommer i lite mer än enstaka exemplar men täcker inga ytor.
+	enstaka förekommande individer av en art.
<hr/>	
1	förekomst
2	vanlig(t)
3	mycket vanlig(t)

Övriga obligatoriska variabler

Vanligt förekommande djur som blåmusslor (*Mytilus sp*) kan ibland täcka en stor del av bottenytan och bör därför anges enligt samma procentskala som växtarterna medan potentiella betare som kräftdjuret tånggråsugga (*Idothea sp*) endast anges i en grov 3-gradig skala: förekomst, vanlig och mycket vanlig (tabell 2). Bitmärken på vegetationen och andra skador anges enligt samma skala. Annat som kan vara värt att notera är förekomst av blommande skott.

Kvantitativa prover

Vid utökade undersökningar tas kvantitativa prover inom en ruta med storleken 50x50 cm. Rutorna slumpas ut inom de olika vegetationsbältena genom att släppas en bit över vegetationen. Såväl växter som djur som befinner sig över sedimentytan provtas och samlas försiktigt in i en nätpåse med maskvidden 1 mm. Kvantitativa provtagningar har, om de är rätt utförda, en uppenbar styrka jämfört med fältmätningar då de är mer objektiva. Artbestämningen blir dessutom säkrare och man får ett bättre underlag för att bedöma biologisk mångfald, förekomst av nya arter etc. Förutsättningar för analys av artsammansättning är också bättre med de kvantitativa proverna än med resultat från uppskattning av täckningsgrad. Kvantitativ provtagning är dock betydligt mer tidskrävande, åtminstone på laboratoriet. Om man väljer en enkel fältobservation kan fler replikat (transekter/punkter) tas i stället för ett fåtal kvantitativa prover. Eftersom den kvantitativa provtagningen är relativt resurskrävande betraktas detta moment som en påbyggnadsvariabel. Finns önskemål om att använda en icke-destruktiv metod, ex vis i ett skyddat område, bör man inte i så stor omfattning använda kvantitativ insamling av prover. Skadorna kan dock begränsas betydligt genom att endast samla in de delar av växterna som befinner sig över sedimentytan. Insamlade prover förvaras i frys fram till analys.

Glukoshalt

Under den mörka vinterperioden överlever ålgräset med hjälp av energi som lagrats som glukos i rhizomen. Genom att i slutet av vegetationsperioden (oktober/november) mäta glukoshalten i dessa kan man få en uppfattning om hur ålgräset kommer att klara nästa säsong. Metoden lämpar sig speciellt i samband med tillfälliga störningar som kan innebära att ljusförhållandena för ålgräset blir sämre. Upplagringen av glukos blir då mindre vilket påverkar ålgräsets möjligheten att skjuta skott på våren (Burke et al 1996). Glukosinnehållet analyseras enzymatiskt med ett sk "kit" enligt metod som anges av respektive tillverkare (t ex Megazyme eller Boehringer-Mannheim) och anges i %. Detta är den standardmetod som används av akrediterade laboratorier.

Statistiska aspekter

Skalan för bedömning av täckningsgrad är icke-linjär och behöver därför transformeras före statistisk analys. Ett sätt är att göra om klasserna för täckningsgrad till klasser från 1-7 enligt tabell 3 och därefter analysera med ickeparametriska test. Ska täckningsgraden utvärderas statistiskt utan transformering måste noteringen av arter som förekommer som enstaka individer ersättas med "1".

För studier av olika arters täckningsgrad och artsammansättning är en större yta bättre än en mindre. En större yta avspeglar dessutom bättre områdets verkliga utseende. Vid mätning av

Tabell 3. Täckningsgrad och motsvarande klass

Klass 1 = enstaka	Klass 5 = 50 %
Klass 2 = 5 %	Klass 6 = 75 %
Klass 3 = 10 %	Klass 7 = 100 %
Klass 4 = 25 %	

skottätthet i ålgräsängen däremot bör man välja en yta som är 25 x 25 cm.

Analysen av skottantal kan göras med vanlig ANOVA efter att materialet testats med avseende på homogenitet och normalfördelning (Underwood 1997). Varje år bör dessutom en poweranalys (Cohen 1977) göras för att kontrollera att antalet replikat räcker för att detektera en eventuell förändring enligt uppsatta mål. Analys av värden för olika arters djuputbredning kan göras med en icke-parametrisk parat t-test, ex vis Wilcoxon matched pairs test (Clarke 1980).

För analys av artsammansättningen i ett växtsamhälle används lämpligen en multivariat metod. Vid denna kan man inkludera alla förekommande arter. Förslagsvis görs analysen med PRIMER utvecklat av Bob Clarke och Martin Carr vid Plymouth Marine Laboratory (Field, Clarke & Warwick 1982). Detta programpaket innehåller ett flertal statistiska analyser och är särskilt utvecklat för att analysera biologiska variabler. De multivariata metoderna fungerar dock bäst om antalet arter inte är alltför lågt. Analysen kan göras på biomassavärden från kvantitativa prover, olika arters skottantal samt även på transformerade värden för olika arters täckningsgrad.

Stöddata

För att rätt kunna tolka och utvärdera resultaten av undersökningar behövs ett antal stödparametrar om den fysiska miljön. Det gäller enkla parametrar som datum, vindförhållande och position men även en del data som kräver mer arbete. Undersökningstypen innehåller såväl obligatoriska stödparametrar som ska mätas eller observeras vid alla undersökningar som utökade stödparametrar (tabell 4). Några av parametrarna beskrivs kortfattat nedan.

Vågexponering

Vågexponeringen har stor inverkan på vilken vegetation som finns i ett område och det går därför inte att direkt jämföra en skyddad lokal med en exponerad. På en vågexponerad lokal sker ibland omlagring av sedimentet och delar av ex vis en ålgräsäng kan helt försvinna vid en kraftig storm. Det är därför av stor vikt att veta hur vågexponerade profilerna är. Vågexponeringen anges lämpligen som fetch enligt en metod redovisad av Håkansson & Rosenberg (1985). Kraftigt exponerade kustpartier lämpar sig inte för undersökning av vegetation p g a ovan beskrivna problem vid hårt väder.

Sikt i vattnet

Sikten i vattnet påverkar hur stor yta som dykaren kan överblicka och påverkar därmed i viss mån

resultatet då det gäller uppskattningen av täckningsgrad. Det kan därför vara till viss hjälp om dessa data finns tillgängliga vid utvärderingen av insamlade data. Sikten i vattnet kan uppskattas med hjälp av det utlagda måttbandet.

Sedimentstudier

Vegetationen påverkas i mycket hög grad av vilken sedimenttyp som dominerar och sedimentets innehåll av näring. Det är därför av stort värde vid tolkning av resultaten att det finns tillgängliga resultat för sedimentets kornstorleksfördelning, vattenhalt och glödförlust (Naturvårdsverket 1997) samt om möjligt sedimentets innehåll av kväve och fosfor.

Tabell 4. Lista med obligatoriska och utökade stödparametrar.

obligatoriska stödparametrarenhet	upplösning	anm	metod	
datum				
vind	m/s, riktning			
position	Lat, Long	3 m	WGS-84 med dGPS	
bäring (riktning) från land	°	5°		
vattnets temperatur	°C	0.1	Naturv.v. 2000	
vattnets salthalt	psu, ‰	0.1	- ” -	
vågexponering	fetch		Håkansson & Rosenberg 1985	
sikt i vattnet	m	1	uppskattas under vattnet	
utökade stödparametrar	enhet	upplösning	anm	metod
ytsedimentets (0-2 cm) vattenhalt	%	0.1		Naturv.v 1997
ytsedimentets (0-2 cm) organiska halt	% av TS	0.1		- ” -
ytsedimentets (0-2 cm) kornstorleksfördelning				- ” -
sedimentets halt av kväve	mg/kg TS	100*	total-N	SS028101-1
sedimentets halt av fosfor	mg/kg TS	50*	total-P	DIN38406.E22
sedimentets innehåll av kol	mg/kg TS	10*	total-C (TOC)	SS-ISO 10694
vattnets innehåll av närsalter	umol/l	olika*		Naturv.v 2000

* = *detektionsgräns*

Vattenparametrar

Även vattnets innehåll av närsalter påverkar i hög grad vegetationen. Genom att lokaler för analys av vattenkemi finns i området kan man få information om vattenmassans innehåll av såväl närsalter och klorofyll som värden på siktdjup. Provtagning och analys ska ske i enlighet med Naturvårdsverkets undersökningstyp för hydrografi och närsalter (Naturvårdsverket 2000).

Kvalitetssäkring

Kvalitetssäkringen är av mycket stor betydelse för att insamlade data ska kunna användas. Interkalibrering ska ske nationellt vad avser artbestämning och bedömning av täckningsgrad. Denna bör initieras av Naturvårdsverket eller institution som verket utser.

Kontinuitet avseende provtagningpersonal är av stort värde men är ingen förutsättning för att generera tillförlitliga data. En förutsättning är dock att personalen som gör dykundersökningarna är vana dykare med erfarenheter av biologiskt arbete under vatten samt att de deltar i de nationella interkalibreringarna. De kemiska analysernas precision garanteras genom att anlita ackrediterade laboratorier.

Datalagring, datavärd

Insamlade data ska lagras hos datavärd om sådan finns.

Referenser

- Arbetskyddsstyrelsen. 1993. Arbetskyddsstyrelsens kungörelse med föreskrifter om dykeriarbete samt allmänna råd om tillämpningen av föreskriften. AFS 1993:57.
- Burke, M.K., Dennison, W.C., Moore, K.A. 1996. Non-structural carbohydrate reserves of eelgrass *Zostera marina*. Mar.Ecol.Progr.Ser., 137:195-201.
- Clarke, G.M. 1980. Statistics and experimental design. London, Edward Arnold Ltd.
- Cohen, J. 1977. Statistical Power Analysis for the behavioral sciences. Academic Press, New York.
- Field, J.G., K.R. Clarke & R.M. Warwick. 1982. "A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns". Mar. Ecol. Prog. Ser. 8:37-52.
- Håkansson, L., Rosenberg, R. 1985. Praktisk kustekologi. SNV PM 1987.
- Naturvårdsverket. 1997. Undersökningstyp "Sediment basbeskrivning" Arbetsmaterial 1997-06-13.
- Naturvårdsverket. 2000. Undersökningstyp "Hydrografi och närsalter" Arbetsmaterial 2000-05-16.
- SGU 1994: Metodik och jordartsindelning tillämpad vid geologisk kartläggning i skala 1:50 000. Särtryck ur SGU Serie Ae, 22 sid.
- Tema Nord. 1998. Operative methods for mapping and monitoring phytobenthic zone biodiversity in the Baltic Sea - II report of the PHYTOBIOS project. Nordic Council of Ministers. Tema Nord 1998:568.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in Ecology. Cambridge University Press.