



Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i vatten

Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i vatten

Peter Blomqvist
Lena Kautsky
Stefan Dahlgren
Leif Pihl
Håkan Wennhage

Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i vatten

BESTÄLLNINGAR

Ordertelefon: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@cm.se
Postadress: CM Gruppen
Box 110 93
161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

NATURVÅRDSVERKET

Tel: 08-698 10 00 (växel)
E-post: upplysningar@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm
ISBN 91-620-5257-8.pdf
ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2003

Omslagsfoto: Dick Clevestam/Naturbild

Förord

Naturvårdsverket arbetar med att utveckla indikatorer för uppföljning av miljö kvalitetsmålen ”Levande sjöar och vattendrag” och ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”. Det finns ett stort behov av nya och bättre indikatorer som kan spegla tillstånd och konsekvenser för biologisk mångfald. Denna rapport redovisar hur man i sjöar och längs med kusten skulle kunna använda habitat och vegetationstyper som indikatorer för biologisk mångfald i vatten. Rapporten består av tre olika studier som gjorts av Uppsala, Stockholms och Göteborgs universitet. Författarna ansvarar själva för innehållet i respektive studie. Naturvårdsverket har redigerat rapporten.

För sjöar redovisas hur förekomst och utbredning av fem karakteristiska habitat kan användas för att beräkna diversiteten i form av habitatindex. Ett komplett program bör förutom registrering av habitat innehålla karakterisering av sjöarna eftersom antalet habitat naturligt skiljer sig åt mellan olika typer av sjöar.

För den marina miljön har tidigare tångbältets djuputbredning föreslagits som indikator. I den här rapporten redovisas hur tångens men även andra makroalgers och vattenväxters djuputbredning kan användas. På hårdbottnar föreslås i första hand blåstång som indikator i Östersjön, medan betydligt fler arter måste inkluderas på västkusten. På västkustens och egentliga Östersjöns mjukbottnar förekommer ofta ålgräsängar, vars djuputbredning också föreslås som indikator.

En marin miljö som hyser en rik biologisk mångfald är de grunda mjukbottnarna. Denna miljö är samtidigt känslig för övergödning genom att algmattor med fintrådiga alger bildas vid god näringstillgång. De fintrådiga algerna har negativ inverkan på flera andra arter som naturligt förekommer på grunda mjukbottnar. På västkusten föreslås täckningsgraden av dessa alger användas som indikator i ytan på mycket grunda områden, medan fördelningen mellan ettåriga och fleråriga alger föreslås provas för Östersjöns grunda vikar.

Föreslagna indikatorer ingår endast i begränsad omfattning i dagens nationella miljöövervakning. Försök med flygfotografering för registrering av undervattensvegetation pågår och kan förhoppningsvis utvecklas till en kostnadseffektiv metod. Men också andra effektiva metoder för insamling av data över stora arealer kan behöva utvecklas.

Det bör slutligen påpekas att denna rapport avgränsats till frågan om huruvida habitat och vegetationstyper kan användas som indikatorer för biologisk mångfald i vatten. De här föreslagna indikatorerna bör bl.a. kompletteras med indikatorer för fisk och hotade arter. Likaså behandlas inte rinnande vatten i denna rapport.

Innehållsförteckning

Frekvens och areell utbredning av olika huvudhabitat som indikatorer för biologisk mångfald i sjön.....	4
Bakgrund.....	4
Inledning.....	5
Förslag till habitatavgränsning samt metodik för uppmätning av habitatsgränser.....	9
Litoralens gräns mot omgivande terrestra ekosystem – fastmarksstrandkanten.....	9
Avgränsning av de tre olika huvudtyperna av litoral.....	10
Avgränsning av pelagial.....	11
De resulterande habitaterna.....	11
Diskussion.....	13
Sammanfattande diskussion.....	19
Referenser.....	21
Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i kustmiljöer i Östersjön.....	23
Bakgrund.....	23
Generella och specifika kriterier för indikatorer.....	25
Beskrivning av habitat/vegetationstyper.....	25
Vegetationstyper på organisk mjukbotten.....	25
Vegetation på sand- och grusbotten.....	26
Vegetation på hårbotten.....	28
Förändringar i fytobentiska samhällen och sambandet till den biologiska mångfalden ...	29
Förändringar i de fytobentiska samhällena.....	29
Samband mellan habitat bildande arter och biologisk mångfald.....	35
Förslag till indikatorer av biologisk mångfald i kustmiljöer i Östersjön.....	38
Indikatorer för organisk mjukbotten.....	39
Indikatorer för sand-, grus- och hårbotten.....	39
Tidsmässiga och rumsliga begränsningar av en indikators användning.....	40
Behov av utveckling av mätmetodik för att följa en förändring hos de olika föreslagna indikatorerna.....	42
Behovet av undersökningar.....	43
Förslag till undersökningar.....	45
Referenser.....	46
Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i kusthabitat.....	51
Uppdraget.....	51
Biologisk mångfald i kustzonen.....	51
Hot mot den biologiska mångfalden i kustzonen.....	53
Varför indikatorer på biologisk mångfald?.....	54
Valet av indikatorer.....	54
Vegetationen som indikator.....	55
Utredningens begränsningar.....	56

Kustzonens livsmiljöer.....	56
Grunda mjukbottnar.....	56
Klippbottnar.....	63
Sjögräsängar.....	66
Fortsatt utvecklingsarbete av indikatorer.....	70
Metodik för mätning av indikatorerna.....	70
Indikatorerna som ett mått på biologisk mångfald.....	70
Referenser.....	72

Frekvens och areell utbredning av olika huvudhabitat som indikatorer för biologisk mångfald i sjön

Peter Blomqvist, Uppsala universitet

Bakgrund

Sedan konventionen om bevarande av den biologiska mångfalden undertecknades i Rio de Janeiro 1992 har begreppet biologisk mångfald förts in i en stor mängd dokument världen över. Konventionen trädde i kraft 1993 och har tre viktiga komponenter; bevarande av biologisk mångfald, hållbart nyttjande av dess komponenter samt en rättvis fördelning av de överskott som uppstår till följd av exploatering av mångfalden. För att leva upp till konventionen nationellt skall varje deltagande nation utarbeta aktionsplaner för biologisk mångfald. I Sverige har riksdagen bland annat lagt fast femton nationella miljö kvalitetsmål som ska vara utgångspunkt för ett system med mål- och resultatstyrning av samhällets miljöarbete och som är avsedda att trygga biologisk mångfald och en hållbar samhällsutveckling. Ett av miljömålen, ”levande sjöar och vattendrag”, fastställdes av riksdagen i november 2001 och gäller bevarande och hållbart nyttjande av inlandsvattnen. Huvudansvaret för detta mål ligger hos Naturvårdsverket. Enligt regeringens bedömning (Prop. 2001/01:130) skall ett nationellt och ett regionalt uppföljnings- och utvärderingssystem baserat på bl.a. indikatorer knytas till vart och ett av miljö kvalitetsmålen.

Naturvårdsverket driver för närvarande ett projekt för att utveckla indikatorer för biologisk mångfald i akvatiska ekosystem: ”Indikatorer för biologisk mångfald i hav, sjöar och vattendrag, Miljömålsuppföljning 2001”. Föreliggande rapport är ett led i försöken att utveckla ett indikatorsystem för förhållandena i Sveriges sjöar. Medan begreppet är tämligen lätt att uttala är den biologiska mångfalden (eller biodiversiteten) betydligt svårare att mäta, särskilt på ett sådant sätt att mätvärdena kan användas till att göra rättvisande bedömningar av olika lokalers biologiska värde. Orsakerna till detta är flera. Vanliga sätt att mäta biodiversiteten i ett ekosystem innefattar analys av antalet arter som där förekommer och inte sällan också deras relativa bidrag till den totala förekomsten av individer eller biomassan i systemet.

Att fastställa det totala antalet organismer i ett ekosystem är emellertid en nära nog omöjlig uppgift och sannolikt skulle den vara så tidskrävande att stora förändringar i ekosystemet skulle ha uppstått innan mätningarna var klara. Därför nöjer man sig ofta med att bestämma diversiteten inom någon eller några organismgrupper, eller till och med

inom vissa storleksklasser inom en organismgrupp. Ett sådant förfarande försvårar dock jämförelser mellan olika ekosystem, eftersom dessa redan av naturliga skäl kan ha mycket olika biologisk struktur.

Andra försök att indikera den biologiska mångfalden i olika ekosystem innefattar identifiering av olika arter vars förekomst i sig indikerar en hög biodiversitet eller identifiering av olika nyckelhabitat med samma typ av indikatorvärde.

Faktorer viktiga för biologisk mångfald relateras ofta till såväl lokala som regionala spatiella skalor. Biologisk mångfald på lokal skala bestäms av förutsägbara processer såsom arters interaktioner med den lokala fysiska och biologiska miljön. Biologisk mångfald på regional skala beror av slumpmässiga processer av kolonisation och lokalt utdöende. En variabel av särskilt stort värde för biologisk mångfald är habitatheterogenitet. Man har exempelvis föreslagit att förlust av habitat är den enskilt största faktorn bakom den globala minskningen av antalet arter (*Sih et al., 2000*).

I föreliggande arbete beskrivs en metod för att dela in sjöecosystem i olika huvudhabitat, vilka dels kan utgöra ett ramverk för fortsatta mätningar av den biologiska mångfalden och dels i sig själva ger en tydlig indikation på hur diverst ett sjöecosystem är. Genom metoden möjliggörs även jämförelse av biodiversiteten i olika sjöecosystem, något som i sin tur kan utgöra en bas för att studera viktiga ekologiska processer som driver biodiversitet. I uppdraget ingick också att utifrån befintlig kunskap diskutera de olika habitatens bidrag till biodiversiteten och peka ut eventuellt ytterligare kunskapsbehov.

Inledning

Den kunskap som redovisas i denna inledande del är idag närmast läroboksmässig och därför ges endast hänvisningar till källskrifter i de fall då sådana inte står att finna i de mest moderna läroböckerna i ämnet limnologi. Den som är intresserad av en fördjupning i ämnet kan med fördel konsultera *Wetzel (2001)*.

Ett sjöecosystem kan indelas i flera olika huvudhabitat utifrån förekomst respektive avsaknad av vissa organismgrupper, vilket översiktligt kommer att beskrivas i denna inledande del.

Såväl definitionerna av som benämningarna på dessa huvudhabitat varierar något mellan olika läroboksförfattare (e. g. *Naumann 1931, Hutchinson 1967, Horne & Goldman 1994, Brönmark & Hansson 1998, Blomqvist & Brunberg 1999, Wetzel 2001*). De flesta författare är dock överens om att en första indelning i tre huvudhabitat kan göras utifrån ljusförhållandena i vattnet respektive om det finns ett substrat som organismerna kan kolonisera: den fria vattenmassan (pelagialen), bottenområden där ljuset är tillräckligt för att gröna växter skall kunna etablera bestånd (litoral) samt bottenområden där ljuset inte räcker till för att växter skall kunna etablera bestånd (profundalen). Dessa tre huvudhabitat kännetecknas av vitt skilda organismsamhällen.

I pelagialen utgörs primärproducenterna av växtplankton, vilka uteslutande är mycket små och har en begränsad rörelseförmåga. En avsevärd del av kolmobiliseringen vid basen av den pelagiala näringsväven står också heterotrofa bakterieplankton för. Denna kolmobilisering sker med hjälp av organiskt material som tillförts sjöarna från tillrinningsområdet.

I det första konsumentledet finns ”omnivora” djurplankton, vilka livnär sig på såväl bakterier som växtplankton. Även dessa har en tämligen begränsad rörelseförmåga, men de större organismerna i denna grupp kan åtminstone förflytta sig i vertikalled på dygnsbasis. Rovdjuren i detta habitat utgörs såväl av större djurplankton som av evertebrata och vertebrata nekton (simmande organismer). Bland evertebrata (rygggradslösa) nekton ingår bland annat insektslarver och en del större kräftdjur, medan vertebrata nekton i Sverige främst utgörs av fiskar. Fiskarna är av två typer, dels sådana som livnär sig på plankton och evertebrata nekton (planktivora fiskar) och dels sådana som är fiskätande och livnär sig på planktivorer. Förutom att fiskyngel av de flesta arter har plankton som startföda, lever endast ett fåtal fiskarter permanent i detta habitat.

Pelagialen är en relativt homogen miljö. I många djupare sjöar kan den delas in i olika skikt antingen efter ljusklimat eller efter vattentemperaturens vertikalfördelning. Indelningen efter ljusklimat, i en övre solbelyst (eufotisk) zon och en undre mörk (afotisk) zon, har dock inget större värde för att separera organismgrupper, eftersom åtminstone plankton kommer att föras med vattenströmmarna in och ut i de båda skikten.

Indelningen efter temperaturfördelning sommartid i tre skikt, ett övre varmt skikt (epilimnion) och ett undre kallt skikt (hypolimnion) åtskilda av ett skikt (språngskiktet) där temperaturen snabbt faller, är mycket viktig för förståelsen av sjöars metabolism. Eftersom skiktning bara uppstår tidvis och i vissa sjöar kan den emellertid inte användas som ett generellt fenomen med vars hjälp pelagialen kan uppdelas. Det finns således inte någon god grund för att dela upp det pelagiala habitatet ytterligare.

I litoralen finns två olika huvudtyper av primärproducenter, dels gruppen storväxter (makrofyter) som till stor del utgörs av kärlväxter, och dels små fotosyntetiserande organismer (mikrofyto-bentos) som främst utgörs av cyanobakterier och alger. De senare lever såväl på olika typer av bottenstrukturer som på makrofyter och bildar, tillsammans med bakterier, svampar, encelliga djur (protozoer) och en hel del smärre flercelliga djur, en biologisk hinna (biofilm) som täcker substraten. Detta intimt sammanbundna organismsamhälle står sannolikt för en mycket stor del av mobiliseringen av energi vid basen av näringsväven, medan makrofyterna står för en mindre del.

Förutom att biofilmen utgör ett ekosystem i sig själv med såväl producenter som konsumenter, utgör den i sin helhet en viktig föda för större omnivora ”primärkonsumenter” (makrobottenfauna) som livnär sig genom att skrapa eller bita loss stycken av biofilmen. Bland makrobottenfaunan, som består av en stor mängd olika organismgrup-

per, finns också ett avsevärt antal rovdjur vilka livnär sig på såväl primärkonsumenterna som på varandra. De flesta av Sveriges fiskarter är i hög grad knutna till litoralen.

Genom de årligen återkommande vattenståndsförändringar som äger rum i de allra flesta sjöar är litoralens avgränsning mot angränsande terrestra ekosystem ofta tämligen diffus och innefattar en ekoton som närmast kan beskrivas som kärrartad våtmark eller myrmark. Denna kan bestå av flera olika vegetationstyper såsom strand- eller svämskogar, alkärr, starrängar eller myrmark och brukar ibland betraktas som ett eget habitat. Ofta räknas den dock in såsom en del av sjöarna, varvid litoralens inre avgränsning kommer att göras vid fastmarkskanten.

Mätt såsom zonen mellan fastmarkskanten runt sjöarna och ut till det vattendjup där ljuset inte längre tillåter gröna växter att etablera bestånd, är litoralen en tämligen heterogen miljö. Makrofyterna förekommer i huvudsak i zonens inre del och med ökande vattendjup blir sedan endast mikrofytobentos kvar. Inte heller kan makrofyterna kolonisera alla strandnära områden runt en sjö. I områden där bottensubstratet av olika anledningar inte tillåter makrofyter att rota sig är mikrofytobentos de enda primärproducenterna. Såsom definierat ovan är således litoralzonen ett tämligen heterogent habitat.

Profundalen är sannolikt det mest artfattiga av de tre huvudhabitaten. Definitionsmässigt saknas primärkonsumenter i denna miljö och i vissa sjötyper uppstår syrgasbrist under perioder när vattenmassan är uppdelad i olika skikt med avseende på temperatur. Organismsamhället domineras sannolikt av heterotrofa bakterier, såväl sådana som kräver syrgas för att kunna tillgodogöra sig organiskt material som sådana som endast kan tillväxa i miljöer där syrgasbrist råder.

Bottenfaunan inskränker sig till ett fåtal organismgrupper och domineras sannolikt av små arter (mikro- och meiofauna). Bland makrofaunan är det främst glattmaskar och vissa insektslarver som är vanliga, och dessa livnär sig genom att gräva i sedimentet eller genom att filtrera partiklar som sedimenterar från ovanliggande vattenmassa. Ett fåtal evertebrata rovdjur förekommer också i denna grupp och antalet fiskarter som främst är knutna till denna miljö är mycket lågt.

Av genomgången av organismsamhällena i de tre huvudhabitaten ovan framgår att det, åtminstone vad gäller större organismer, är litoralzonen som uppvisar den största heterogeniteten och den högsta biodiversiteten. Det är också anledningen till att det är denna zon som oftast brukar indelas i ytterligare delar.

En vanlig uppdelning är att man skiljer ut de områden som har makrofyter från de områden som saknar sådana. Makrofyterna, särskilt de som är rotade i botten och vars blad sticker upp över eller flyter på vattenytan, anses ha en stor inverkan på vattenmiljön omkring dem; dels skuggar de underliggande botten, dels utgör de ett substrat för andra organismer att kolonisera och dels reducerar de vattenutbytet med den fria vattenmassan i sjön. Det underhabitat av litoralen där de förekommer brukar på svenska benämnas ”vindskyddad litoral” och har ett i många avseenden utpräglat organismsamhälle.

Bland makrofyterna påträffas fem huvudgrupper fördelade på tre zoner. I den mest strandnära zonen, helofytzonen, förekommer vattenöverståndare (helofyter), växter som är rotade i botten och vars stjälkar sticker upp över vattenytan. Det är dessa växter som ger upphov till skuggningen av underliggande vattenmassa och det reducerade vattenutbytet med den fria vattenmassan i sjöarna. I näringsrika sjöar påträffas i denna zon ytterligare en grupp av växter, lemnider (friflytande växter), vars blad flyter på ytan och vars rotsystem sticker ner i underliggande vatten.

Utanför helofytzonen tar en zon dominerad av nymphaeider (flytbladsväxter) vid. Dessa växter är rotade i botten och deras blad flyter på ytan. Även i denna zon torde vattenutbytet med utanförliggande vattenmassa vara åtminstone delvis reducerat och ljusklimatet är begränsat till följd av skuggning.

Den tredje och sista makrofytdominerade zon som kan urskiljas brukar benämnas den submersa zonen, eftersom de växter som där förekommer står helt under vatten. Här brukar två grupper av makrofyter särskiljas, dels elodeider (slingväxter) och dels isoeetider (rosettväxter), där de senare främst påträffas i klara och näringsfattiga sjöar.

Utanför den vindskyddade litoralens makrofytklädda botten tar ett nytt underhabitat vid, litoriprofundalen, vilket kännetecknas av att det främst är mikrofytobentos som dominerar primärproducentsamhället. Även makroalger och mossor förekommer emellertid i denna miljö. Bottensubstratet är ofta mjukt och koloniserat av såväl infauna, som lever i botten, som av epifauna, vilken lever på botten. Detta underhabitat kan ses som en "skymningszon" där avtagande ljus med ökande djup till slut omöjliggör för gröna växter att etablera bestånd. Av de olika habitat som en sjö kan indelas i är detta sannolikt det minst studerade, såväl med avseende på de arter som förekommer som med avseende på produktionsprocesser.

Åtminstone i de flesta större sjöar påträffas ytterligare ett, med avseende på organismer karakteristiskt, strandnära underhabitat vilket brukar benämnas vindexponerad litoral eller bränningszon. Detta underhabitat, som är av mycket stor betydelse i marin- och brackvattnsmiljö, kännetecknas av att vågornas fysiska påverkan är så stor att allt finare bottenmaterial spolas bort. Ekotonen till den omgivande landmiljön är ofta mycket smal och utgörs av ett tydligt "standhak".

Bottensubstratet närmast stranden utgörs oftast av sten eller hällar och övergår successivt till finare material med ökande djup. Bränningszonen i sjöar uppvisar en mängd synnerligen väl anpassade organismer, såväl vad gäller flora som fauna. Makrofyter, särskilt helofyter, lemnider och nymphaeider saknas helt. Primärproducenterna utgörs av bårdbildande makroalger som i den permanent våta delen av strandzonen oftast är klädda med en biofilm av mikrofytobentos, bakterier, svampar samt djur. Makrobottenfaunan domineras ofta av betare, vilka har starkt uttalade anpassningar för att inte slitits bort i den turbulenta miljön (se t.ex. *Hasselrot* 1993).

Även vår mest storväxta bottenfauna, kräftan, vilken är allätare, har en förkärlek för denna miljö och nyttjar sig av de håligheter som finns i bottensubstratet. Dessutom förekommer inom bottenfaunan en hel del rovdjur. Många fiskarter vandrar ut och in i detta habitat på dygnsbasis, men ett fåtal fiskarter lever permanent i de håligheter som bildats i det grova substratet. Även om bränningszonen är mest utpräglad i större sjöar, förekommer denna typ av strandnära hårbottenar också i mindre sjöar i vilka sjöbäckenet, t.ex. genom det sätt det bildats på, kommit att innehålla hårda, brant sluttande bottenar. På grund av de stora skillnader mellan olika delar av strandzonen som redovisats ovan, finns det anledning till ytterligare uppdelning av detta habitat i minst tre delar.

Sammantaget finns det således anledning att dela in sjöekosystem i minst fem olika habitat med för vart och ett karakteristiska fysikalisk-kemiska egenskaper och en särpräglad flora och fauna. Denna indelning utgör grunden för det förslag till metodik för bedömning av sjöars potentiella biologiska mångfald som redovisas nedan, vilken utgår ifrån att man bestämmer antalet och den areella fördelningen av dessa habitat.

Förslag till habitatavgränsning samt metodik för uppmätning av habitatsgränser

En preliminär version av det förslag till avgränsning av fem olika huvudhabitat i sjöar som nedan redovisas presenterades i *Blomqvist, Brunberg och Brydsten (2000)*. I efterföljande projekt har såväl manuell som automatisk (DGPS, GIS) metodik för avgränsningarna testats (*Brydsten et al. in prep.*). Fältarbeten i samband med utprovningen av metodiken har också resulterat i ett examensarbete vid Uppsala Universitet (*Carlsson 2002*). I det förslag som här ges har erfarenheter från dessa studier vägts in.

Litoralens gräns mot omgivande terrestra ekosystem – fastmarksstrandkanten

Såsom inledningsvis påpekats är sjöars avgränsning mot omkringliggande terrestra ekosystem inte sällan tämligen diffus och kan utgöras av olika typer av kärrartad våtmark eller, i det fall sjön ingår som en del i ett myrkomplex, av myrmark.

Att sätta gränser i naturen är ofta svårt men i detta förslag har jag valt att sätta gränsen till fastmarksstrandkanten som torde vara den mest hanterliga att finna i fält. Inte heller denna är emellertid tydligt utmärkt, varken på befintliga kartor eller i naturen, och ofta torde fältrekognoscering behövas för att fastställa dess läge. Förutom det faktum att fastmarksstrandkanten inte är ställd under vatten vid någon tid under ett normalår kan gränsen avgöras utifrån förekomsten av barrträd eller andra träd som ej tål att stå längre tid med rotsystemet under vatten.

En fördel med att använda fastmarksstrandkanten som gräns är att det därvid är möjligt att göra en preliminär avgränsning utifrån underlagsbilderna till den ekonomiska kartan eller från andra typer av flygfotografier över området. *Carlsson (2002)* konstaterade i

detta sammanhang att det i dagsläget finns ortofoton med IR-färger över stora delar av syd- och mellansverige (Lantmäteriets Internetsida) som kan användas för ändamålet. Dessa bilder är tagna på den tid av sommaren (juli – augusti) när vegetationen är fullt utvecklad och skulle även kunna användas för en preliminär analys av dominerande vegetationstyper i området. Den bästa metoden torde dock vara att göra rekognosceringen i fält med hjälp av en GPS-apparat försedd med DGPS-tillsats. Precisionen blir därvid ca $\pm 0,5$ meter.

Avgränsning av de tre olika huvudtyperna av litoral

När det gäller att skilja vegetationsbältet från utanförliggande litoralbottnar finns flera avgränsningar att välja mellan. En vanligt angiven gräns utgörs av den linje där den submersa vegetationen upphör. En sådan avgränsning är emellertid mycket svår att göra och kräver redan i initialskedet att dykare finns på plats. En betydligt enklare avgränsning kan göras om man väljer den yttre kanten av flytbladsvegetationen som gräns. I så fall kan en preliminär avgränsning göras från existerande flygfotografier (ortofoton med IR-färger) såsom beskrivits ovan.

Fältrekognoscering från båt med DGPS är också mycket snabb; hela proceduren är avklarad på några timmar i en normalstor (ca. 50 ha) sjö. En biologisk fördel med att använda denna gräns är att såväl helofyter som flytbladsväxter i hög grad kan betraktas som "biotopbildande organismer", dvs. deras inverkan på omgivande miljö t.ex. vad gäller ljusklimat och vattenrörelser är betydligt större än den hos den submersa vegetationen. Använder man helofyt och/eller flytbladszonens kant som gräns blir avgränsningen mellan vegetationsklädd och vegetationsfri strandnära litoral också lätt att göra.

En betydligt svårare avgränsning är den mellan vegetationsfri strandnära litoral (hårdbottenzon) och utanförliggande litoralzon med mjukare bottensubstrat, eftersom denna kräver bedömningar från fall till fall. Är det fråga om en stor sjö med våginducerad hårdbottenzon närmast stranden kan avgränsningen göras utifrån bottensubstratets storleksfördelning, vilken kan avgöras såväl för hand med en sond som med ett digitalt ekolod av god kvalitet. Det är i sådana fall lämpligt att sätta gränsen mellan sandbotten och botten med finare substrat. Är hårdbotten däremot betingad av händelser vid sjöbäckens bildning och bottenlutningen stark kan avgränsningen vara betydligt svårare att göra.

Carlsson (2002) undersökte bland annat habitatutbredningen i en sprickdalssjö, Ramsen, i Uppland och fann att hårdbotten i denna sjö bitvis sträckte sig ända ned till djuphålan. Hon valde därvid att sätta gränsen mellan strandnära hårdbotten och utanförliggande litoralzon på samma djup som gränsen mellan flytbladsväxternas ytterkant och utanförliggande litoral. Denna gränsdragning bör utredas vidare genom undersökningar i fält, men torde vara tillräckligt bra för att användas vid en initial kartering. Avgränsningen mellan litoralzonen (oavsett undertyp av detta habitat) och den utanförliggande profundalzonen utgörs definitionsmässigt av gränsen för hur långt ned gröna

växter (i detta fall oftast mikrofyto bentos) kan etablera bestånd. Här finns flera metoder för att finna denna gräns och fyra av dessa testades av *Carlsson* (2002).

Den enklaste metoden är att använda sig av det dubbla värdet på siktdjupet mätt med hjälp av en s.k. sikt- eller Secciskiva. En annan metod är att mäta ljusets avtagande med hjälp av ökande vattendjup med hjälp av en ljusmätare försedd med undervattensdetektor. Med denna metod brukar gränsen sättas vid det vattendjup där 1 % av det till sjöytan infallande ljuset återstår (*Rodhe* 1965). En tredje tänkbar metod är att mäta biomassan på bottenarna med hjälp av klorofyllanalys och en fjärde är att hämta upp sediment och analysera detta med avseende på förekomst av mikrofyto bentos med intakta kloroplaster.

Carlsson (2002) fann, efter en engångsmätning på sensommaren, en mycket god överensstämmelse mellan dubbla siktdjupet och 1 %-nivån i sina sjöar och dessutom en god överensstämmelse mellan dessa båda mått och den faktiska utbredningen av mikrofyto bentos. Klorofyllanalyserna däremot gav ingen vägledning om var gränsen gick. Orsaken till detta var att i dessa analyser kom också sedimenterade växtplankton med, vilket gjorde att klorofyllkoncentrationerna var höga på alla djup. Möjligheten att basera gränsen på olika ljusmått behöver emellertid utredas vidare, särskilt i sjötyper där mängden partiklar i vattnet är starkt varierande under året. Tills vidare torde dock en kombination av mätningar av ljus eller siktdjup och några enkla bottenprover i anslutning till detta vara tillräckligt för att fastställa gränsen.

Avgränsning av pelagial

Pelagialen, slutligen, kan tämligen enkelt avgränsas från de övriga habitaten så snart utbredningen av dessa är känd. I detta förslag har jag valt att definiera pelagialen som ytarean på den vattenmassa som täcker samtliga andra habitat utom den vegetationsdominerade strandnära litoralerna. Gränsen mellan pelagial och vegetationsdominerad litoral utgörs av den yttre gränsen för flytbladvegetationen. Det behövs således inga ytterligare mätningar för att fastställa pelagialens ytarea.

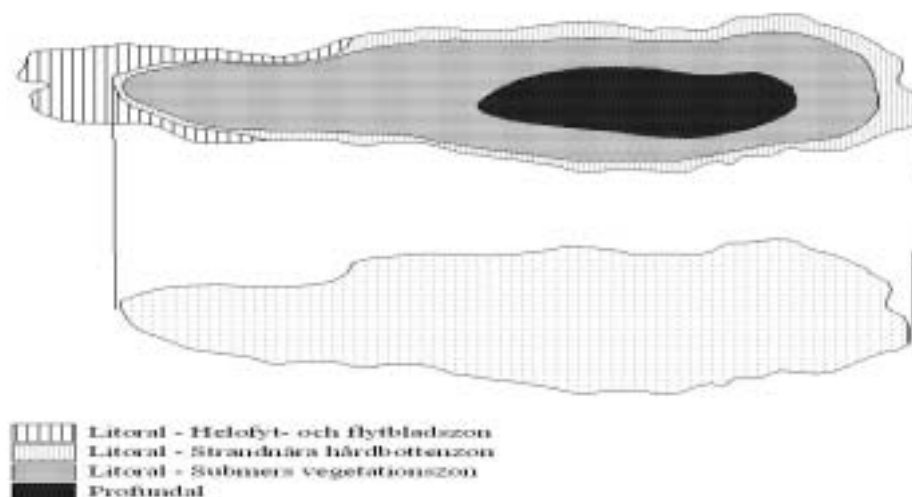
De resulterande habitaten

Sammantaget ger alltså ovan beskrivna avgränsningar upphov till att ett sjöekosystem kan indelas i maximalt fem huvudhabitat. Samtliga dessa habitat kan nu beskrivas i form av deras projektionsarea på sjöytan (Figur 1). En projektionsareabaserad indelning kan emellertid ge upphov till problem vid jämförelse mellan sjöar av olika morfometri, eftersom projektionsarean kommer att vara betydligt mindre än den faktiska arean av de bottenbundna habitaten. Vidare leder detta till att pelagialens areella bidrag i en given sjö alltid kommer att överskattas. Vill man komma åt detta problem behöver sjöarna djupmätas med standardiserad metodik, varefter den (skalberoende) arean av de olika bottenhabitaten kan beräknas.

Förutom att en sjömätning är av stort värde för miljöårsarbetet i allmänhet, ger en tillgång till djupdata också möjlighet att beräkna volymen av två av habitaten nämligen pelagial och vegetationsdominerad litoral. Sjömätningar var tidigare en ganska tidsöd-

de procedur som antingen krävde större båtar och avancerad navigationsutrustning eller omfattande manuellt arbete vintertid från is, vilket sannolikt är en av huvudorsakerna till det märkliga förhållandet att det finns goda topografiska kartor över hela Sverige utom över inlandsvattnen.

I dag finns ny teknik som gör det möjligt att snabbt djupmäta en normalstor sjö från mycket små farkoster. I ett pågående projekt (*Brydsten et al., in prep.*) har en utrustning bestående av ett digitalt ekolod sammanknutet med en GPS försedd med DGPS-tillsats, allt kopplat till en fältdator utprovats. I en sjö av 40 ha storlek kunde en djupkarta baserad på 3147 djuppunkter upprättas efter en förmiddags fältarbete. Den utrustning som användes är så liten att den kan hanteras i den minsta typen av roddbåtar. Eftersom djupmätningar kan utföras på detta enkla sätt bör en försöksverksamhet startas i syfte att utreda betydelsen av att basera habitatutbredning på projektionsarea respektive faktisk (men dock skalberoende) area.



Figur 1. Med hjälp av den i detta arbete beskrivna metodiken kan ett sjöecosystem uppdelas i fem huvudhabitat, fyra bottenbundna samt ett som utgörs av den fria vattenmassan.

Den arbetsinsats som krävs för att genomföra ovanstående program för att uppdelning av en normalstor (ca 50 ha) sjö i olika huvudhabitat innefattande:

1. Fältrekognoscering till fots av fastmarksstrandens läge med GPS-DGPS.
2. Fältrekognoscering från båt av helofyt- och flytbladszonens yttre gräns (GPS-DGPS).
3. Fältrekognoscering med handsond och/eller ekolod för att fastställa läget av den yttre gränsen för strandnära hårbottenlitoral och inmätning av denna med GPS-DGPS).
4. Fältmätningar av siktdjup och ljusgenomsläpplighet samt inhämtande av sedimentprover i anslutning till från de båda tidigare parametrarna indikerat djup för gränsen mellan litoral och profundal.
5. Djuplodning av sjöbäckenet med digitalt ekolod kopplat till DGPS och dator kan uppskattas utifrån tidsåtgången vid pilotstudien och omfattar 2-3 dagar i fält och en efterföljande dag i laboratoriet samt vid datorn. Efterarbetet kan underlättas mycket om man upprättar ett geografiskt informationssystem (GIS) för behandling av data. Ett sådant system har upprättats inom ramarna för ett annat projekt och håller på att redovisas (*Brydsten et al., in prep.*). Vidare kan man under fältarbetets gång göra en stor mängd andra observationer av värde för en ökad detaljeringsgrad inom de olika habitaterna eller av värde för att bedöma den skadebild som föreligger t.ex. till följd av fysiska ingrepp. Detta kommer emellertid att behandlas under avsnittet ”diskussion”.

Sammanfattningsvis skulle således den föreslagna metoden för indelning av sjöekosystem i huvudhabitat resultera i att maximalt fem olika enheter identifieras och areabestäms. Hur dessa skall benämnas kan få vara en öppen fråga, men tills vidare föreslår jag följande namn:

- Pelagial
- Profundal
- Litoral – Helofyt- och flytbladszon
- Litoral – Strandnära hårbottenzon
- Litoral – Submers vegetationszon

Diskussion

I det uppdrag som här redovisas ingick, förutom att beskriva en metodik för habitatbeskrivning, också att besvara ett antal frågor rörande de parametrar som beskrivits. I efterföljande diskussion tar jag först upp dessa frågor en och en och avslutar därefter med att diskutera vidareutveckling av metodiken.

Fråga 1. Vilket underlag finns?

Habitatens antal och areella utbredning i sjöar såsom beskrivits ovan är att betrakta som en ny parameter, även om dess komponenter är så väl beskrivna i den limniska litteraturen att kunskapen kan betecknas som läroboksmässig. Befintlig kunskap om denna parameter saknas därför i princip helt och måste tas fram. Det är närmast märkligt att parametrar som är så väl förankrade inom limnologin inte varit föremål för kvantifiering.

Säkerligen torde dock en hel del material rörande vissa habitat (t.ex. vegetationszonen och den fria vattenmassan) stå att finna i befintliga inventeringar (e.g. *Lohammar* 1938, *Wallsten* 1981), men sådana material får värde först när de enskilda zonernas nuvarande utbredning skall jämföras med tidigare data. Även olika typer av flygbilder över Sveriges sjöar torde kunna komma till användning för detta syfte. Den förstudie som utförts som ett examensarbete vid limnologiska avdelningen, Uppsala universitet (*Carlsson* 2002) gav vid handen att några större svårigheter inte föreligger, varken vad gäller det praktiska arbetet i fält eller vad gäller hantering och tolkning av data. Inventeringsmetodikerna behöver säkerligen förfinas något för att få slutgiltig form vad gäller vissa detaljer men redan i dag kan flera av avgränsningarna göras så att ett viktigt och bestående referensmaterial skapas.

Fråga 2. Hur kan habitatmetodikerna användas för att utveckla indikatorer/index?

Eftersom den föreslagna metodiken går ut på att kvantifiera de olika huvudhabitatens antal och area, kan det dataunderlag som därvid erhålles användas som ett ramverk i vilket successivt mer och mer detaljerad information om sjöekosystemen kan läggas in. Vart och ett av de beskrivna habitaterna kan till exempel delas upp ytterligare på areabasis med hjälp av fördjupade inventeringar och i slutändan kan givetvis information om enskilda arter läggas in.

Såväl habitatens antal som areella utbredning är dessutom additiva vid en expansion av studieobjektet till att innefatta också omgivande natur. I ramdirektivet för vatten (EU 2000) fastslås att avrinningsområdet i fortsättningen skall utgöra den fysiska basen för all vattenplanering inom Europa.

Eftersom mycket av den påverkan på akvatiska system som finns idag härrör från tillrinningsområdenas terrestra delar innebär ett sådant beslut att även dessa miljöer skall beskrivas inom respektive avrinningsområde. Detta kommer att ge goda möjligheter till en samordning vad gäller den biologiska mångfalden. Om de terrestra områdenas olika huvudhabitat också beskrivs utifrån area, vilket redan i viss mån är gjort på de topografiska kartorna, kan informationen från dessa miljöer adderas till den från sjöar och vattendrag och de olika avrinningsområdenas potentiella biologiska mångfald indikeras (Figur 2).



Figur 2. Habitatmångfalden i ett sjöecosystem kan adderas till mångfalden av habitat i det omgivande landområde, tillrinningsområdet, som dräneras till sjön. Här illustreras detta med hjälp av topografiska kartans habitatparametrar.

Vid jämförelse mellan olika sjöar kan resultaten från habitatkarteringen givetvis användas direkt som de beräknats fram – en sjö med alla fem habitaterna hyser troligtvis en högre biologisk mångfald än sjöar med fyra eller färre habitat – och redan från en grafisk illustration av areafördelningen kan en god bild av den potentiella biodiversiteten erhållas om man antar att en jämn storleksfördelning mellan habitaterna indikerar en högre mångfald än om ett enskilt habitat är mycket dominerande.

Utifrån det material som genereras genom avgränsning av huvudhabitaterna kan emellertid också en hel del beräkningar göras, helt i analogi med vad som görs när man beräknar diversiteten inom olika organismsamhällen. Antalet habitat svarar därvid mot antalet arter och deras areella utbredning mot antalet individer (eller biomassan) hos varje enskild art. Jag har i exemplen nedan valt att beräkna habitatdiversiteten (habitatsindex, HI) i olika fiktiva sjöar med hjälp av formeln för beräkning av artdiversitet i form av Shannon-Weavers index (Shannon & Weaver 1949).

Det första exemplet (Tabell 1) visar att habitatsindex ökar med ökande antal habitat, det vill säga ju fler habitat desto högre diversitet indikeras av index.

Tabell 1. Habitatindexförändring med ökat antal habitat och likstor area hos habitaterna

Habitat nr	1	2	3	4	5	HI
Sjö nr 1	20	0	0	0	0	0
Sjö nr 2	20	20	0	0	0	1
Sjö nr 3	20	20	20	0	0	1,58
Sjö nr 4	20	20	20	20	0	2
Sjö nr 5	20	20	20	20	20	2,32

Exempel två visar att ju jämnare fördelningen av area mellan de olika habitaterna är desto högre diversitet indikeras av index (Tabell 2).

Hur ser då bilden ut efter en faktisk mätning av habitatens storlek i fält? I exempel tre (Tabell 3) redovisas data från *Carlsson* (2002) från sjöarna Ramsen, Tvigölingen och Eckarfjärden i Uppland uppmätta i enlighet med den teknik som redovisats ovan. Av resultaten framgår att sprickdalssjön Ramsen, med alla fem habitaterna företrädda, men med mycket begränsade litoralhabitat på grund av den branta morfometrin, är den sjö som har högst habitatsindex. I den mycket starkt färgade brunvattenssjön Tvigölingen och i den kalkoligotrofa sjön Eckarfjärden saknas två av habitaterna, dock inte de samma, i vardera sjön och habitatsindex är lägre än i Ramsen. Lägst är index i Eckarfjärden, som har störst disproportion mellan de olika habitaterna vad gäller area.

Tabell 2. Habitatindexförändring vid förändrad inbördes areaproportion mellan de olika huvudhabitaterna och vid konstant antal habitat (5).

Habitat nr	1	2	3	4	5	HI
Sjö nr 1	1	2	4	8	85	0,85
Sjö nr 2	2	4	8	16	70	1,37
Sjö nr 3	4	8	16	20	52	1,86
Sjö nr 4	8	16	20	20	36	2,17
Sjö nr 5	16	20	20	20	24	2,31

Tabell 3. Habitatsindex för tre sjöar i Uppland. Habitaterna som redovisas är följande Litoral – Helofyt- och flytbladszon, 2: Litoral – Strandnära hårbottenzon, 3: Litoral – Submers vegetationszon, 4: Profundal samt 5: Pelagial. Habitatareorna (projektionsareor) anges i km².

Habitat nr	1	2	3	4	5	HI
Ramsen	0,044	0,008	0,093	0,259	0,360	1,72
Tvigölingen	0,022	0	0	0,050	0,050	1,5
Eckarfjärden	0,058	0	0,174	0	0,174	1,45

Sammanfattningsvis visar exemplen att det skulle vara möjligt att utveckla ett index som med ett enda värde ersätter alla övriga siffror. I likhet med vad som gäller för diversitetsindex i allmänhet är det dock knappast lämpligt att bara använda ett siffervärde utan

detta skall, om det över huvud taget används, utgöra ett komplement till de faktiska mätvärdena.

Fråga 3. Vad indikerar habitatens frekvens och utbredning vad gäller biologisk mångfald i allmänhet?

Den föreslagna metodiken baserar sig på antagandet att ju fler habitat en miljö kan delas in i desto högre är biodiversiteten (det totala antalet arter) i densamma, något som knappast motsägs av befintlig kunskap. Därför torde den ovan föreslagna modellen vara direkt användbar för preliminära bedömningar av olika sjöekosystems biodiversitet.

När det gäller de fem huvudhabitat som beskrivits är en intressant fråga för framtida utredningsarbete också om något av habitaterna i sig indikerar särskilt hög biologisk mångfald. Här finns en mängd lösa trådändar att nysta i men långt ifrån några självklara svar. Värt att notera i detta sammanhang är att modellen inkluderar ett strandnära hårbottenhabitat, vilket genom en enkel analys av biota (bottenfauna och eller vissa alger inom påväxtsamhället) kan uppdelas i två typer, bränningszon respektive annan typ av hårbottenhabitat. Görs en sådan uppdelning tillkommer ett sjätte habitat, bränningszonen, som är typiskt för stora lokaler och leder till att man får ett högre indikatorvärde för dessa sjöar. Detta är i god linje med det faktum att biodiversiteten ökar med ökad storlek på det system som studeras och bör således övervägas.

Ett påstående som kan tyckas rimligt är att det habitat, profundalen, som saknar primärproducenter borde ha ett lägre antal arter än de övriga även om detta påstående inte tar hänsyn till alla de svampar och bakterier som specialiserat sig på att leva i denna ofta syrgasfria miljö. Med avseende på övriga grupper av organismer (t.ex. makrobottenfauna och fisk) är det tämligen väl känt att profundalen har ett lågt antal arter. Ett annat rimligt påstående är att ju starkare fysikalisk-kemiska gradienter som finns och ju mer varierat det födoutbud är som produceras på basnivån inom ett habitat desto fler arter torde det förekomma.

Generellt kan man också säga att en ökad habitatsdiversitet (inom ett habitat) kan förändra och möjligen mildra konkurrens och predator-bytes interaktioner och har därigenom potential att minska risken för arters utdöende (e.g. *Persson & Eklöv* 1995, *Eklöv & vanKooten* 2001, *Young* 2001). Om dessa påståenden är korrekta verkar det inte osannolikt att det strandnära vegetationsdominerade habitatet skulle vara det mest artrika, särskilt eftersom detta avgränsats så att ekotonen mot omgivande terrestra miljö också ingår. Frågan om vissa av habitaterna indikerar högre biodiversitet än andra och om en viktning av resultaten är en lämplig väg att gå fram på för att indikera sjöars totala biodiversitet behöver emellertid utredas vidare.

Fråga 4. Hur kan det användas nationellt (och ev. regionalt) för uppföljning av nationella miljömål?

Med den föreslagna metodiken kan förhållandena i en sjö vad avser utbredningen av olika huvudhabitat dokumenteras vid ett givet tillfälle och lagras i form av t.ex. DGPS-baserade koordinater. Ett sådant noggrant definierat bakgrundsdataset är en given utgångspunkt för bedömningar av de förändringar som sker till följd av olika former av antropogen påverkan, respektive åtgärder som sätts in för att motverka dessa.

Utan kunskap om förhållandena innan något sker som påverkar ett sjöecosystem är det mycket svårt att bedöma de effekter som det inträffade har medfört, något som lett till stora problem inte minst inom det akvatiska miljövårdsarbetet. Habitatfrekvens och habitatens areella utbredning är parametrar som mycket lätt kan kopplas till skadebild. Även om upprättande av en modell för att bedöma den skadebild som föreligger i olika sjöecosystem inte ingår i detta uppdrag vill jag ändå poängtera några av de starka kopplingar som finns mellan skador och habitatens utbredning.

I juni 1997 deltog undertecknad i ett internationellt forskarmöte vars syfte var att ta fram ett underlag till en beskrivning av olika former av antropogena hot mot den biologiska mångfalden i sötvattensmiljöer. Mötet resulterade i en sammanställning (*Sandlund & Viken 1997*) i vilken konstaterades att hoten kunde föras till fyra olika huvudkategorier: fysiska ingrepp, föroreningar, främmande arter samt exploatering av populationer.

Av dessa fyra hot är det främst vad gäller de båda första som det finns tydliga praktiskt och teoretiskt belagda kopplingar till de habitatparametrar som beskrivits. Vad gäller de båda övriga finns det många goda exempel på störningar men inga egentliga tester på vilka mekanismer som ligger bakom förändringarna. Fysiska ingrepp, såväl i form av vattenståndsreglering som invallning och markavvattning kommer alla att ge tydliga utslag i habitatsfördelningen såsom framgår av den modell för bedömning av skadegrad som redovisas i *Brunberg & Blomqvist (2001)*. Vattenståndsreglering ger upphov till uttalade skador på sjöars litoralzon, särskilt på makrofyterna i helofyt- och flytbladszonen vilka ofta helt försvinner.

Invallningsföretag påverkar också i huvudsak den strandnära vegetationen och skiljer ofta av sjönära våtmarker (den ekoton som inräknats i litoralhabitatet) från den egentliga vattenvegetationen. Markavvattningsföretag leder till torrläggning av sjönära våtmarker samt delar av litoralzonen och till en sänkning av sjöytan. Det senare resulterar i att en större bottenareal blir solbelyst varvid frön kan gro och makrofytbältet utvidgas med igenväxning som följd. Samtliga dessa former av fysiska ingrepp kan således spåras i storleks- och/eller lägesförändringar av de olika huvudhabitatet. Utsläpp av föroreningar i form av närsalter, partiklar eller organiskt material som direkt eller indirekt minskar ljusets nedträngande i vattenmassan kommer också att avspeglade sig tydligt i förändrad arealfördelning mellan de olika huvudhabitatet. Särskilt känslig i detta perspektiv är den submersa vegetationszonen, vars area kommer att minska.

Utsläpp av försurande ämnen anses leda till att sjöarnas vatten blir klarare och om detta är sant kommer försurning givetvis att återspegla sig i en expansion av den submersa vegetationszonen. Förändringar i sjöecosystemen till följd av ökade eller minskade utsläpp av några olika dominerande typer av föroreningar kommer således också att kunna bedömas utifrån habitatutbredningen. Såväl vad gäller fysiska ingrepp som föroreningar kan den föreslagna metodiken således vara till stor nytta såväl för den nationella som regionala och lokala uppföljningen av miljömålen. När det gäller miljögifter, främmande arter samt exploatering av populationer behövs emellertid, i de flesta fall, andra metoder.

Sammanfattande diskussion

Sammanfattningsvis innebär det förslag till metodik för preliminär indikation av biodiversiteten i sjöar som ovan presenterats att sjöekosystemen uppdelas i fem olika huvudhabitat och att gränserna mellan dessa koordinatsätts så noggrant som GPS-DGPS-tekniken tillåter. En sådan ansats ger en i alla lägen värdefull dokumentation av förhållandena i sjöekosystemet vid en given tidpunkt och kan samtidigt ligga till grund för ett utvecklingsarbete med syfte att förfina metodiken. Därvid bör man överväga att utvidga studieobjekten till att innefatta inte bara sjöarna utan även deras tillrinningsområden, varvid det blir möjligt att beskriva habitatdiversiteten i hela avrinningsområden.

Som tidigare påpekats är detta helt i linje med intentionerna i vattendirektivet och det torde heller inte vara särskilt arbetskrävande, med tanke på den goda dokumentation av terrestra habitat som redan finns – åtminstone på vegetationssidan (se t.ex. *Rydin, Snoeijjs & Diekmann 1999* och arbeten däruti). En viss arbetsinsats behöver göras vad gäller vattendragen, men även i detta fall finns goda underlag för en habitatskartering liknande den som ovan beskrivits för sjöarna (se t. ex. *Nilsson 1999*). Ett förslag till hur olika huvudhabitat skulle kunna avgränsas har redan upprättats inom ramarna för ett annat projekt (*Blomqvist, Brunberg & Brydsten 2001*).

Vad gäller ytterligare areell uppdelning av de olika huvudhabitat i sjöar som här beskrivits finns många möjligheter. Den litorala helofyt- och flytbladszonen, vilken även innefattar den ekoton i form av kärrartad våtmark som omger sjöarna, kan givetvis delas upp i de tre huvudkomponenter som framgår av de två första leden i denna mening. Eftersom de helofyter, i vid bemärkelse även träden, som dominerar detta habitat kan betraktas som biotopbildande kan respektive underzon också delas in ytterligare genom avgränsning av olika bestånd av dessa (t.ex. alkärr, starräng, bladvassbälte, näckroszon etc.). Härigenom skapas en god möjlighet för successivt ökande upplösning av diversitetsmättet utan att möjligheten att jämföra olika lokaler går förlorad eftersom en sådan jämförelse alltid kan ske på basis av den nivå som är representerad av lokalen som har lägst upplösning. Den litorala strandnära hårbottenzonen kan också delas upp ytterligare t.ex. efter vattenståndsvariationernas inverkan på systemet i en stänkbzon (över högsta högvattennivån), en zon som tillfälligt står under vatten (mellan hög och lågvattennivå) och en zon som permanent är vattentäckt (under lågvattennivå). Här bör man också som tidigare nämnts överväga att dela upp denna zon i två varav den ena (bränningszonen) kännetecknas av utpräglade anpassningar hos organismerna för att motstå vattenrörelserna. Den litorala submersa vegetationszonen kan delas upp efter förekomst av olika typer av vegetation, t.ex. kan bestånd av kransalger, slingväxter och rosettväxter avgränsas från varandra och från övrig vegetation. Vidare är det möjligt att dela upp detta habitat efter bottenarnas hårdhet med hjälp av ett digitalt ekolod (*Brydsten et al. in prep.*). Pelagialzonen kan i vissa sjötyper delas upp efter termisk skiktning i kombination med ljusförhållanden så att åtminstone de lokaler där skiktning förekommer kan skiljas från övriga. I likhet med den litorala submersa vegetationszonen kan profundalzonen också delas upp i områden med hårda och mjuka bottenar, något som kan vara avgörande för vilken fauna som förekommer eftersom vissa arter är beroende av ett fast substrat för att kunna

etablera bestånd. Givetvis kan också de olika habitaten delas upp åtminstone efter vilka större organismer (t.ex. kärlväxter, fisk och vissa element i makrobottenfaunan) som där förekommer men i författarens tycke får en sådan indelning störst värde när den kan relateras till den indelning i habitat och underhabitat som redovisats. Ovanstående indelning och kvantifiering av habitat kommer dessutom att utgöra en utmärkt grund för både fältstudier och experimentella studier av de ekologiska processer som är viktiga för biologisk mångfald.

Slutligen vill jag nämna att ett system med olika indikatorer för biodiversitet som det som nu diskuteras och som är avsett att ligga till grund för mål- och resultatstyrning av samhällets miljöarbete i mitt tycke inte blir komplett förrän det innefattar en modell för bedömning av olika sjöars raritet respektive representativitet för den zon av landet där de är belägna. Ett förslag till hur en sådan bedömning kan göras utifrån såväl gradienter i omgivande natur som sjöegna karakteristika har redan upprättats för tillämpningar i annat syfte (*Blomqvist, Brunberg & Brydsten 2000*).

Tack!

Författaren vill framföra sitt varma tack till Docent Peter Eklöv, programmet för limnologi, institutionen för evolutionsbiologi, Uppsala universitet för värdefulla kommentarer på en tidigare version av detta manuskript samt till Dr Lars Brydsten, institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet, för hjälp med framställning av figurerna

Referenser

- Blomqvist, P. & Brunberg, A. -K.* (1999): Lakes. Origin, ontogeny and natural functions. - In: Lundin, L-C (editor) Sustainable Water Management in the Baltic Sea Basin. 1. Water in Nature. The Baltic University Programme, Uppsala University, pp. 93-108.
- Blomqvist, P., Brunberg, A. -K. & Brydsten, L.* (2000): Lake and lake-related drainage area parameters for site investigation program. SKB-R-00-38, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, 71 pp.
- Blomqvist, P., Brunberg, A. - K. & Brydsten, L.* (2001): River and river-related drainage area parameters for site investigation program. - SKB- R-01-20, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden, 62 pp.
- Brunberg A. -K. & Blomqvist, P.* (1998): Vatten i Uppsala län 1997. Beskrivning, utvärdering, åtgärdsförslag. Upplandsstiftelsen, Rapport nr 8/1998, 944 pp.
- Brunberg, A. - K. & Blomqvist, P.* (2001): Quantification of anthropogenic threats to lakes in a lowland county of central Sweden. - *Ambio* 30: 127 – 134.
- Brydsten, L., Carlsson, T., Brunberg, A. – K. & Blomqvist, P.* (in prep.): An automatic method for determination of morphometry, sediment distribution, and habitat diversity of lake basins and its application to three lakes in Uppland. – SKB-R-xx-xx, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm, Sweden, xx pp.
- Brönmark, C. & Hansson, L. – A.* (1998): The biology of lakes and ponds, Biology of habitats. Oxford University Press, Oxford.
- Carlsson, T.* (2002): Huvudhabitatens arealfördelning i tre sjöar av olika limnisk karaktär. Examensarbete 20 p. – *Scripta Limnologica Upsaliensia* 2002 B:5, 20pp.
- Eklöv, P. & vanKooten, T.* (2001): facilitation among piscivorous predators – effects of prey habitat use. *Ecology* 82: 2486 – 2494.
- Hasselrot, A.* (1993). Insight into a psychomyiid life. PhD-thesis. *Acta Universitatis Upsaliensis* 13, 24 pp.
- Horne, A. J. & Goldman, C. R.* (1994): Limnology. Second edition. McGraw-Hill, Singapore.
- Hutchinson, G. E.* (1967): A treatise on limnology II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & sons, New York.
- Lohammar, G.* (1938): Wasserchemie und höhere vegetation Schwedisher seen. – *Symb. Bot. Upsal.* III:1, 252 pp.
- Naumann, E.* (1931). Limnologische terminologie. Urban & Schwarzenberg, Berlin Wien.
- Nilsson, C.* (1999): Rivers and streams. I: (*Rydin H., Snoeijs, P. & Diekmann, M.* (eds.) Swedish plant geography. – *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 135 – 148.
- Persson, L. & Eklöv, P.* (1995): Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76: 70 –81.
- Rodhe, W.* (1965): Standard correlations between pelagic photosynthesis and light. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl.* 18: 365 – 381.
- Rydin H., Snoeijs, P. & Diekmann, M.* (1999): Swedish plant geography. – *Acta Phytogeographica Suecica* 84: 135 – 148.

- Sandlund, O. T. & Viken, Å.* (1997): Workshop on freshwater biodiversity, Selbu, Norway 5-7 June 1997. Report. The Trondheim conferences on biodiversity. Directorate for Nature Management/ Norwegian Institute for Nature Research.
- Shannon, C. E. & Weaver, W.* (1949): The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- Sih, A., Jonsson, B. G. & Luikart, G.* (2000): habitat loss: ecological, evolutionary, and genetic consequences. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 132 – 134.
- Wallsten, M.* (1981): Changes of lakes in Uppland central Sweden during 40 years. - *Symb. Bot. Upsal.* XXIII:3, 84 pp.
- Wetzel, R.G.* (2001): *Limnology. Lake and river ecosystems.* Academic Press, San Diego.
- Young, K. A.* (2001): Habitat diversity and species diversity: testing the competition hypothesis with juvenile salmonids. *Oikos* 95: 87 – 93.

Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i kustmiljöer i Östersjön

Lena Kautsky och Stefan Dahlgren, Stockholms universitet

Bakgrund

Behovet att ta fram indikatorer för biologisk mångfald i vattenmiljöer är stort (Anon, 1993). Naturvårdsverket har i uppdrag att lämna förslag på indikatorer för biologisk mångfald till regeringen och har givit författarna i uppdrag att utarbeta ett förslag för indikatorer för biologisk mångfald i Östersjöns vegetationsklädda områden. Biologiska samhällen är inte statiska utan utsatta för ständiga temporala förändringar. Stabiliteten i systemen är beroende av den/de habitat bildande arternas/artens livslängd. I Östersjön, där endast ett fåtal arter kan förekomma på grund av den naturligt stressande miljön, fungerar habitat bildande arter som nyckelarter och deras frånvaro eller närvaro och kvalitet kan användas för att prediktera organismsamhället.

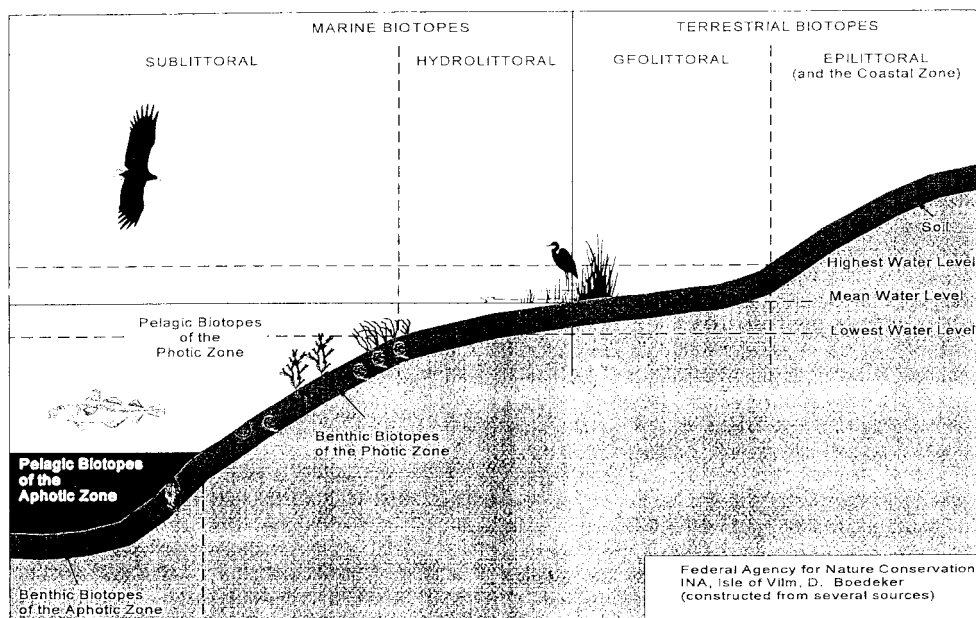


Fig.1 Zonerings i den marina kustmiljön. (från Helcom, 1998)

Kustzonen, övergången mellan land och hav, rymmer ett flertal biotoper. Dessa biotoper kan definieras, mer eller mindre entydigt, av de abiotiska förhållanden som råder och av de organismerna som lever där, speciellt de strukturerande habitat bildande arterna

I denna rapport har vi främst fokuserat på fytobentalen, dvs. område där bottenlevande fotosyntetiserande organismer förekommer. Fytobentalen kan delas in i sublittoralen, hydrolittoralen och geolittoralen (Fig. 1). Hydrolittoralen och geolittoralen kalla även ibland för eulittoral. Epilittoralen som utgör landstranden ovanför högst vattenlinjen kommer inte att diskuteras i detta arbete.

Artsammansättningen i de grunda miljöerna påverkas av den storskaliga salthaltsgradienten från söder till norr, med den högsta salthalten i söder och den lägsta i de norra delarna av Östersjöområdet. Kuststräckan längs Östersjön har därför delats in i tre regioner, Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken (Fig. 2). En mer finskalig indelning kan vara nödvändig vid en framtida utveckling av indikatorer för biologisk mångfald.



I förhållande till det homogena pelagiska systemet liksom de djupa mjukbottensamhällena är fytobentalen mer heterogen.

Undervattensvegetationen i Östersjön är tydligt zonerad och relativt artfattig och ett fåtal vattenväxter eller makroalger dominerar inom de olika zonerna eller biotoper.

De dominerande vattenväxterna och makroalgsarterna utgör grundstrukturen i habitat med stor biologisk mångfald i Östersjöns kustmiljöer. Detta är grundorsaken till att vi föreslår de habitat bildande arter som indikatorer för biologisk mångfald.

Fig. 2. Östersjön med tillrinningsområden och sex bassänger. 1 = Bottenviken, 2 = Bottenhavet, 3 = Egentliga Östersjön, 4 = Finska viken, 5 = Riga bukten och 6 = Kattegat och Bält havet .

I de första avsnitten av rapporten beskrivs de olika vegetationstyperna/habitaten i de tre större regionerna och hur dessa skiljer sig från varandra på bottentyperna; mjukbotten, sand- och grusbotten och hårbotten. Ett antal förslag till indikatorer för de olika habitaten, dessas begränsningar och behovet av ytterligare undersökningar för implementering av indikatorerna presenteras också.

Generella och specifika kriterier för indikatorer

Det finns i dag inga internationella överenskommelser om val av indikator eller dess egenskaper. En indikator kan till exempel vara kvalitativ eller kvantitativ. Den kan också spegla olika rums- och tidsskalor och olika nivåer i ekosystemet som till exempel mångfald på artnivå eller genetisk nivå, eller strukturell och funktionell mångfald. Camacho-Sandoval, J. & Duque, H. (2001) redogör för ett antal generella och specifika kriterier för indikatorer. Enligt detta förslag måste en indikator uppfylla samtliga generella kriterierna, nedan, samt ett av de specifika kriterier de presenterar.

Generella kriterier

1. Vara representativ ur ett hållbarhetsperspektiv
2. Vara begriplig för en bred allmänhet
3. Vara kvantifierbar
4. Baseras på tillgänglig data
5. Vara giltig i ett nationellt perspektiv eller vara av nationell betydelse
6. Vara skalbar i olika nivåer

Specifika kriterier

1. Kunna visa på förändringar
2. Indikera miljöförändringar av betydelse för människor idag och i framtiden
3. Fungera som en tidig varnings signal på förändringar

Av ovanstående kriterier har vi vid valet av indikator på biologisk mångfald försökt att uppfylla kriterierna på att den skall vara applicerbar inom större regioner, enkel att mäta och möjlig att bearbeta statistiskt samt att äldre data skall finnas tillgängliga för jämförelser. För vissa av de föreslagna indikatorerna finns standardmetoder som säkerställer kvaliteten av insamlade data och möjliggör jämförelser i tid och rum.

Beskrivning av habitat/vegetationstyper

Vegetationstyper på organisk mjukbotten

Bottenviken

I den grundaste delen av vind- och vågskyddade vikar med dy- och gyttjebotten, i Bottenviken växer ofta täta bälten dominerade av vass (*Phragmites australis*) och olika

sävarter (*Scirpus* spp). Vassbälten förekommer ned till ca. 1-2 meters djup (Wallentinus, 1991). Utanför vassbältet på lite större djup är olika arter av makrofyter och makroalger som nålsäv (*Eleocharis acicularis*), olika kransalger inom släktena *Chara*, *Tolypella* and *Nitella* samt fanerogamer inom släktena lånke (*Callitriche* spp.), nate (*Potamogeton* spp) och slinga (*Myriophyllum* spp.) vanliga. De vanligast förekommande arterna är (*Chara aspera*) och olika natearter, främst borstnate (*Potamogeton pectinatus*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) (Anon, 2001). I övergödda områden förekommer ofta hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) och olika möjor (*Ranunculus* spp.) medan olika sötvattensväxterna som t.ex. braxengräs (*Isoetes lacustris*), sylört (*Subularia aquatica*) och hästsvans (*Hippuris* spp.) är vanliga i mer opåverkade vatten (Anon, 1999; Anon, 2001).

Bottenhavet och Egentliga Östersjön

I grunda opåverkade inneslutna vikar i skärgårdsområdena längs Bottenhavets och Egentliga Östersjöns kuster dominerar olika kärlväxter och kransalgarter. Vanligt förekommande arter är borstnate (*Potamogeton pectinatus*), havsnajas (*Najas marina*), olika slingor (*Myriophyllum* spp.), hjulbladsmöja (*Ranunculus circinatus*), höstlånke (*Callitriche hermafroditica*) och de marina släktena, nating och särv (*Ruppia* spp. och *Zannichellia* spp.) tillsammans med kransalgssläktet *Chara* och *Tolypella nidifica*. I områden med viss påverkan av närsalter kan täta ängar av rödsträfs (*Chara tomentosa*) bildas.

Artsammansättningen varierar beroende på i vilket stadium av den naturliga successionen som viken befinner sig i (Münsterhjelm, 1997). Andra faktorer som påverkar artsammansättningen är det lokala klimatet och mellanårsvariationer, t.ex. variationer i vattenstånd, speciellt långa lågvattensperioder under den kalla årstiden, istjocklek och isläggningstid (Lundegård-Ericson, 1972, Sannel, 1997; Idestam-Almquist, 1998). I de norra delarna av Egentliga Östersjön, t.ex. Stockholms skärgård och i Bottenviken är mattor av svartskinna (*Vaucheria* spp.) vanliga (Anon, 1995; Dahlgren, 1997; Münsterhjelm, 1997; Wallström et al., 2000).

Utmed den södra delen av den svenska kusten är inslaget av brunalgen sudare (*Chorda filum*) och de marina kärlväxterna nating och särv (*Ruppia* spp. och *Zannichellia* spp.) vanligare på grunda mjuka bottenar. Den högre salthalten i de södra delarna av Egentliga Östersjön gör att arter med ett ursprung från sötvatten minskar i förekomst. Hit hör bland annat arter inom släktena *Chara*, *Ranunculus*, *Myriophyllum*, *Potamogeton* och *Callitriche*. Av dessa förekommer natearter (*Potamogeton* spp.) och axslinga (*Myriophyllum spicatum*) dock rikligt ned till de södra delarna av Kalmar sund (Dahlgren, 2001).

Vegetation på sand- och grusbotten

Bottenviken

Grunda strandnära öppna havsområden med mjukbotten och sand- och grusbotten, i Bottenviken koloniserar av täta vassbälten, dominerad av vass och olika sävarter. I Luleå skärgård domineras fytalزونen av grönslick (*Cladophora glomerata*) och getraggsalg (*C. aegagrophila*) som växer på sten och block mellan 0-0,5 m djup (Kautsky et al., 1981).

Mellan 0,5-1 m djup, på dyiga och gyttjiga bottenar, dominerar gräsnete (*Potamogeton gramineus*), ålnate (*P. perfoliatus*) och braxengräs (*Isoëtes lacustris*). Braxengräs växer ofta i bälten mellan 1-2 m djup. Under *Isoëtes* bältet dominerar kransalgen *Nitella flexilis*, höstlånke (*Callitriche hermafroditica*) och svartskinna (*Vaucheria dichotoma*) och mellan 2,5-5 m, dominerar svartskinna helt. På rent sandiga bottenar dominerar grönslick, getraggsalg och svartskinna. Getraggsalgen växer mycket sparsamt ner till 7 m djup.

I Råneå skärgård, utanför vassbältet, dominerar kärlväxtarter, som t.ex. gul näckros (*Nuphar lutea*), natearter (*Potamogeton spp.*), hårslinga (*Myriophyllum alterniflorum*) och höstlånke (Foberg & Kautsky, 1991). I mellanskärgården är grönalger som t.ex. getraggsalg, gördelalg (*Ulotrix spp.*), grönsträfsse (*Chara baltica*) och havsslinke (*Tolypella nidifica*) tillsammans med den mörkgröna kulformiga cyanobakterien *Rivularia atra* vanliga. I ytterskärgården når vegetationen ner till mellan 11-15 meters djup.

Bottenhavet och Egentliga Östersjön

I grunda områden med sandiga och grusiga bottenar växer olika natearter (*Potamogeton spp.*), havsslinke (*Tolypella nidifica*), hårsärv (*Zannichellia spp.*), sträfsse (*Chara spp.*) och nating (*Ruppia spp.*). På dessa blandade bottenar förekommer också sudare (*Chorda filum*) och blåstång på småstenar och skal. Här växer också ålgräs (*Zostera marina*) från södra Egentliga Östersjön och upp till Ålands hav mellan 2-6 meters djup.

Växtsamhället på sandiga till leriga bottenar i skärgårdarna domineras av rotade sötvattenskärleväxter och kransalger (Wallentinus, 1991), som ofta växer tillsammans med sudare och blåstång. De leriga bottenarna saknar normalt rotad vegetation från 5 meters djup och nedåt medan sandiga substrat normalt har bottenvegetation ned till 6-8 meters djup. Under 8 meter ersätts de rotade växtsamhället av löst liggande alger och drivande algmattor (Wallentinus, 1991).

Substratet på utsjöbankarna i Egentliga Östersjön består till stor del av vågsvallad grus- och stenbotten. Områdena Salvorev, Kopparstenarna and Sandö bank, norr om Fårö, har inventerats 1983 (Kautsky, 1984) och 1993 (Kautsky and Borgiel, 1995). Bottensubstratet består av block, sten, grus och sand. Kombination av kraftig vågverkan och ett rörligt bottensubstrat gynnar förekomsten av opportunistiska årliga alger i förhållande till perenna makroalger. I de mer ytnära delarna saknas både makroskopiska alger och djur och bankarna helt kala bortsett från skorpformiga alger. Lite djupare och ner till 6 meters djup dominerar trådslick (*Pilayella littoralis*) och gullsudare (*Halosiphon tomentosus*).

Under 6 meters djup är trådslick vanlig tillsammans med olika rödalger, bl. a. tunn rödsläke (*Ceramium tenuicorne*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och rödris (*Rhodomela confervoides*). På större djup, > 12 m, dominerar den perenna brunalgen ishavsstofs (*Sphacelaria arctica*) och rödblåd (*Phyllophora spp.*) Blåstång, som normalt är den dominerande arten mellan 0.5 - 6 m i Östersjön, förekommer nästan inte alls i dessa områden.

Vegetation på hårbotten

Bottenviken

I Bottenviken är getraggsalg, grönslick och näckmossa (*Fontinalis spp*) några av de vanligaste arterna på de hårda bottarna. Grönslick är bältesbildande och oftast dominerande i eulittoralen där också den trådformiga algen *Ulothrix subflaccida* kan vara bältesbildande. I avsaknad av blåstång, i de norra och centrala delarna av Bottenviken, domineras den nedre littoralen, mellan 2-10 meters djup, av getraggsalg och näckmossa, ibland tillsammans med grönslick. De krustformande algerna *Hildenbrandia rivularis* (rödalg) och *Pseudolithoderma subextensum* (brunalg) förekommer ned till ungefär 10 meters djup på de hårda bottarna (Snoeijs, 1999). Floran på hårbotten i Norra Kvarken, gränsområdet mellan Bottenhavet och Bottenviken, har undersökts av flera författare, bland annat Bergström, (1997) och Bergström & Bergström, (1999). Här har blåstång sin nordliga utbredningsgräns. Hårbottenfloran i Bottenviken utgörs av ungefär 40 algarter. Dominerande arter är blåstång, trådslick, ishavstofs och grönslick (Bergström & Bergström, 1999). Den trådformiga rödalgen rödsläke (*Ceramium tenuicorne*) förekommer också i området och växer både epilitiskt och epifytisk på blåstång (Bergström, 1997).

Bottenhavet

I den övre littoral zonen på hårda bottnar dominerar, under vår och höst, grönalgerna grönslick och enkel rörhinna (*Enteromorpha intestinalis*). Under våren förekommer också trådslick, i denna zon. Under sommar och höst utgör också rörhinnorna (*Enteromorpha flexuosa*, *E. ahlneri* och tunn rödsleke (endast höst) väsentliga inslag. På grund av den låga saliniteten, 4-6 psu, är blåstång den enda fleråriga storvuxna algen i Bottenhavet. På de hårda bottarna utbreder sig blåstångsbältet från ungefär 2-10 meters djup. I de norra delarna av Bottenviken minskar abundansen av blåstång gradvis (Waern 1952; Kautsky et al. 1986; Snoeijs, 1999). Under blåstångsbältet dominerar brunalgerna ishavstofs och den krustbildande *Pseudolithoderma rosenvingii*, från ca. 10 meter och ner till den nedre gränsen för vegetationens utbredning, på drygt 20 meter djup (Snoeijs, 1999). De marina rödalgerna kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och ishavsrödblåd (*Coccotylus truncatus*) växer i den övre delen av ishavstofs bältet och i den nedre delen av blåstångsbältet. I områden där blåstångsbältet har låg abundans, till exempel på grund av låg salthalt, koloniserar hällen istället av grönslick, enkel rörhinna och mossor av släktet *Fontinalis* (Snoeijs, 1999).

Egentliga Östersjön

Endast ett fåtal algarter förekommer i geolittoralen. Under våren och hösten bildar de trådformiga algerna *Urospora penciliformis* och gördelalg (*Ulothrix spp*) bälten i denna zon (Wallentinus, 1991). Hydrolittoralen domineras av opportunistiska trådformiga alger. Vilka arter som dominerar varierar under säsongen. Vanligtvis dominerar trådslick tillsammans med grönalgerna strutsallat (*Ulvopsis grevillei*) och grönborsting (*Acrosiphonia spp.*) under våren. På sommaren bildas ett tätt bälte av grönslick (*Cladophora glomerata*) med inbladning av enkel rörhinna samt brunalgerna brunsnärja (*Scytosiphon lomentaria*) och skäggalg (*Dictyosiphon foeniculaceus*) och under sensommar dominerar rödsläke zonen (Wallentinus 1979, Wallentinus, 1991). Den över delen av den sublittora-

la zonen domineras av blåstångsbältet, vars övre gräns begränsas uppåt av isskrap och vind- och vågverkan. Bältet utbreder sig vertikalt från ca. 0.5 meters djup till 5-8 meters djup. På mycket hårt exponerad hårbotten kan blåstångsbältet helt saknas (Waern, 1952, Kiirikki, 1996). Den dominerande växtbiomassan utgörs av blåstång, ca. 30-45 % (Kautsky et al., 1992), men i de södra delarna av Egentliga Östersjön är också sågtång (*Fucus serratus*) en vanlig art i tångbältet (Malm, 1999; 2001). Sågtången dominerar vanligtvis de djupare delarna av tångbältet.

Under tångbältet, från ca. 10-15 meter och ned till ungefär 25 meters djup, beroende på tillgång till ljus och bottenstrukturer, vidtar ett rödalgsamhälle som domineras av de fleråriga rödalger som kräkel, ishavsrodblad och rodblad. Trådformiga rödalger som tunn rödsleke, rödslick, rödris samt den fleråriga och trådformiga brunalgen ishavstofs är också vanliga i rödalgsbältet. Krustabildande (icke kalkinkrustande) sublitorala alger representeras av några få bruna och röda algarter som är spridda över stora delar av Östersjön (Wallentinus 1991). De krustabildande algerna är ofta de arter som har den största djuputbredning av växterna i Östersjöns olika delområden.

Förändringar i fytobentiska samhällen och sambandet till den biologiska mångfalden

Förändringar i de fytobentiska samhällena

Den temporal och spatials variationen kan vara stor i makrofyto-bentiska samhällen på de grunda hård- och mjukbottenar, från ca. 0-2 eller 3 meters djup. variationen i artantal och funktionella grupper av makrofyter och makroalger kan orsakas av naturliga faktorer som t.ex. variationer i klimat, (vattenstånd, istjocklek, isläggningstid och isskrapning) samt tillfälliga närsaltsfluktuationer på grund av uppvällning (Lundegård-Ericson, 1972, Kiirikki & Ruuskanen, 1996; Kiirikki & Blomster, 1996; 1996 Sannel, 1997; Worm & Sommer, 2000).

En studie av förändringar av biomassa och artsammansättning av undervattensvegetationen under sex år i grunda vikar i Askö-området, visade att väderinducerade störningar hade negativ effekt på löst rotade vintergröna arter. Stränga vintrar gynnade små årliga arter som t.ex. hårsärv (*Zannichellia palustris*) och små kransalger som havsslinke (*Tolypella nidifica*) och hårsträse (*Chara canescens*), medan stora perenna arters abundans minskade (Idestam-Almqvist, 1998). Naturliga variationer i artsammansättningen, eller förekomsten av (kvantitativt och/eller kvalitativt) vissa arter i de grundaste kustmiljöerna, dvs. i djupintervallet 0-2 m, måste beaktas om bottenvegetationen skall kunna användas som indikator av biologisk mångfald för dessa habitat.

När den externa tillförseln av närsalter ökar i en grund vik eller när närsaltskoncentrationerna i vattenmassan ökar reduceras samtidigt mängden rotad bottenvegetation, makrofyter och makroalger, medan tillväxten av fintrådiga och bladlika alger ökar (Breuer & Schramm, 1988; Kruk-Dowgiallo, 1991; Lavery et al., 1991; Sfriso et al.,

1992; Pihl et al., 1995; 1997; 1999; Sfriso & Marcomini, 1996; Anon, 1999; Middelboe, 2000).

Under de senaste decennierna har tidigare opåverkade kustområden i Östersjön visat tydliga tecken på påverkan, på både lokal och storskalig övergödning. Den mest markerade effekten av övergödningen har varit en storskalig tillbakagång av fleråriga makrofyter/alger som t.ex. blåstång, sågtång och ålgräs, både areellt och i fråga om minskad djuputbredning. Orsaken till dessa förändringar är en respons på en ökad grumlighet beroende på planktonblomningar och skuggning av epifyter, ökad sedimentering av organiskt material samt i vissa områden betning av havsgråssuggor (*Idothea baltica*). När närsaltshalterna ökar, gynnas snabbväxande fintrådiga och bladlika alger som grönslick, havssallat, Strutsallat och enkel rörhinna. På de hårda bottenarna ersätts tångbältet av fintrådiga röd- och brunalger som t.ex. trådslick, brunslick, rödsläke, rödris och rödslick eller av tunna bladlika alger som t.ex. rödalgen ekbladsalg (*Phycodrys rubens*). Dessa kortlivade arter, lossnar från botten mot slutet av växtsäsongen och efter stormar. De lösa algerna ansamlas och bildar drivande algmattor på större djup eller driver in till kusten och sköljs upp på land.

Förändringarna i artsammansättning, från samhällen med perenna arter till en större dominans av årevisa arter, har länkats samman med ökad extertillförseln av närsalter från de lokala tillrinningsområdena (e.g. Valiela et al., 1997; Hamminga & Duarte, 2000; Dahlgren & Kautsky, i manus). Likartade förändringar kan även vara orsakade av tillförsel toxiska ämnen som t.ex. klorerade föreningar från pappersmassaindustrier (Kautsky et al., 1988) eller försämrade ljusförhållanden på grund av hög mängd humusliknande substanser i avloppsvattnet (Lindwall, 1984; Kautsky, 1988; 1991). Förändring av blåstångsbältet längs den svenska kusten i Bottenhavet har föreslagits bero mer på lokala föroreningar än på eutrofiering (Kautsky, 1991).

Förändringarna i de grunda habitaterna följer generellt sett inte linjärt ökande mängder av närsalter utan skiftar istället mellan olika växtstadier vid vissa kritiska tröskelvärden av närsalter (Duarte, 1995; Scheffer, 1998). Schramm (1996) beskriver, med en schematisk modell, (Fig. 3) förändringar i makrofyto-bentiska samhällen (Fig. 3 A), i fysiska förhållanden och i det biologiska livet i växtsamhällets närmiljö (Fig. 3 B and C) som en respons på ökande närsalthalter. I modellen genomgår växtsamhället fyra faser eller stadium vilka beskrivs kortfattat nedan.

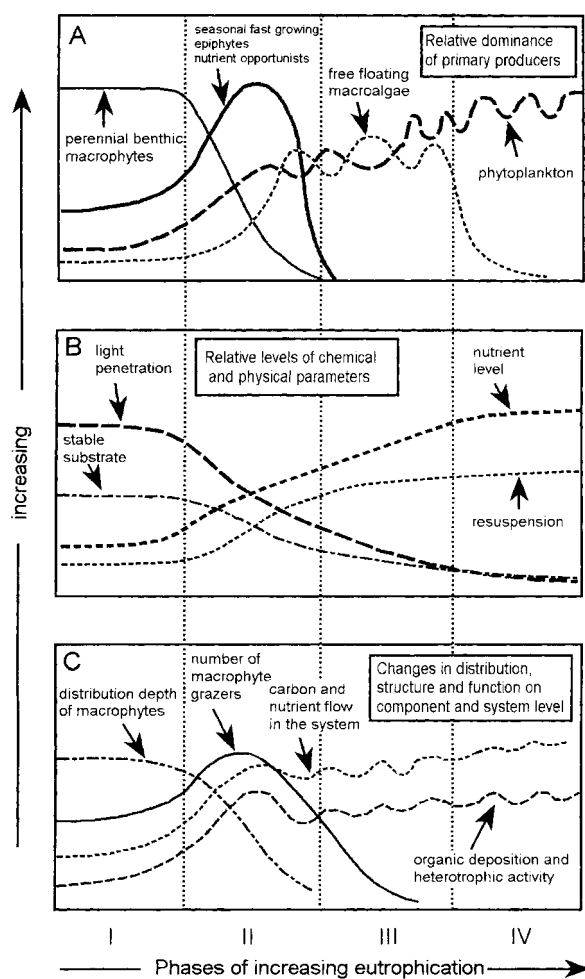


Fig 3. Schematisk modell som visar förändringar i det relativa förhållandet mellan olikatyper av primärproducenter samt relaterade strukturella och funktionella parametrars successiva förändring under eutrofieringsförloppet. (från Schramm & Nienhuis, 1996)

Stadium 1: Under näringsfattiga förhållanden i grunda marina och brackvattensmiljöer begränsas produktionen av fintrådiga och/eller bladlika alger samt produktionen av växtplankton. Bottenvegetationen domineras av rotade makrofyter som t.ex. ålgräs (Fig. 3 A). På hårda bottenar domineras olika perenna makroalger vegetationen, i Östersjön blå- och sågtång.

Stadium 2: I måttligt till intermediärt näringsrika områden gynnas tillväxten av arter med hög upptagshastighet av närsalter och snabb tillväxt. I Östersjön karaktäriseras dessa områden av en hög abundans av fintrådiga alger som t.ex. grönslick, trådslick och rödslick. Parallellt med en ökad

tillväxt av fintrådiga arter minskar de perenna habitat bildande arternas djuputbredningen och biomassa.

Stadium 3: När närsaltbelastningen är extremt hög domineras vegetationen av olika blomningar av bladlika makroalger som t.ex. havssallat (endast södra Egentliga Östersjön), strutsallat och rörhinna eller växtplankton. Den fleråriga makrofyt- och makroalgsvegetationen minskar och försvinner.

Stadium 4: Under hypertrofa förhållanden, när närsaltshalterna i vattenmassan är kontinuerligt höga, bildas blomningar av olika växtplanktonarter och de fintrådiga och bladlika alger minskar i abundans.

Parallellt med den ökande tillväxten av fintrådiga alger ökar även antalet betare till en viss nivå, men då de fintrådiga algerna ersätts av växtplankton slås även betarna ut. I modellen antas mängden resuspenderat material och kolomsättningen inom systemet samt sedimentationen av organiskt material öka med ökad närsaltbelastning (Fig. 3 B och C).

I en hypotetisk modell av Valiela et al., (1997) beskrivs hur det makrofytobentiska samhället påverkas av förändrad närsaltstillförsel i områden med varierande utbytetid (Fig. 4). Modellen förklarar den relativa fördelningen mellan tre typer av primärproducenter (se Fig.4). I vikar och estuarier med begränsat vattenutbyte och långa uppehållstider, från några veckor till månader, minskar andelen rotade kärlväxter och makroalger medan andelen växtplankton ökar. I vikar med kortare uppehållstider minskar också andelen rotade makrofyter medan andel makroalger ökar. Vid extremt hög kvävetillförsel ökar andelen växtplankton även i områden med korta uppehållstider. Skiftena mellan de olika typerna av vegetativa stadier sker enligt modellen vid olika bestämda tröskelvärden av närsalter.

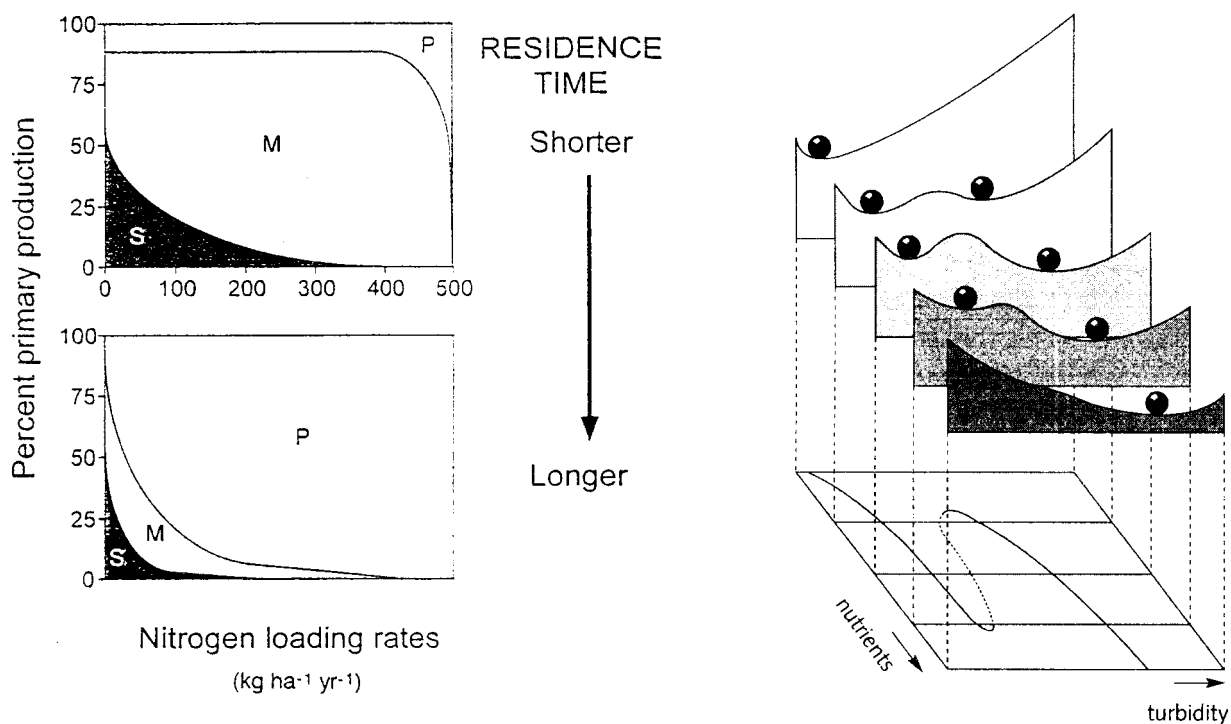


Fig. 4. Hypotetisk model som visar förändringar i den relativa abundansen av tre olika grupper av primärproducenter (P= fytoplankton; M= makrofyter; S= sjögräs) i förhållande till den externa belastningen av närsalter och vattnets uppehållstid i grunda kutsområden. (från Valiela et al., 1997)

Fig. 5. En hypotetisk model som visar alternativa vegetativa stadier vid intermediära närsaltshalter samt olika vegetativa stadier under extremt låga eller höga närsaltshalter i sjöar. (från Scheffer, 1998)

Grunda sjöar kan befinna sig i två olika vegetativa stadium. Vid oligotrofa förhållanden befinner sig sjön i ett tillstånd med dominans makrofyter. Vattnet är klart och produktionen av växtplankton är låg. Vid hypertrofa förhållanden befinner sig sjöarna i ett grumligt tillstånd. Primärproduktionen domineras av växtplankton. Makrofyter bidrar endast i ringa omfattning till produktionen av växtbiomassa. Under intermediära näringsförhållanden kan sjöarna alternera mellan dessa tillstånd (Fig. 5).

Undersökningar i grunda vikar i Egentliga Östersjön visar att dessa kan befinna sig i tre olika vegetativa stadier med antingen dominans av rotade makrofyter, fintrådiga grönalger eller växtplankton, beroende på näringsstatus och på tillförsel av närsalter från det lokala tillrinningsområdet (Dahlgren & Kautsky, i manus). I förhållande till det öppna havet är närsaltskoncentrationerna i grunda kustnära vikar höga. Närsaltskoncentrationerna under sensommarmånaderna motsvarar de koncentrationer som uppmäts i öppna

havsområden under vinterhalvåret (Dahlgren & Kautsky, 2001). Då vattenutbytet, i dessa mer eller mindre avsnörda områden, är begränsat blir närsaltstillförseln från det lokala avrinningsområdet avgörande för koncentrationerna av kväve och fosfor i vattenmassan och för bottenvegetationens kvalitativa status. Undersökningar indikerar också att områden med mycket lång utbytestid (> 20 dagar) endast skiftar mellan två vegetativa stadier (Fig. 6) på samma sätt som beskrivs i modellen för sjöar (Fig. 5). Skiftena mellan de olika vegetativa stadierna tycks ske vid vissa kritiska tröskelvärden för totalfosforhalten i vattenmassan under hösten (augustivärden), och är korrelerade till den externa tillförseln av närsalter från omgivningen. I de tre vegetativa stadierna dominerar olika växtgrupper, dvs. rotade makrofyter och kransalger, fintrådiga grönalger respektive växtplankton. Totalfosforhalten i vattenmassan, som är signifikant korrelerad till extertillförseln av närsalter, har visat sig vara den enskilt bästa parametern för bedömning av en grund viks kvalitativa status (Dahlgren & Kautsky, 2001; Dahlgren & Kautsky, i manus).

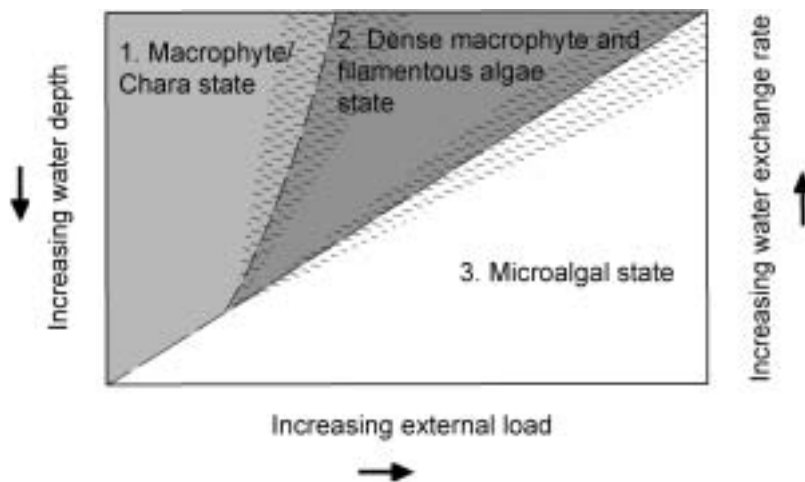


Fig. 6. Hypotetisk modell som visar de vegetativa stadierna i förhållande till ökande närsaltstillförseln, maxdjup och minskande uppehållstid för vattenmassan (från Dahlgren & Kautsky, i manus).

Tillbakagången av perenna habitat bildande arter och ökad tillväxt av fintrådiga snabbväxande alger har rapporterats från kustområden i samtliga Östersjöbassänger utom Bottenviken, vilket kan bero på att miljöövervakning av den bentiska vegetationen har saknats i detta område eller att Bottenviken inte påverkats av den storskaliga övergödningen. En sammanställning av förändringar som skett under de senaste decennierna i Östersjöområdet finns i Dahlgren & Kautsky (2002).

Samband mellan habitat bildande arter och biologisk mångfald

Blåstångsbältet utbreder sig, i Östersjöns opåverkade områden, från mellan ca 0,5 meters djup ned till ca.10 m (se Fig. 7), och utgör ungefär 40 % av algbiomassan. Tångbältet utgör det artrikaste samhället på klippbottnar i Östersjön. Djupintervallet med maximal täckning och biomassa ligger på ca 4-6 meters djup i ett opåverkat område. I områden med försämrad sikt eller ökad påväxt minskar djuputbredningen och den totala täckningen och biomassan av blåstång (Kautsky et al., 1986; 1992). Liknade effekter har påvisats vid undersökningar i föroreningspåverkade områden i Bottenhavet (Kautsky et al., 1988) där också antalet växtarter följde föroreningsgradienten.

Blåstångsbältets djuputbredning, styrs framförallt av tillgången på ljus. Förändras siktdjupet ökar eller minskar långsamt djuputbredningen av tång. Perenna habitat bildande arter indikerar på så sätt gradvisa förändringar, som t.ex. förändringar i ljusställning, på ett bättre sätt än kortlivade annuella arter (Kautsky, 1991). Detta innebär att den maximala djuputbredningen av en flerårig habitat bildande art, som t.ex. blåstång eller ålgräs, föreslås som indikator för att följa och integrera förändringar mellan år, eller ännu längre tidsintervall, och som indikator för att påvisa skillnader mellan olika områden.

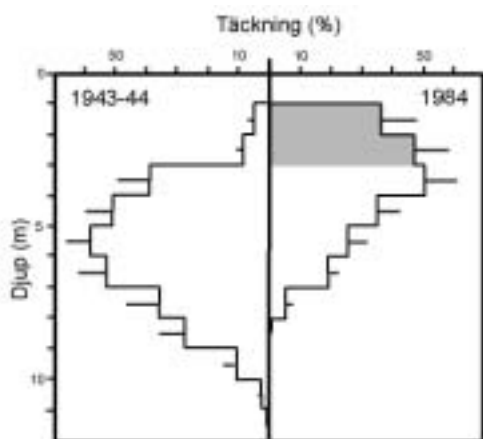


Fig. 7. Procent täckt bottenarea av blåstång (*Fucus vesiculosus*) i olika djupintervall \pm medelvärdeets standardfel, 1943/44 och 1984.

Det skuggade område representerar en del av blåstångsbältet med högre täckningsgrad 1984 än 1943-44.

Den högre täckningen 1984 beror på mildare vinterförhållanden under början av 1980-talet än under början av 1940-talet. (omarbetat från Kautsky et al., 1986)

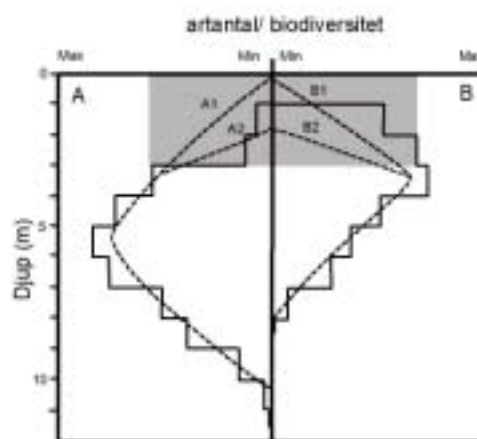


Fig. 8. Hypotetisk modell av hur artdiversiteten (streckad linje) i blåstångsbältet skiljer sig i olika djupintervall i ett opåverkat område (A) och ett påverkat (B).

I det skuggade området påverkas täckningen och biodiversitet av klimatologiska faktorer. A1 och B1 representerar den hypotetiska artdiversiteten under gynnsamma klimatologiska förhållanden medan A2 och B2 representerar utvecklingen under sämre förhållanden.

Den maximala djuputbredningen av blåstång har visat sig vara väl korrelerad med siktdjupet på alla lokaler där inte bristen på hårbottenssubstrat begränsare tångens djuputbredning. Frånsett den dominerande arten blåmussla (*Mytilus edulis*) som har den

största biomassa på djupare klippbottnar under algbältet är den övriga djurbiomassa oftast högst i det djupintervall där blåstångens har sin maximala utbredning. I Fig. 8 illustreras hur biodiversitet hypotetiskt kan tänkas följa blåstångens utbredning i olika djupintervall. I de grundaste delarna av tångbältet kan tångens täthet variera naturligt på grund av ett flertal orsaker. Klimatologiska faktorer, som t.ex. isskrap, vattenståndsväxningar och vågexponering, påverkar detta område kraftigt (skuggade områden i Fig. 7 och 8), vilket medför att artdiversiteten i detta område kan antas variera oberoende av mänsklig störning.

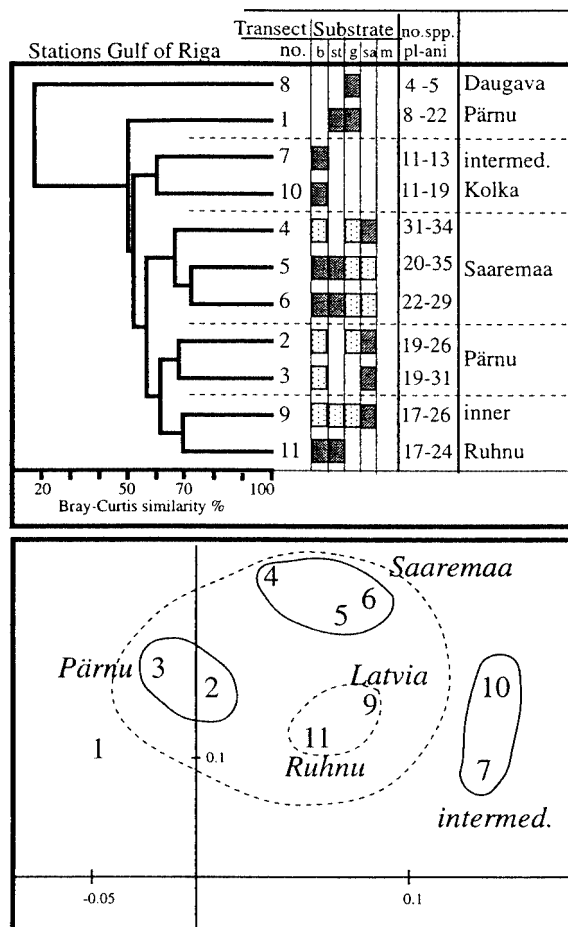


Fig. 9. Bray-Curtis likhets index presenterat i ett klusterdiagram och som MDS ordination. Värden för likhetsindex har beräknats från medelbiomassa av samtliga växt- och djurarter från geografiskt spridda transekter (1-11) med varierande närsaltshalter i Rigabukten. Pl = antal växter; ani = antal evertebrater. Bottensubstraten vid de olika transekterna som undersökts är, b = block och håll, st = sten, g = grus, sa = sand, mjuk botten (m). Skuggade rutor = dominerande; ljusa rutor = frekventa. Transekt 8 anges inte i ordinationen. (från Kautsky et al., 1999)

Genom olika klassifikations- och ordinationsanalyser av växt – och djursamhällen i Rigabukten under 1995-1996 (Kautsky et al., 1999) kunde skillnader i artsammansättning mellan olika områden påvisas. Saaremaa (norra Rigabukten), Pärnauområdet, mellersta Rigabukten och innersta Rigabukten (södra delen) formade distinkta grupper i analysen (Fig. 9). I Saaremaa och i de mellersta delarna av bukten förekommer fyto- och zoobentiska samhällen som är jämförbara med de som återfinns i opåverkade områden i Östersjön. Pärnauområdet och de innersta delarna av Rigabukten är däremot kraftigt påverkade av hög närsaltsbelastning och andra föroreningar som tillförs områdena via floderna Dugava och Pärnau medan områdena i de norra och mellersta Rigabukten är relativt rena.

Andra undersökningar i samma område visar att typen av bottensubstrat och vegetation är de faktorer som huvudsakligen avgör kompositionen och tätheten av djursamhället på bottarna. Den rotande bottenvegetationen visade sig vara viktigt för förekomsten av insektslarver och snäckor av sötvattensursprung medan makroalgsamhället på hårbotten framförallt var av betydelse för filtrerande musslor samt betande kräftdjur (Kotta, 2000) i relativt opåverkade områden. I dessa områden har inte abundansen och biomassan av makrozoobenthos förändrats signifikant under de senaste decennierna.

Det finns dock indikationer som tyder på att biomassan av epibentisk makrofauna ökat på grund av massförekomst av fintrådiga alger (Kotta, 2000) samtidigt som artdiversiteten har minskat, vilket förmodligen beror på en tillbakagång av den makrobentiska vegetationen (Kotta & Kotta, 1997). I de påverkade områdena var diversiteten tydligt lägre än i områden med mindre påverkan (Kotta, 2000). I de relativt opåverkade områdena har framförallt antalet betande arter minskat och den ökade biomassan av betare beror huvudsakligen på massförekomst av vissa arter. En av de arter som gynnas är ishavsgråsuggan (*Idothea baltica*) som, i sitt juvenila stadium, gynnas av en ökad tillgång på föda och skydd av trådformiga alger. Vuxna ishavsgråsuggor har visat sig vara mycket effektiva betare på blåstång (Engkvist et al., 2001; Wikström et al., 2000) och kan lokalt påverka förekomsten av ett tångbestånd.

I kust- och skärgårdsmiljön är en rik undervattensvegetation i grunda områden en förutsättning för en hög fiskproduktion (Håkanson & Rosenberg, 1985), på hård såväl som på mjuk botten. Produktionen och produktionskapaciteten för botten djur ökar kraftigt från djupare bottnar mot grundare (Håkanson & Rosenberg, 1985). Tätare vegetation medför att överlevnaden för fisk förbättras både genom det skydd som vegetationen ger och genom en god tillgång på föda. Områden med välutvecklad bottenvegetation har ett större antal fisk och en högre fiskbiomassa än områden utan. Den högsta årsproduktionen av fisk finns i måttligt vågexponerade till skyddade områden med vegetation. Ju mer vegetation som finns desto mer bidrar årsynglen till årsproduktionen (Thorman & Wiederholm, 1984). Temporal förändring och spatial variation i tillgängligheten av makrofytter kan ha en stor effekt på rekrytering och överlevnad av juvenila fiskar och på annan mobil bentisk fauna (Isaksson, 1999). Vidare påverkar fintrådiga alger rovfiskars födosök negativt, vilket kan betyda att endast små förändringar i den bentiska makrovegetationen kan minska vissa fiskarter födosök (Isaksson et al., 1994). Under den period som

blåstångsbältet utbredning minskat i många områden och mängden fintrådiga alger ökat i Östersjön har flera ekonomiskt viktiga fiskarter, exempelvis abborre, gädda och torsk, minskat till katastrofalt låga nivåer (Karås, 1998). Om det finns ett direkt samband mellan dessa två förändringar är inte klarlagt ännu.

Sjöar med riklig förekomst av undervattensvegetation är goda lokaler för sjöfågel. Om växterna försvinner observerar man ofta en minskning av antalet häckande och rastande fåglar. Omvänt ökar fågelbestånden när vegetationen breder ut sig (Blindow et al., 1986) och i grunda fågelsjöar framstår undervattensväxterna som nyckelhabitat för sjöarnas tillstånd och mångfald (Andersson et al., 1990). Då dessa växter dominerar är vattnet klart, makrovertebratfaunan rik och rovfisken kan minska bestånden av evertebratätande fisk. Födoresurserna är lättillgängliga och sjöfågelfaunan är talrik. Då växtplankton dominerar primärproduktionen är vattnet grumligt och många små evertebratätande fiskar konkurrerar om en liten födoresurs. Födottillgången för flertalet sjöfåglar är dålig och fåglarna blir därför fåtaliga. Generellt sett är undervattensväxter mer näringsrika än landväxter. Många av natearterna är särskilt värdefulla, speciellt borstnate som kanske är den viktigaste födoväxten för sjöfåglar. Förutom de gröna delarna utnyttjas de stora fröna och de mycket stärkelserika turionerna. *Chara* arter beskrivs av vissa författare som god till utmärkt fågelföda (Blindow, 1986). Dessa växter är särskilt vanliga i opåverkade kustområden och förmodligen mycket viktiga för kustfåglar. Abundansen av betande vattenfåglar har ofta relateras till tätheten av vattenväxter (Mitchell et al., 1988; Phillips, 1991; Nienhuis, 1992; Hargeby et al., 1994). I det lagunlika området Grevelingen har undersökningar påvisat ett signifikant samband ($r = 0,74$) mellan mängden ålgräs-biomassa (*Zostera marina*) och antalet fågeldagar för betande fågel (Nienhuis, 1992).

Förslag till indikatorer av biologisk mångfald i kustmiljöer i Östersjön

Artsammansättningen förändras från norr till söder och olika arter är av olika betydelse i de stora bassängerna, Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön. Detta innebär att förutom artsammansättning och artantal kan även den funktionella diversiteten förväntas förändras utmed denna storskaliga gradient. Detta är huvudmotivet till att använda den habitat bildande arten, alternativt flera arter, som ett integrerat mått av den biologiska mångfalden.

Habitat bildande växtarter utgörs av vanligt förekommande rotade makrofyter och kransalger på organisk mjukbotten och sandbotten och makroalger som är fästade med häftskivor på mindre stenar, skal eller direkt på klippan på sand- och grusbotten och på hårbotten. För generella beskrivningar av dessa växtsamhällen se kapitel 2. På mjuka till sandiga botten är rotade makrofyter tillsammans med kransalger lämpliga indikatorer för biologisk mångfald. På de hårda botten bildas habitat av blåstång och sågtång (endast Egentliga Östersjön). På blandade botten, blockrik sand- och grusbotten, kan

flera arter bilda ett varierat habitat med ålgräs, olika rotade vattenväxter på de mjukare partierna av botten, blandat med makroalger växande på den sekundära hårbotten bestående av skal och mindre stenar. På kraftigt vind- och vågexponerade hållar och klippor och i de nordligaste delarna av Östersjöområdet bör rödalgsbältet ersätta tångbältet som indikator.

Långtidsstudier av förändringar av artsammansättningen av makroalger och makrofyter i fjordar i danska kustvatten med varierande storlek på närsaltstillförsel visar att förändringar i dessa samhällen detekteras bäst genom analys av förändringar i den relativa abundansen av trådformiga och bladlika alger som t.ex. arter inom släktena *Chaetomorpha*, *Chladophora*, *Enteromorpha* och *Ulva*, och fleråriga stöväxter som t.ex. sågtång *Fucus serratus* och blåstång (*Fucus vesiculosus*) och förändringar i förhållandet mellan dessa grupper samt diversiteten av funktionella grupper (Middelboe, 2000).

Indikatorer för organisk mjukbotten

Vi föreslår att följande indikatorer används för övervakning av biologisk mångfald i grunda områden med organisk mjukbotten:

- A. Totalfosforhalt, (augustivärden) i vattenmassan.
- B. Externtillförsel av fosfor och kräve från avrinningsområdet.
- C. Proportionen mellan olika primärproducenter indelade i de funktionella grupperna, växtplankton, årliga makroalger samt de habitat bildande perenna rotade makrofyterna och kransalger.

De föreslagna indikatorerna är lämpliga i samtliga av Östersjöns delområden, dvs. för Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken. Valet av dessa indikatorer baseras på att grunda vikar med en tät bottenvegetation av rotade undervattensväxter har en hög artdiversitet och att siktdjupet i dessa grunda vikar kan vara större än vattendjupet vilket gör det omöjligt att använda siktdjup som en indikator.

Indikatorer för sand-, grus- och hårbotten

För övervakning av biologisk mångfald på sand-, grus- och hårbotten föreslås följande indikatorer:

- D. Den strukturerande habitat bildande artens maximala djuputbredning samt siktdjup.
- E. Den habitat bildande artens täthet, t.ex. biomassa/ytenhet eller täckningsgrad (%).
- F. Proportionen mellan olika primärproducenter indelade i två funktionella grupper, dvs. årliga/perenna makroalger.

Den viktigaste habitat bildande arten på hårbotten från de södra delarna av Egentliga Östersjön till lite söder om Umeå är blåstång (i de sydligaste områden tillsammans med sågtång). Ett välutvecklat tångbälte på klippbotten utgör det

artrikaste samhället på denna bottentyp. Möjligheten att använda tångens maximala djuputbredning eller siktdjupet (mätt på sensommaren - tidig höst) är förslag till två enkla indikatorer på biologisk mångfald. Dessa indikatorer gäller dock enbart där inte tillgången på lämpligt bottensubstrat begränsar tångens djuputbredning. Norr om Umeå och på mycket vågexponerade klippbottnar saknas tångsamhället och här föreslås att istället att rödalgsbältet används som habitat och indikator.

När fastsittande perenna makroalgers, exempelvis blåstångens, abundans, täckningsgrad eller biomassa förändras kan antalet arter som lever i detta habitat och artdiversiteten förväntas förändras på det sätt som illustreras i Fig. 9. Beroende på geografiskt område varierar den maximala makroalgdiversiteten i Östersjön, med längst artdiversitet i norr och högst utmed den södra Östersjökus-ten (Kautsky och Kautsky 1989). På motsvarande sätt kan den associerade makroskopiska faunan ha ett maximum i tångbältet. Här saknas dock information om hur detta samband mellan tångbältets bredd, dvs. djuputbredningen och den totala artdiversiteten ser ut. Undersökningar av om det finns ett samband mellan tångbältets bredd, artantal, artdiversitet (mätt med något vanligt diversitetsindex) och siktdjupet skulle vara värdefulla för användning av denna parameter som indikator på biodiversitet.

Tidsmässiga och rumsliga begränsningar av en indikators användning

A. Totalfosforhalt i vattenmassan

Det finns en begränsad information om hur totalfosforhalten varierar inom- och mellan år i flader och grundområden utmed den svenska Östersjökus-ten. Dahlgren & Kautsky (i manus) visar för ett mindre antal vikar att innehållet av totalfosfor i vattenmassan, mätt i augusti, till stor del är beroende av den externa tillförseln av fosfor från det lokala tillrinningsområdet. I andra havsområden bl.a. Medelhavet finns undersökningar av årstidsvariationen i fosforhalten i vattenmassan (Sfriso et al., 1987; 1992; Sfriso & Marcomini, 1996), som visar att fosforhalterna (reaktiv fosfor) kan öka genom läckage från bottensedimentet. Detta läckage ökar under anoxiska förhållanden som uppstår i samband med nedbrytning av växtbiomassa. Vid hög närsaltstillgång kan en förhöjd produktion av snabbväxande annuella makroalger medföra en ökad syretäring. I kraftigt övergödda grundområden sker en årlig nedbrytning av organiskt material vilket leder till en cirkulation av närsalter från år till år.

Tidpunkten för när de anoxiska förhållandena uppträder varierar, på grund av klimatologiska faktorer (Sfriso et al, 1992; Sfriso & Marcomini, 1996), mellan år. Detta kan ha en effekt på produktionen av annuella alger och tidpunkten för när anoxiska förhållanden uppstår och när läckage av sedimentbundet fosfor sker. Dessa säsongsbundna variationer kommer i sin tur att påverka mängden klorofyll *a* i vattenmassan, mängden producerade fintrådiga alger och rotade makrofyter.

För att öka användbarheten av indikatorerna totalfosfor bör mätningarna förläggas till sensommaren, t.ex. augusti. Beroende på geografiskt område kan denna tidpunkt variera

utmed kusten från norr till söder. Det väsentliga vid valet av tidpunkt för studier av totalfosforhalten i habitatet är att undersökningen förläggs till den period på året då växtligheten eller den habitat bildande arten är som bäst utvecklad innan den börjat vissna igen under tidig höst.

B. Externtillförsel av fosfor och kväve från avrinningsområdet

Då bottenvegetationens täthet och totalfosforhalten kan påverkas av väder och klimatförhållanden kan externtillförsel av fosfor och kväve under vissa förhållanden vara en bättre indikatorer på grundområdets status och den biologiska mångfalden.

Detta är motivet till att externtillförsel av närsalterna fosfor och kväve föreslås som indikator vid monitoring av mer långsiktiga förändringar i biologisk mångfald. Förslag till kritiska värden av externbelastningen närsalterna fosfor och kväve, baserade på ett fåtal vikar från två områden i Egentliga Östersjön (Stockholms skärgård och Bergkvara skärgård, södra Kalmar sund) presenteras av Dahlgren och Kautsky (i manus). Innan dessa indikatorer kan komma till en mer generell användning behövs ytterligare undersökningar av grunda vegetationsklädda mjukbottnar från fler olika områden utmed kusten där externbelastning av närsalter relateras till abundans av habitat bildande arter respektive biologisk mångfald.

C och F. Proportionen av olika primärproducenter (annuell/perenn)

Grunda vegetationsklädda mjukbottnar påverkas drastiskt av år med extrema väderförhållanden. Exempelvis kan vissa arter försvinna eller öka efter år med långa lågvattensperioder speciellt om dessa inträffar under den kalla årstiden. Detta gör att det efter ett sådant år blir svårt att bedöma artdiversiteten i en grund vik med utgångspunkt från t.ex. täckningsgrad av den habitat bildande arten eller som kvoten mellan annuella/perenna arter. När någon av dessa indikatorer på biologisk mångfald används bör studien därför kompletteras med data från SMHI. Väderförhållandena under den/de senaste vintrarna och frekvensen av stormar är viktiga faktorer att beakta.

Variationer i klimatet mellan år kan påverka artsammansättningen av annuella makroalgsarter på hårbotten och den ytnära zonen kan domineras av antingen gröna, röda eller bruna fintrådiga makroalger. Precis som visats i undersökningar av ålgrässamhällets biologiska mångfald kan därför antalet arter i denna zon variera med tiden och mellan säsonger, medan abundansen av den funktionella gruppen, dvs. annueller, är relativt stabil. Detta innebär att samtidigt som artdiversiteten varierar mellan år i denna zon är den biologiska mångfalden mätt som funktionella grupp, relativt konstant. På grund av den större mellanårsvariationen i den ytnära zonen är detta habitat mindre lämpligt som indikator för att följa en förändring i biologisk mångfald jämfört med t.ex. tångbältet.

Att använda en habitat bildande art för att följa förändringar i biologisk mångfald ger, genom att dessa förändringar inte alltid kan förväntas ske gradvis, inte någon god indikator som fungerar som en tidig varningssignal på förändringar. För att uppnå ett en sådan funktion hos en indikator behövs andra typer av indikatorer, t.ex. arter som är unika för vissa växtsamhällen. Här saknas dock helt kunskap i den marina miljön i dag.

Olika diversitetsindex, exempelvis Shannon-Weaver, är ytterligare en metodik för att mäta biologisk mångfald i och mellan olika habitat. Diversitetsindex har tidigare använts

för att beskriva diversiteten i pelagiala system och på djupare mjuka och sandiga bottenar, men få studier finns för de vegetationsklädda bottenarna i Östersjön. Ett problem med diversitetsindex är att de kan ge samma värde för ett habitat som är mycket mer artrikt, men där en art dominerar som för ett habitat som är relativt artfattigt, men där alla arter förekommer med likartad abundans eller biomassa. För en mer omfattande genomgång av olika index, se t.ex. Tinnberg (1979, och ref. i denna).

Behov av utveckling av mätmetodik för att följa en förändring hos de olika föreslagna indikatorerna

För den vattenkemiska indikatorn, totalfosfor, finns standardiserade mätmetoder som kan utföras av ackrediterade laboratorier. Mängden fintrådiga alger kan mätas med olika metoder, vilka beskrivs i en nyligen utkommen rapport "Utveckling av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottenar" (Tobiasson, 2000) alternativt genom analys av flygbilder som också föreslås i nämnda rapport och som med gott resultat använts vid kartering av fintrådiga algers utbredning på grunda bottenar längs västkusten (Pihl et al., 1995, 1997; 1999).

Inventeringar av bottenvegetation med hjälp av flygbilder saknas däremot längs den svenska Ostkusten. Detta är förmodligen även den mest tids- och kostnadseffektiva metoden vid övervakning av indikatorer som mängd fintrådiga alger och tätheten av rotade makrofyter och kransalger. Det är tveksamt om det går att utveckla denna metodik för tångbältet på klippbottenar då kontrasten mellan en kal klippbotten utan tångbälte och med tångbälte är för liten för att kunna synas på flygfoton. Vidare sträcker sig bottenvegetationen troligen för djupt ner i Östersjön både på mjukbottenar och på hårbottenar för att flygfotografering skall kunna användas vid dokumentation av dessa habitats djupaste delar. Andra möjligheter är att utveckla hydroakustiska metoder och undervattensfilmning för att övervaka utbredning av bottenvegetation.

De föreslagna indikatorerna D, E och F ingår och mäts regelbundet i det Nationella Miljöövervakningsprogrammet för fytobentos och inom vissa av de regionala övervakningsprogrammen, exempelvis i Kalmar och Blekinge län. Analys av data insamlad i dessa program bör kunna användas även för en framtida övervakning av den biologiska mångfalden speciellt av tånghabitatet. Programmen har en övervikt av provtagningar på hårbottenar och information om den biologiska mångfalden i de makrofytdominerade habitaterna (ålgräsområden och mjuka grunda vegetationsklädda bottenar) saknas.

I Ålandshav har flygfotografering av ålgräsängar testats och gett lovande resultat (Baden, muntligen). Metoder för sådan övervakning diskuteras i Tobiasson (2000) och kommer att kräva ett utvecklingsarbete innan de kan användas mer rutinmässigt i olika övervakningsprogram.

Preliminära resultat från undersökningar av externtillförseln av närsalter och närsaltkoncentrationerna i vattenmassan och habitat bildarens status i grunda vikar och flader i Östersjön har påvisat tydliga samband mellan externtillförseln av näring och vikens kvalitativa status. Vidare studier där externtillförsel, vattenkemi (näringstatus och

klorofyll *a* halt) samt kvantifiering av vegetation (annuella trådformiga alger samt rotade makrofyter) behövs för att definiera vegetativa stadier samt undersöka vid vilka tröskelvärden vegetativa skiften sker i dessa vikar. För beräkningsmodeller av tröskelvärdena behövs studier av vad en grund viks morfometri, främst djup och öppenhet (utbyttestiden), betyder för den habitat bildande artens abundans och hur dessa faktorer påverkar den biologiska mångfalden i viken. Vidare bör en genomgång av befintliga beräkningsmodeller av extern tillförsel från landområden genomföras för att analysera vilken beräkningsmodell som är mest lämplig för att beräkna tillförseln av fosfor och kväve.

Behovet av undersökningar

Då förändringar i ett marina de växtsamhällen kan ske som skiften från ett till ett annat stadium (Duarte, 1995, Hamminga & Duarte, 2000, Scheffer, 1998) kan den associerade faunan också förväntas förändras vid dessa skiften. I Fig. 10. presenteras en hypotetisk modell över hur detta samband mellan abundansen av olika habitat bildande arter/växtsamhällen och artantal/diversitet kan tänkas förändras vid ökande närsaltbelastning .

Totalt förväntas den biologiska mångfalden minska med ökande närsaltbelastning dvs. med minskande ljusstillgång för bottenvegetation och ökande produktion av snabbväxande annuella arter. Andra stressfaktorer som t.ex. salthalt kan ge ett likartat mönster med minskad artrikedom vid sjunkande salthalt. Exakt hur biodiversiteten ändras i samband med skiftet från en alternativt flera dominerande strukturerande arter till en annan funktionell grupp av primärproducenter är oklar. En hypotes är att det försvinner fler för samhället specifika arter än det tillkommer nya. Detta skulle innebära att artdiversiteten sjunker vid ett skifte i vegetationen (alternativ A i Fig.10). En annan möjlighet är att, som fallet är i landmiljöer, gränzonen mellan två olika växtsamhällen är de artrikaste habitaterna. I så fall kan vi förvänta oss att platser där ett skifte mellan två olika växtsamhällen sker har något högre artdiversitet än platser där en strukturerande habitat bildande art har en hög abundans (alt. B i Fig. 10). I dag saknas kunskap om var de mest artrika miljöerna finns och hur sambanden till de habitat bildande arterna ser ut. Dessa samband kommer till delar att undersökas inom det av nystartade forskningsprogrammet Marbipp. För att åskådliggöra linjerna, alternativ A och B i Fig. 10, bättre har dessa dragits isär. Skillnaden i relativ biodiversitet mellan alternativ A och B i figuren som uppstår på grund av att linjerna dragits isär är alltså inget antagande vi gör. Linjernas förhållande till varandra ska inte jämföras utan endast linjernas förändring längs närsaltsgradienten.

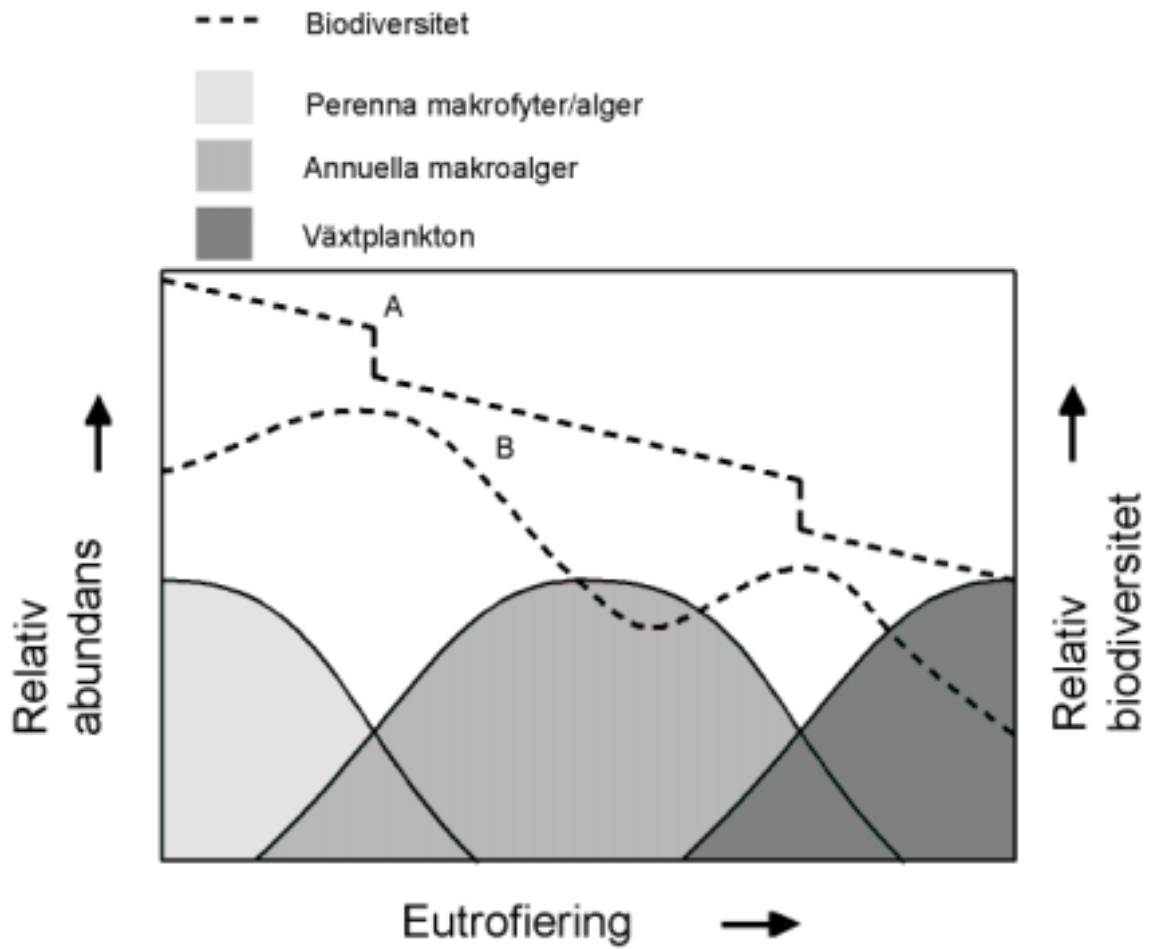


Fig 10. En hypotetisk modell av sambandet mellan abundansen av olika habitat bildande arter/växtsamhällen och artantal/artdiversitet, alternativ A och B, i en närsaltgradient.

Förslag till undersökningar

Både på grunda vegetationsklädda mjukbottnar och på hårbottnar saknas i stor utsträckning kunskap om hur sambandet mellan den biologiska mångfalden, både när det gäller artdiversitet och funktionell grupp diversitet, och den/de strukturerande habitat bildande arterna ser ut. Kunskapen om det habitatsbildande arterna geografiska utbredning och djuputbredning saknas också. Dessa kunskapsbrister föranleder oss att föreslå följande undersökningar.

1. Utveckling av metodik för flygbildtolkning av undervattensvegetationens utbredning. Försök med flygbildtolkning av undervattensvegetation har gjorts i Danmark, Ålands hav och Skåne. Försöken i Danmark och Åland har varit lyckade i motsats till försöken i Skåne. I Danmark har flygbilderna kunnat analyseras ned till 6 meters djup. Längs den svenska västkusten har makroalgsblomningar karterats med hjälp av flygbilder ned till 1 meters djup. En inledande studie av de metoder som använts i de olika studierna och ett försök att tolka vegetationens utbredning längs ett avgränsat område skulle enligt oss vara en mycket värdefull studie för att ta fram en arbetsmodell för att kartera de habitat bildande arternas geografiska utbredning längs kusten.
2. Eftersom sambandet mellan tångbältets djuputbredning och siktdjupet är känt är en undersökning av sambandet mellan dessa två och bältets biodiversitet mycket högt prioriterat. Genom en sådan undersökning skulle det vara möjligt att få fram ett samband mellan tångbältets diversitet och siktdjupet och härigenom kunna använda detta enkla mått för att göra en grov uppskattning av ett områdes biodiversitet och även följa utvecklingen över större områden till rimliga kostnader.
3. För de grunda vegetationsklädda mjukbottnarna, fladerna, föreslås att metodiken att bedöma en grund viks status och även biologiska mångfald vidareutvecklas och testas i fler geografiska områden utmed den svenska Östersjökusten. Här ser vi möjligheter att kunna ta fram gränsvärden för den externa närsaltsbelastningen till en vik med beräkningar från kartmaterial och från dessa även utveckla ett index för vikens biologiska mångfald. Kunskaper om den till vegetationen associerade faunan saknas dock i dag och samtidiga inventeringar av bottenvegetation och den associerade faunan bör genomföras i de olika bassängerna och i områden med en varierad grad av eutrofieringspåverkan.

Referenser

- Andersson, G, Bindow, I, Hargeby, a. & Johansson, s. (1990): Det våras för Kankesjön. Anser 29:53-62.
- Anon. (2001): Grunda vegetationsklädda havsvikar, inventering i tre kommuner i Västerbottens län 2000. Meddelande 3:2001.
- Anon. (1999): Grunda vegetationsklädda fjärdar i Skellefteå lommun. Bygg- och miljökontoret, Skellefteå kommun.
- Anon. (1995): Grunda vegetationsklädda havsfjärdar i Gävleborgs. Länsstyrelsen i Gävleborgs län, rapport 1995:9.
- Anon. (1993): Biologisk mångfald. Rapport 4138, Statens Naturvårdsverk, Solna.
- Bergström, L. & Bergström, U. (1999): Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. Nordic Journal of Botany, 19 (3):375-384.
- Bergström, U. (1997): Struktur och dynamik hos faunasamhällen associerade med blåstång, *Fucus vesiculosus* L. , i Norra Kvarken. Pro-gradu - avhandling, Institutionen för Biologi, Åbo Akademi, Finland.
- Blindow, I. (1986): Undervattensväxter viktiga i fågelsjöar. Fauna och Flora, 81:235-244.
- Breuer, G. & Schramm, W. (1988): Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight. Kieler Meeresforschungen, Sonderheft. No. 6:241-255, 1988.
- Camacho-Sandoval, J. & Duque, H. (2001): Indicators for biodiversity assessment in Costa Rica. Agriculture, Ecosystems & Environment 87:141-150.
- Dahlgren, S. (2001): Undersökning av fem grunda havsvikar i Bergkvara skärgård, östra Egentliga Östersjön, samt bedömning av miljöföreningen södra Ragnabo:s miljöförbättrande åtgärder i vikarna Kitteln och Eneskärsviken. M.Sc. thesis, Botaniska institutionen, Stockholms Universitet.
- Dahlgren, S. (1997): Vegetation i trösklade havsvikar i Stockholm län. Miljöårsrapporten, Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 33, 1997.
- Dahlgren, S. & Kautsky, L. (i manus): Can alternative vegetation stages be linked to external nutrient load and internal nutrient levels. Submitted to Hydrobiologia, Feb. 2002.
- Dahlgren, S. & Kautsky, L. (2002): Distribution and recent changes in benthic macrovegetation in the Baltic Sea basins – a literature review. Växtekologi 2002:1, Botaniska institutionen, Stockholms Universitet.
- Dahlgren, S. & Kautsky, L. (2001): Förslag till bedömningsgrunder för skärgårdsflader. Särtryck. ISBN 91-631-1530-1.
- Duarte, C. M. (1995): Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. Ophelia, No. 41:87-112.
- Engkvist., R., Malm, T. & Tobiasson, S. (2001): Density dependent grazing effects of *Idothea baltica* (Pallas) on *Fucus vesiculosus* L. in the Baltic Sea. Aquatic Ecology 34(3):253-260.

- Foberg, M. & Kautsky, H. (1991): Marin inventering av de vegetationsklädda bottenarna i Råneå och Kalix skärgård, Norrbottens Län. En Jämförelse. Augusti 1991. Länsstyrelsen i Norrbottens Läns rapportserie, nummer 8/1992. Länsstyrelsen tryckeri, Norrbotten.
- Hamminga, M. & Duarte, C. M. (2000): *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press 2000.
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I. & Johansson, S. (1994): Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 280:83-90.
- Håkanson, L. & Rosenberg, R. (1985): *Praktisk kustekologi*. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1987.
- HELCOM, (1998): Red List of Marine and Coastal Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat – Including a comprehensive description and classification system for all Baltic and coastal biotopes – Balt. Sea Environ. Proc. No. 75.
- Idestam-Almqvist, J. (1998): Temporal and spatial variation of submersed Aquatic plants in the Baltic Sea. Ph. D. thesis, Department of Botany, University of Stockholm.
- Isaksson, I. 1999. Faunal response to altered benthic vegetation structure in shallow coastal waters. Ph. D. thesis. Department of marine ecology. Gothenburg University.
- Isaksson, I., Pihl, L. And J. Montfrans. 1994. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.): a mesocosm experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 177:203-217.
- Karås, P. (1998): Yngelstudier i Kalmarsund 1996-1997. Fiskeriverket Kustlaboratoriet. 10s. Opublicerad rapport.
- Kautsky, H. (1991): Influence of Eutrophication on the Distribution of Phytobenthic Plant and Animal Communities. *Hydrobiol.* 76 (3):423-432.
- Kautsky, H. (1988): Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Ph. D. thesis, Department of Zoology, University of Stockholm.
- Kautsky, H. (1984): Inventering av de grunda, vegetationsklädda bottenarna inom det planerade marina naturreservatet Salvore, Sandö Bank och Kopparstenarna, maj-juni 1983. Rapport till Länsstyrelsen Gotlands Län och SNV. Askölab. Stockholms Univ. mimeo, 65 pp.
- Kautsky, H., Martin, G., Mäkinen, A., Borgiel, M., Vahteri, P. & Rissanen, J. (1999): Structure of Phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 393:191-200.
- Kautsky, H. & Borgiel, M. (1995): Inventering av de grunda, vegetationsklädda bottenarna inom det marina naturreservatet Salvorev-Kopparstenarna, återbesök 10 år senare, maj-juni 1993. Dep. Systems Ecology, University of Stockholm, Technical Report No. 16, 1995.
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U. & Lindblad, C. (1992): Studies on *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. In Sjögren, E. (ed.): *Phycological studies of Nordic coastal waters - a festschrift dedicated to Prof. Mats Waern on his 80th birthday - Acta Phytogeogr. Suec.*, 78. Opulus Press AB, Uppsala. Sweden.
- Kautsky, H., Kautsky, U. & Nellbring, S. (1988): Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. *Ophelia*, Vol. 28:139-155.

- Kautsky, H., Widbom, B. & Wulff, F. (1981): Vegetation macrofauna and benthic meiofauna in the phytal zone of the archipelago of Luleå- Bothnian Bay. *Ophelia*, 20(1):53-77.
- Kautsky, L. And H. Kautsky. (1989). Algal diversity and dominance along gradients of stress and disturbance in marine environments. *Vegetation* 83:259-267.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. (1986): Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940s indicate eutrophication of the Baltic Sea. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 1-8.
- Kiirikki, M. (1996): Dynamics of macroalgal vegetation in the northern Baltic Sea - evaluating the effects of weather and eutrophication. - Ph.D. thesis. Helsingfors University, Finland. Walter and Ansee de Nottbeck foundation scientific reports no. 12.
- Kiirikki, M. & Blomster, J. (1996): Wind induced upwelling as a possible explanation for mass occurrence of epiphytic *Ectocarpus siliculosus* (*Phaeophyta*) in the northern Baltic Proper. In: Kiirikki, M. (1996): Dynamics of macroalgal vegetation in the northern Baltic Sea -evaluating the effects of weather and eutrophication. - Ph.D. thesis, Walter and Ansee de Nottbeck foundation scientific reports no. 12.
- Kiirikki, M. & Ruuskanen, A. (1996): How does *Fucus vesiculosus* L. survive ice-scraping? *Bot. Mar.* 39:133-139.
- Kotta, J. (2000): Impact of eutrophication and biological invasions on the structure and functions of benthic macrofauna. Ph. D. thesis, Institute of Zoology and Hydrobiology, Faculty of Biology and Geography, University of Tartu, Estonia. Tartu University Press.
- Kotta I. & Kotta, J. (1997): Changes in zoobenthic communities in Estonian waters between the 1970's and 1990's. An example from the southern coast of Saaremaa and Muuga Bay. *Proc. 14th BMB Symp., Pärnu, 5-8 Aug. 1995.* - Tallinn: Estonian Academy Publishers, 1997. 70-79.
- Kruk-Dowgiallo, L. (1991): Long-term changes in the structure of underwater meadows of the Puck Lagoon. - *Acta Ichthyologica et piscatoria, XXI Supp. (Proc. 11Th Baltic Marine Biologists):* 77-84.
- Lavery, P. S., Lukatelich, R. J. & McComb, A. J. (1991): Changes in the Biomass and Species Composition of Macroalgae in an Eutrophic Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 33:1-22.
- Lindwall, B. (1984): The condition of a *Fucus*-community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. – *Ophelia*, suppl. 3:147-150.
- Lundegård-Ericson, C. (1972): Changes during four years in the aquatic macrovegetation in a flad in N Stockholm archipelago. *Svensk Bot. Tidskr.* 66.
- Malm, T. (1999): Distribution patterns and ecology of *Fucus serratus* L. and *Fucus vesiculosus* L. In the Baltic Sea. Ph. D. thesis, Department of Botany, University of Stockholm, Sweden.
- Malm, T., Kautsky, L. & Engkvist, R. (2001): Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. *Botanica Marina* 44(2):101-108.
- Middelboe, A-L. (2000): Species diversity, distribution and abundance of marine macrophytes. Ph. D. thesis, Freshwater Biological Laboratory, Department of Lake and Estuarine Ecology, University of Copenhagen, Denmark.

- Mitchell, S. F., Hamilton, D. P., MacGibbon, W. S., Nayar, P. K. B. & Reynolds, R. N. (1988): Interrelation between submerged macrophytes, black swans (*Cygnus atratus*) and zooplankton in a shallow New Zealand lake. – *Int. Rev. gesamt. Hydrobiol.* 73:145-170.
- Münsterhjelm, R. (1997): The Aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fenn.* No. 157.
- Nienhuis, P. H. (1992): Eutrophication, Water Management, and the Functioning of Dutch Eustaries and Costal Lagoons. *Estuaries*, Vol. 15, No. 4:538-548.
- Phillips, V. E. (1991): Variation in wildfowl numbers on gravel pit lakes at Great Linford, Buckinghamshire, 1974-79 and 1984-91, with particular reference to the effect of fish removal. – *Bird Study* 39.
- Pihl, L., Svensson, A., Moksnes, P-O. & Wennhage, H. (1999): Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.* 41: 281-294.
- Pihl, L., Svensson, A., Moksnes, P-O. & Wennhage, H. (1997): Utbredningen av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottensområden i Göteborgs och Bohus län under 1994-1996. Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport, 22, Miljöenheten.
- Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H. & Moksnes, P-O. (1995): Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of benthic fauna and flora. *Neath. J. Aquatic Ecol.* 29: 349-358.
- Sannel, B. (1997): Interannual changes in shallow bay macrophyte vegetation - A case study from the Southern Stockholm Archipelago. M.s. thesis, Dept. of Systems Ecol., University of Stockholm. 1997:12.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series 22. Chapman & Hall.
- Schramm, W. & Nienhuis, P. H. (1996): Marine benthic vegetation - recent changes and the effects of eutrophication. *Ecological Studies*, Vol. 123:131-159. Springer. Berlin.
- Sfriso, A. & Marcomini, A. (1996): Italy - The Lagoon of Venice. In: Schramm, W. & Nienhuis, P. H. (eds.), *Marine Benthic Vegetation, Recent changes and the Effects of Eutrophication*. *Ecological Studies*, Vol. 123:339-365.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A. & Orio, A.A. (1992): Macroalgae, Nutrient Cycles, and Pollutants in the Lagoon of Venice. *Estuarine*, Vol. 15, No 4:517-528.
- Sfriso, A., Marcomini, A. & Pavoni, B. (1987): Relationships Between Macroalgal Biomass and Nutrient Concentrations in a hypertrophic Area of the Venice Lagoon. *Marine Environ. Res.* 22: 297-312.
- Snoeijs, P. (1984): Marine and brackish waters. *Acta Phytogeogr. Suec.* 84:187-212.
- Thorman, S. & Wiederholm, A-M.(1984): Fisk och bottendjur vid Upplandskusten. I: Rosenberg, R., (RED.): *Biologisk värdering av grunda svenska havsområden, Fisk och bottendjur*. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1911, Solna.
- Tinnberg, L. (1979): Phytoplankton diversity in Lake Norrviken 1961-1975. *Holarctic Ecology* 2:150-159.
- Tobiasson, S. (2000): Utveckling av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar. Högskolan i Kalmar, rapport 2000:1.

- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D. & Foreman, K. (1997): Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol: Oceanogr.* 42:1105-1118.
- Waern, M. (1952): Rocky shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta Phytogeogr. Suesia.* 30(16).
- Wallentinus, I. (1991): The Baltic Sea Gradient. In: Mathisen, A. C. & P. H. Nienhuis (eds.) Intertidal and littoral ecosystems. Goodall, D.W. (ed.) *The ecosystems of the world*, Vol. 24. Elsevier, Amsterdam, 83-108.
- Wallentinus, I. (1979): Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, Northern Baltic Proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Askö contribution, report 25.
- Wallström, K., Mattila, J., Sandberg-Kilpi, E., Appelgren, K., Henricson, J., Liljekvist, J., Münsterhjälms, Rodelström, T., Ojala, P., Persson, J. & Schreiber, H. (2000): Miljötilståndet i grunda havsvikar, Beskrivning av grunda havsvikar i Uppsala och Stockholms läns, Sverige, samt på Åland och i den västnyländska skärgården, Finland. Metodutvärdering för undersökningar av bentiska växt- och djursamhällen i grunda havsvikar. Upplandsstiftelsen, stencil nr. 18.
- Wikström, S., Kautsky, L. & Malm, T. (2000): The effects of chlorine-free pulp mill effluents on reproduction and grazing interactions in the Baltic Sea *Fucus vesiculosus*. *Ophelia* 53(3):173-179.
- Worm, B. & Sommer, U. (2000): Rapid direct and indirect effect of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyt-grazer system.

Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i kusthabitat

Leif Pihl och Håkan Wennhage, Kristinebergs marina forskningsstation

Uppdraget

Författarna har av Naturvårdsverket fått i uppdrag att utarbeta ett förslag till indikatorer för biologisk mångfald i Svenska västkustens grunda kustområden. Rapporten utgör en del av Naturvårdsverkets arbete med att upprätta indikatorer för biologisk mångfald i akvatiska system inom projektet: ”Indikatorer för biologisk mångfald i hav, sjöar och vattendrag – Miljömålsuppföljning 2001”. Uppdraget har utförts genom att utvärdera den tillgängliga kunskapen ifrån kustområdet och baserat på detta föreslås sedan ”bästa möjliga” indikatorer vid nuvarande kunskapsläge.

Biologisk mångfald i kustzonen

Kustzonen omfattar ett stort antal olika mikrohabitat med förutsättningar att hysa en mångfald av djur och växtsamhällen. Den vanligaste övergripande indelningen av den grunda kustzonen i habitat, eller naturtyper, inkluderar grunda mjukbottnar (0-1 m), ålgräsängar och algzonen på hårbotten. Vi har valt att följa denna indelning i rapporten eftersom framtagandet av indikatorer kräver kunskap om de lokala ekosystemen, och den tillgängliga kunskapen har dessa tre habitat som minsta gemensamma nämnare. Innan förslaget om indikatorer i kustzonen presenteras, så redovisas en mer generell bild av förutsättningarna och verktygen för studier av biologisk mångfald i kustzonen.

Den grunda kustzonen karaktäriseras av stora variationer och gradienter i abiotiska faktorer, vilket är det huvudsakliga skälet till att uppdraget från Naturvårdsverket delats upp i två delar; en västkust och en östkustsdel. Längs den svenska kusten ökar salthalten gradvis från Bottenviken till Norska gränsen. Landavrinning i form av floder och bäckar ger även en småskalig variation i salthalt. Många marina arter kommer därför att begränsas i sin geografiska utbredning någonstans längs västkusten till följd av låga salthalter.

Vattentemperaturen kan överstiga 20°C under sommaren, och på vintern kan temperaturen sjunka till under 0°C med isläggning som följd i de grundaste delarna utmed västkusten. Flertalet mobila djurarter har anpassat sig till säsongsvariationerna i temperatur genom att uppsöka djupare och därmed varmare vatten under vintern.

Djurarter med begränsad rörlighet är mer utsatta och kan särskilt i de grundaste delarna drabbas av hög mortalitet i samband med isläggning. Olika djurarters beteende och fysiologi skiljer sig dock avsevärt, vilket ger arts specifika skillnader i temperaturtolerans. Eftersom larver kan föras med havsströmmar från varmare vatten händer det även att ”varmvattenarter” förekommer sporadiskt utan att kunna etablera sig.

Exponeringen för vind- och vågpåverkan varierar avsevärt mellan platser och då särskilt i kustens skärgårdsområden. Marina organismer skiljer sig avsevärt åt, beträffande förmågan att tolerera fysisk stress i form av turbulens och vågpåverkan. Tillgång till skyddande mikrohabitat (ex. håligheter, vegetation, lämpligt sediment) kan dock göra att organismer kan utvidga sin utbredning till mer turbulenta miljöer. Sammantaget gör detta att de abiotiska faktorerna kan förväntas ha en stor betydelse för djur- och växtsamhälle- nas sammansättning i kustzonen. Följaktligen kan biotiska faktorer, såsom predation, födotillgång och konkurrens, förväntas ha en mindre betydelse för den biologiska mångfalden jämfört med vissa andra, mer fysiskt stabila, marina ekosystem. Vid studier av biologisk mångfald längs den svenska västkusten är det därför viktigt att komma ihåg att ytvattnets låga salthalt och vintertemperaturer sätter en naturlig gräns för många marina arters utbredning.

Det stora flertalet av djurarterna i kustzonen har planktoniska spridningsstadier. Ägg och/eller larvstadier sprids med havsströmmarna iväg från de områden där de producerats av föräldrarna. Att de lokala populationerna är öppna innebär att det sällan finns något samband mellan mängden avkomma som producerats av föräldragenerationen i området och mängden larver som senare rekryterar till samma område. Ett habitat med låg kvalitet kan därför få en stor mängd larver som dock har dåliga förutsättningar att överleva till vuxna individer och reproducera sig. Ett habitat med hög kvalitet kan istället få en liten mängd larver men deras överlevnad och tillväxt är hög och som vuxna producerar de en stor mängd nya larver. Av detta följer att ett habitats kvalitet inte direkt kan utläsas från antalet djur av en art i ett område.

Biologisk mångfald är ett mycket komplext koncept som ytterligare kompliceras av kustekosystemens speciella egenskaper med öppna populationer och stora variationer i abiotiska faktorer. Teoribildningen och de verktyg vi har till vårt förfogande begränsas av vår brist på kunskap om hur naturen fungerar och är strukturerad. I terrester miljö har olika ramverk och konceptuella modeller konstruerats för bevarande och övervakning av den biologiska mångfalden. Arbetet har nu pågått så länge att modellerna har börjat testas empiriskt.

I den marina litteraturen har man nyligen försökt att anpassa några av modellerna utvecklade i landmiljö till att bättre spegla havens speciella förutsättningar (*Zacharias & Roff*, 2000; *Salomon et al*, 2001). Det är dock för tidigt att utvärdera vilka förutsättningar dessa ramverk har, när det gäller att beskriva och övervaka den biologiska mångfalden i kustzonen. Denna utredning är ett första försök att utvärdera den tillgängliga kunskapen i avsikt att skapa indikatorer för kända hot mot den biologiska mångfalden i kustzonen.

Hot mot den biologiska mångfalden i kustzonen

Historiskt har kustzonen ansetts vara tålig mot olika former av miljöpåverkan eftersom miljöeffekterna förmodades spädas ut i det närmast oändliga världshaven. Dessutom har de flesta organismer i kustzonen öppna populationer (se ovan). Detta innebär att om man skördar eller förgiftar alla individer av en art inom ett begränsat område så kommer det ändå att anlända lika många rekryter, eftersom dessa främst producerats i andra områden. Längre ansågs därför kustzonen ha en stor motståndskraft och förmåga att återhämta sig från störningar.

Genom åren har det dock blivit allt mer uppenbart att det finns ett flertal hot mot den biologiska mångfalden i kustzonens livsmiljöer. Dessa hot brukar vanligen grupperas enligt följande:

- Föroreningar (inkl. övergödning)
- Fysisk exploatering av kustzonen
- Exploatering av kustzonens arter
- Introducerade arter

Samtliga grupper av hot är viktiga, men verktygen och kunskapen som behövs för att kunna övervaka dem skiljer sig åt. I den här rapporten kommer vi att behandla en komponent av gruppen föroreningar, nämligen näringsbelastning. Syftet är att beskriva hur förändringar i mängden närsalter, framför allt fosfater och nitrater, påverkar kustekosystemen. Antropogen tillförsel av närsalter kan ske såväl genom diffusa utsläpp (ex. atmosfärisk deponering och landavrinning) som lokala utsläpp (ex. avlopp).

Näringsämnen skiljer sig från de flesta andra hot genom att vara en naturlig del i ekosystemens energiflöden. Förändringar i mängden näringsämnen har dock visat sig ha långtgående effekter på olika ekosystems struktur och funktion. Havets växter är direkt beroende av dessa näringsämnen för sin tillväxt och därför kommer förändringar i växtsamhällena att användas som ett mått på förändringar i näringstillförseln. En fördel med att använda växtsamhället är att de ger ett mått på näringsbelastningen som är integrerat över tiden jämfört med momentana mätningar av närsaltshalter i kustvattnet. Generellt kan ökad näringsbelastning förväntas ge en förskjutning från bentiska makroalger till planktoniska mikroalger med försämrad ljusgenomsläpplighet i vattnet som följd. Inom gruppen bentiska makroalger förutsägs även ett skifte från fleråriga bladformade alger till kortlivade snabbväxande fintrådiga alger.

Innan vi går igenom de tre utvalda habitaterna, ska vi kortfattat behandla indikatorer för biologisk mångfald i allmänhet samt specifika aspekter på att använda vegetationen som indikator.

Varför indikatorer på biologisk mångfald?

Konceptet biologisk mångfald omfattar en i det närmaste oändlig mängd information på olika organisationsnivåer. Begreppet rymmer allt från genetisk variation hos lokala populationer till förändringar i ekosystems artsammansättning över olika tids och rumsskalor. Det är därför inte ekonomiskt eller praktiskt möjligt att direkt övervaka att alla komponenter av den biologiska mångfalden bevaras.

Ett mer realistiskt alternativ är att utifrån tillgänglig kunskap identifiera ett antal indikatorer som kan förväntas spegla tillståndet hos ett ekosystem. Sådana indikatorer kan utgöras av exempelvis viktiga biotoper eller nyckelarter. Mängden och kvalitén av kunskap om ett ekosystem är avgörande för hur väl dessa indikatorer kan förväntas att fungera. Hoten mot den biologiska mångfalden är dock påtagliga och kräver insatser nu, oavsett kunskapsläget i respektive ekosystem.

Genom att utvärdera tillgänglig information kan bästa tillgängliga kunskap användas för att definiera möjliga indikatorer (*Larsson & Esteban, 1999*). När de förslagna indikatorerna sedan implementeras i miljöarbetet är det viktigt att de betraktas som provisoriska och utsätts för vidare kritisk granskning. En indikator kan inte heller förväntas spegla alla aspekter av den biologiska mångfalden utan måste väljas utifrån kriterier om vilka komponenter av den biologiska mångfalden som anses viktigast att övervaka. Dessutom kan karaktären av hot mot den biologiska mångfalden vara vägledande vid valet av indikatorer. I förlängningen kan flera indikatorer kombineras för att erhålla en mer heltäckande bild av bevarandestatusen i ett ekosystem.

Valet av indikatorer

Vid valet av lämpliga indikatorer för biologisk mångfald är det viktigt att ställa upp kriterier för vilka egenskaper en indikator bör uppfylla. *Camacho-Sandoval & Duque (2001)* föreslog vid en översikt av olika indikatorer i terrester- och akvatisk miljö följande kriterier:

1. Att representera något som är viktigt för en hållbar utveckling
2. Att kunna förstås av allmänheten
3. Att vara kvantifierbar
4. Att kunna baseras på tillgänglig data
5. Att vara relevant på en nationell skala
6. Att kunna mätas på olika skalor (lokal, regional nationell)

Vidare bör indikatorer ha sådana egenskaper att de:

1. Har kapacitet att mäta förändringar
2. Återspeglar en del av ekosystemet som har ett ekonomiskt värde för nu levande och kommande generationer
3. Är tillämpliga under en överskådlig tidsperiod

4. Återspeglar en ett stadium/process som innehåller ett tröskelvärde efter vilket en liten förändring kan leda till en irreversibel effekt

Andra önskvärda egenskaper för en indikator är att informationen går att förenkla så att dess betydelse är uppenbar, att en förändring i tid och rum är lätt att detektera (statistisk testbar), att den är vetenskapligt respekterad och att den på ett diverst sätt kan bli representerad för olika avnämare. Givetvis uppfyller olika indikatorer olika mycket av dessa egenskaper, men det är vid urvalet av indikatorer viktigt att täcka in så många och för ändamålet relevanta egenskaper som möjligt.

Vegetationen som indikator

I denna rapport har vi valt att använda biotopformande indikatorer i form av vegetation. Skälen till detta är flera.

För det första anses eutrofieringen (ökad näringstillförsel) vara ett av de största hoten mot kustekosystemen och vegetationen kan förväntas uppvisa en tydlig respons på förändringar i näringsbelastning.

För det andra så utgör vegetationen en mycket viktig del av habitatets struktur i den grunda kustzonen. Vegetationen är viktig som föda, skydd eller substrat för ett stort antal djurarter i kustzonen och utgör dessutom en stor del av basen i näringskedjan. Många djurarters förekomst kan därför förväntas påverkas av förändringar i vegetationens utbredning och sammansättning. Vegetationen utgör dessutom en viktig hörnsten i kustekosystemens materialflöde i form av kol och näringsämnen.

För det tredje så är de föreslagna indikatorerna förhållandevis enkla att övervaka. Enligt vår bedömning så är alla indikatorerna praktiskt möjliga att implementera med avseende på kostnader, tidsåtgång samt kompetens hos utföraren. Övervakningen av indikatorerna skulle dock kunna göras mer effektiv och säkrare genom ytterligare metodutveckling och i slutet av denna rapport föreslås prioriterade metodstudier (se 3.1).

De indikatorer som föreslås i denna rapport är främst framtagna för att övervaka förändringar i ekosystemen orsakade av förändringar i närsaltsbelastning. Eftersom indikatorerna är biotopformande så kan syftet sägas vara liktydigt med att bevara den strukturella delen av kustzonens livsmiljöer och dess funktion i ett så naturligt tillstånd som möjligt. Om förändringarna i vegetationens utbredning och sammansättning leder till fler eller färre arter är av underordnad betydelse.

Utredningens begränsningar

Denna rapport har sin geografiska begränsning på svenska västkusten, från norska gränsen till Öresund. Dessutom är indikatorerna inte tillämpliga i flodmynningar och andra områden med stort sötvattentillflöde (< 5 ‰ salthalt). Rapporten är i huvudsak begränsad till kunskap som framkommit vid undersökningar längs svenska västkusten. Internationellt finns en omfattande litteratur om relationen mellan växter och djur i kustzonen (e.g. *John et al.*, 1992). Dessa undersökningar behandlar dock andra arter och ekosystem, och resultaten kan därför inte förväntas vara direkt överförbara till svenska förhållanden. De svenska studier som använts har dock generellt en god förankring i de generella ekologiska samband som framkommit vid undersökningar i andra vatten. Den internationella litteraturen bör även i framtiden vara en viktig vägledning för att identifiera faktorer och processer som kan vara kritiska för ekosystemens bevarande.

Kustzonens livsmiljöer

Grunda mjukbottnar

Tillgängligt underlagsmaterial

De grunda mjukbottnarna (0-1 m djup) domineras normalt av öppna sedimentytor. Bottnarna kan även i varierande utsträckning vara täckta av musselbankar samt enstaka makroalgsplantor fästade vid stenar. I vissa fall kan även den innersta delen av ålgräsängarna nå grundare än 1 m djup, men då endast som små och glest utspridda plantor.

De grunda mjukbottnarna längs svenska västkusten är förhållandevis välstuderade med avseende på förekomst och dynamik hos makrofaunan (*Möller et al.*, 1985). Undersökningarna har även identifierat ett antal undergrupper inom habitatet ”grunda mjukbottnar”, där exponeringsgrad och sedimentstruktur anses vara de viktigaste strukturerande faktorerna. Faunans sammansättning förändras gradvis med sedimentstrukturen från finkorniga lerbottnar till grova sandbottnar (*Pihl*, 1986). Generellt finns det en god geografisk täckning med ett flertal undersökningar på lokal och regional nivå längs svenska västkusten (sammanställning i *Loo et al.*, 2001).

Den mobila epifaunan (ex. strandkrabba och sandräka) har en utpräglad säsongsdynamik där djurens livshistoria anpassats till de gynnsamma förhållandena under sommaren och de ogästvänliga förhållandena under vintern (*Pihl & Rosenberg*, 1982). Larverna bottenfaller i grundområdena under våren och sommaren och kan utnyttja kombinationen av hög vattentemperatur och god näringstillgång för en hög tillväxt. Tillsammans med övervintrande individer som under våren återvänt till grundområdena, flyttar de sedan till djupare vatten under senhösten när vattentemperaturen sjunker och födotillgången minskar.

Fiskarna har en snarlik säsongsdynamik men funktionen hos grundområdena skiljer sig mellan fiskarterna (*Pihl & Rosenberg*, 1982; *Pihl*, 1982). Smörbultarna (sandstubb och

lerstubb) lägger sina ägg i grundområdena och avkommen återvänder till grundområdena efter ett kort pelagiskt larvstadium. Ungstadierna växer sedan upp i grundområdena innan de förflyttar sig till djupare vatten inför vintern. De vuxna ettåriga individerna återvänder till grundområdena på våren för att leka.

Plattfiskarter, såsom rödspotta, skrubbskädda och tunga, bottenfaller i grundområdena efter avslutat larvstadium. De unga plattfiskarna använder de grunda mjukbottenarna som uppväxtområden under sin första sommar och återkommer i varierande grad under de kommande åren för att äta i grundområdena.

Andra fiskarter (ex. torsk, öring och vitling) söker föda på de grunda mjukbottenarna främst nattetid, under sommarhalvåret när tillgången på föda är rikligast. Sammantaget utgör grundområdena viktiga uppväxtplatser och födolokaler för ett stort antal fiskarter.

Infaunan (ex. musslor och havsborstmaskar) som lever i sedimenten har allmänt en begränsad rörlighet. Dessa djurgrupper kommer därför i huvudsak att vara stationära i grundområdena från det att de slagit sig ned efter avslutat larvstadium. Under stränga vintrar med isläggning längs kusterna kan dödligheten hos infaunan vara hög, i synnerhet för arter som har begränsad förmåga att gräva ned sig till frostfritt djup (ex. hjärtmussla). Åldersstrukturen inom populationerna av infaunaarter varierar därför avsevärt mellan år (Möller, 1986). Många av arterna har en enorm reproduktionspotential och mängden bottenfällna larver kan uppgå till 10 000-tal per kvadratmeter. Dödligheten hos de små juvenilerna är dock hög och dessa stadier av infaunan utgör en viktig födokälla för epifaunan.

Algers effekt på mångfalden i grundområden

Mattformande fintrådiga grönalger förekommer i grunda havsområden huvudsakligen under perioden maj till september. Denna typ av alger är i allmänhet snabbväxande och kan snabbt och effektivt ta upp näringsämnen från kustvattnet (Wallentinus, 1984). Vid gynnsamma tillväxtförhållanden kan grundområden komma att bli fullständigt täckta av alger på ca en månad. Inventeringar av Bohusläns skärgård har visat att 30 till 50% av ytan av grunda (0-1 m) mjukbottenar kan vara täckt av fintrådiga alger under sommaren (Pihl et al., 1999).

Fintrådiga alger, som kan ackumuleras i grundområden efter det att de lossnat från sitt substrat, har visat sig minska förekomsten av mikroalger, ciliater och meiofauna i sedimentet (Sundbäck et al., 1990). De fintrådiga algerna kan konkurrera om ljus och näring med andra primärproducenter (växtplankton, bentiska mikroalger, bålalger och sjögräs) och kan därigenom påverka omsättningen av kol och näringsämnen i grundområdenas ekosystem.

Förekomsten av alger ger tydliga förändringar i epibentiska faunans sammansättning (Isaksson & Pihl, 1992). Medan artantal, individantal och biomassa kan vara likartade

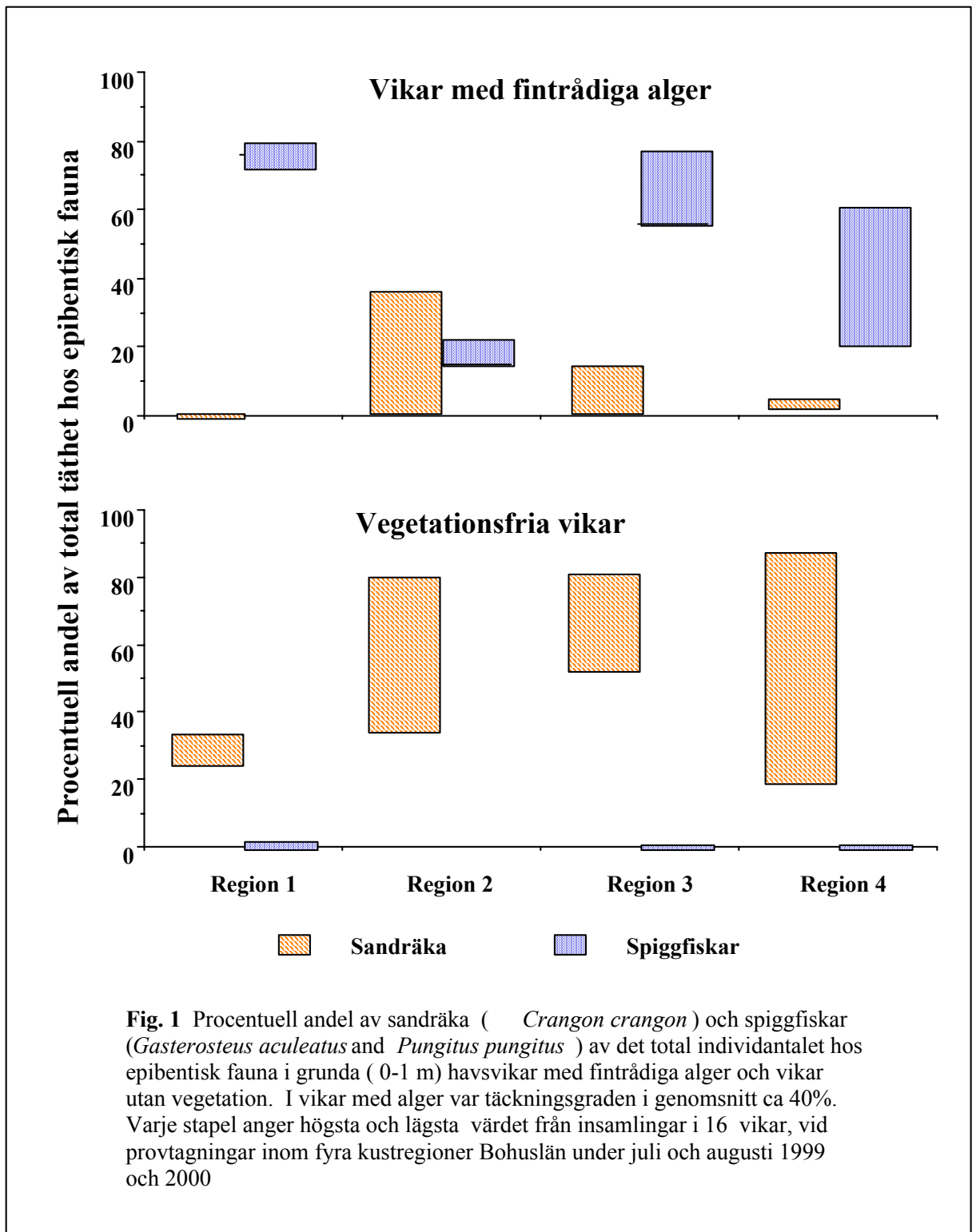
inom vegetationsfria och algtäckta grundområden så finns betydande skillnader avseende artsammansättningen.

En undersökning baserad på kvantitativ insamling av epibentisk fauna i 8 vikar med fintrådiga alger och i 8 vikar utan vegetation, som genomförts vid fyra tillfällen (juli, augusti 1999 och 2000), visade att sandräka, strandkrabba, smörbult och plattfisk dominerade på öppna sedimentbottnar, medan epifaunan i algtäckta områden helt dominerades av spiggfiskar och räkor associerade till vegetation (*Svenson & Pihl* 2000). Sandräka, som är en karaktärsart på vegetationsfria sedimentbottnar på svenska västkusten, utgjorde alltid över 20 %, och ibland över 80 %, av det totala individantalet av epibentisk fauna inom områden utan alger (Fig. 1). I havsvikar med alger (med genomsnittlig täckningsgrad av ca 40 %) var sandräkans andel aldrig över 40 %, och oftast lägre än 10 %, av det totala individantalet. I dessa vikar dominerade i stället spiggfiskar, vilka utgjorde 20 till 80 % av tätheten. Resultaten från denna undersökning visar klart hur kraftigt faunans funktionella diversitet förändras då algmattor bildas i grunda kustområden.

Algmattorna ger även en tydlig respons vad avser infaunans mängd och sammansättning. Undersökningar som genomfördes under slutet av 1970- och början av 1980-talet visade att bentisk infauna i skyddade inre skärgårdsområden hade mellan 40 och 60 arter (*Möller* 1986). Täthet och biomassa skattades i samma undersökning till 30-40.000 individer, respektive 8-17 g per m². En undersökning som genomfördes i liknande områden under slutet av 1990-talet, men där sedimentet till stor del var täckt av alger, visade att artantal, individantal och biomassa var reducerade till ca 1/3 jämfört med de tidigare studierna i algfria områden (*Svenson & Pihl* 2000). Experimentella studier har dessutom visat att dominansen av olika funktionella grupper av infauna ändras dramatiskt när mattor av fintrådiga alger bildas (*Österling & Pihl*, 2001).

Både antalet arter och den totala fiskbiomassan (0-3 m djup) är negativt relaterad till andelen fintrådiga alger som proportion av den totala vegetationsbiomassan (Fig. 2; *Pihl et al.*, 1994;1995). Fiskbiomassan på klippbotten var däremot positivt korrelerad till den totala vegetationsbiomassan, vilket överensstämmer med bilden av makrovegetationen som en viktig del av habitatets struktur. De fintrådiga algernas effekter på fiskars ekologi har studerats mer i detalj för några kommersiellt viktiga arter. De fintrådiga algerna har en negativ påverkan på den juvenila torskens förmåga att söka föda (*Isaksson et al.*, 1994).

Rödspottan undviker om möjligt områden med fintrådiga alger (*Wennhage & Pihl*, 1994). Om rödspottan larver slår sig ned bland fintrådiga alger kan kombinationen av syrebrist och alg-exudat leda till högre dödlighet hos larverna. Juvenil rödspotta som vistas i områden med fintrådiga alger har även en lägre tillväxt än fiskar som befinner sig i ett öppet sedimenthabitat.



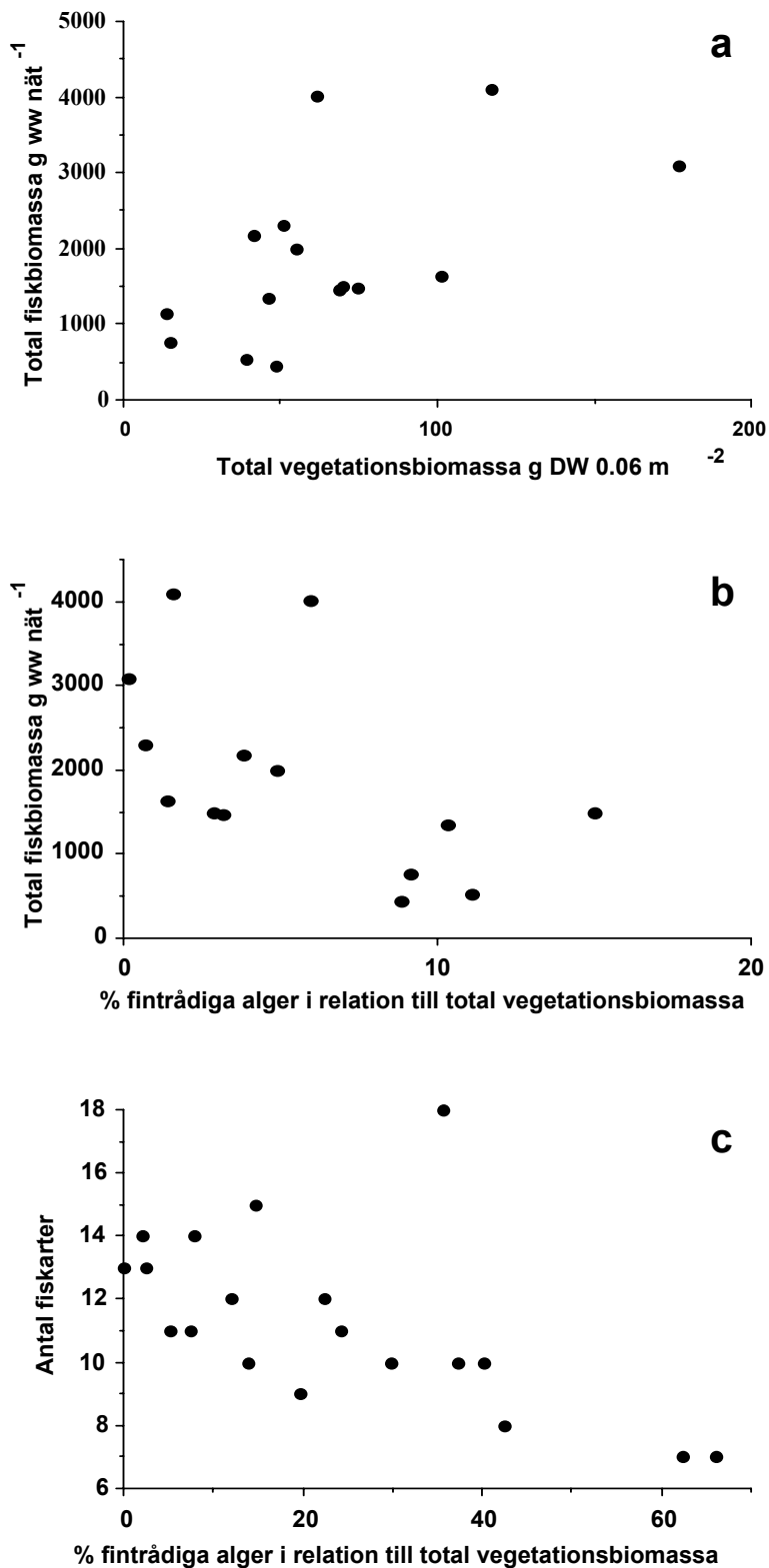


Fig. 2 Biomassa av fisk fångade vid provfisken på 19 grunda lokaler med hårdbotten i relation till (A) totala biomissan av vegetation (B) andelen av fintrådiga alger av totla biomissan av vegetation. (C) Antalet fiskarter fångade vid provfisken på 19 grunda lokaler med sedimentbotten i relation till andelen av fintrådiga alger av totla biomissan av vegetation.

Föreslagen indikator

Täckningsgrad av fintrådiga alger på grunda mjukbottenar där minskande täckningsgrad (%) av fintrådiga alger indikerar förbättrade förutsättningar för biologisk mångfald på de grunda mjukbottenarna.

Metoder

Täckningsgraden av fintrådiga alger har studerats med hjälp av flygfotografering sedan 1994 på svenska västkusten (*Moksnes & Pihl, 1995*). Flygningarna genomförs under lugna dagar, eftersom vågor ger upphov till reflexioner i vattenytan och ökad turbiditet i vattnet. Karteringen genomförs med fördel från ett litet flygplan som framförs på 100-300 meters höjd. Slumpvis utvalda grundområden fotograferas med 35 mm kamera och diafilm varvid 150-300 områden kan täckas in under en dag. Vid undersökningar i Bohuslän innebär detta att stickprovet innefattar 17 till 38 % av den totala arean av grundområden i skärgården vid varje undersökningstillfälle. Grundområdenas identitet på bilderna bestäms genom att kamerans databakstycke är kopplad till planets navigationsutrustning. Alternativt kan en navigatör anteckna aktuella bildnummer i ett sjökort.

Informationen från flygbilderna tas lättast fram genom manuell bildanalys kopplad till en dator som beräknar ytan av de områden som personen definierar. Täckningsgraden erhålls som arean av de fintrådiga algerna i relation till arean av grundområdet uttryckt i procent. En stor fördel med att använda procentuell täckningsgrad den verkliga arean som fotograferats inte behöver skattas vid varje provtagningstillfälle.

Genomförbarhet

Det finns en klar koppling mellan graden av eutrofiering och förekomsten av algmattor i grunda mjukbottenområden. Metoden med flygfotografering för kvantifiering av täckningsgraden av mattformande fintrådiga alger är snabb och kostnadseffektiv. Genom att använda flygfotografering kan ett stort antal stickprov samlas in och stora avsnitt längs kusten kan karakteriseras på kort tid.

Den stora mängden stickprov gör att metoden lämpar sig väl för att ta fram kartor över utbredningsmönstret. Den slumpmässiga provtagningen gör att resultaten kan generaliseras för hela den undersökta kuststräckan och att statistiska jämförelser kan göras både på rumslig och tidsmässig skala.

Ovanstående genomgång visar även att det generellt finns en god kunskap om makrofaunans ekologi och dynamik på grunda mjukbottenar längs västkusten. Denna kunskap kan användas för att ställa de biologiska effekterna av algmattor i relation till de naturliga variationer i artsammansättning som är att förvänta i biologiska system. Ett ökande antal studier visar även på direkta förändringar i artsammansättning hos makrofaunan som respons på förekomsten av algmattor. Rätt använd kan därför kartläggningen av fintrådiga alger komma att fungera som en snabb och tillförlitlig metod för att studera förändringar i faunans sammansättning på grunda mjukbottenar, genom att täckningsgraden av algmattor speglar näringsbelastning i kustzonen. Metoden har även utvärderats av *Loo et al (2001)* och *Tobiasson (2001)*.

Generalitet i tid och rum

Metoden kan förväntas ha förhållandevis god generalitet i tid och rum. För att täta algmattor ska kunna bildas krävs höga halter av näringsämnen i vattnet eller i sedimentet. Täckningsgraden av algmattor är därför en god indikator på graden av eutrofiering i ett havsområde. Det finns dock undantag när alg tillväxten kan hämmas av andra fysiska faktorer även om näringstillgången är hög. Kraftiga vindar i kombination med vågpåverkan kan transportera bort algerna från grundområdena och hämmar ytterligare tillväxt av algerna. Vädersystem med högt tryck leder vanligen till lågt vattenstånd. Vid kraftiga och långvariga högt tryck kan därför stora delar av grundområden torrläggas under längre perioder med begränsade förutsättningar för alg tillväxt som följd.

Djur och växter i grundområdena har en utpräglad säsongsdynamik och metoden är därför endast tillämplig under sommarhalvåret. Det är också under sommarhalvåret som de fintrådiga algerna förekommer i kustzonen och under slutet av denna period kan de förväntas ha haft sin största strukturerande effekt på faunans sammansättning. Hänsyn bör även tagas till väderförhållandena veckorna före provtagningen. Extrema hög och lågt tryck kan verka hämmande på alg tillväxten och ge en missvisande bild av förutsättningarna för alg tillväxt i ett område (se ovan).

Generalitet för olika trofiska nivåer och organismgrupper

Förekomsten av mattbildande fintrådiga alger har visat sig ha en tydlig inverkan på sammansättningen av makrofaunan. Effekterna omfattar såväl infauna som epifauna inkluderande ett stort antal organismgrupper och trofiska nivåer av konsumenter. Effekter på mikroalger, ciliater och meiofauna har också påvisats, även om algerna utgjordes av fintrådiga rödalger som normalt inte växer i grundområdena utan ackumuleras efter det att de lossnat från sitt substrat. Kvantitativa studier av betare saknas dock. Studier av betare på makroalger föreslås bli ett högt prioriterat område eftersom denna trofiska nivå är direkt beroende av tillgången på alger för sin tillväxt och överlevnad.

Användbarhet i miljöarbetet

Täckningsgraden av fintrådiga alger på grunda mjukbottnar bedöms ha goda förutsättningar att fungera som en indikator för den biologiska mångfalden. De grunda mjukbottnarna utgör en stor andel av Sveriges kuststräcka och områdena är viktiga uppväxthabitat för flera kommersiellt viktiga fiskarter. Det finns en väl fungerande metod tillgänglig (se genomförbarhet), som dessutom är förhållandevis snabb och billig. Täckningsgraden av alger ger en god bild av näringsbelastningen och kan användas såväl för lokala utsläpp som för diffus näringsbelastning över större geografiska skalor. Faunan i grundområdena uppvisar tydliga och förutsägbara förändringar som respons på förändringar i indikatorn. Eftersom hela ekosystemens struktur och funktion förändras när grundområdena växer igen med algmattor, bedöms indikatorn ha hög prioritet i miljöarbetet.

Klippbottnar

Tillgängligt underlagsmaterial

Grunda klippbottnar är det kusthabitat där de största kunskapsluckorna finns med avseende på djurarters förekomst och ekologi. Bristen på undersökningar kan framförallt hänföras till metodproblem. Det saknas lätt tillämpbara metoder för kvantitativa skattningar av den mobila faunan. Ett inledande arbete har genomförts med sugprovtagare som handhas av en dykare (*Thomasson, 1997*). Undersökningen visade på en hög artdiversitet av mobil epifauna på klippbottnarna (Figur 3). I andra vatten där metoden använts erhålls ofta en hög variation i förekomsten av olika arter. Den höga variationen kan bero på att hårbotten består av en mångfald olika mikrohabitat som skiljer sig med avseende på den associerade faunan. Tillgänglig kunskap om bota den mofaunan på svenska västkusten är i övrigt begränsad till kvalitativ provtagning av djur som fångats med skrapa eller med håv av dykare. Som exempel kan nämnas en studie om räkor i algzonen, där de olika räkarternas val av olika makroalgsarter studerades (*Berggren, 1994*).

Vegetationen och den festsittande faunan är mer välundersökta. Fasta provtyper har studerats genom fotografering under lång tid och förändringar i faunans och florans sammansättning är väl dokumenterade. Den festsittande faunans utbredning har under senare år även studerats genom slumpmässig provtagning (*Adolfsson & Tunberg, 1992, 1994*). Sedan ca. 10 år sker också regelbunden övervakning av makrovegetationens sammansättning på ett antal lokaler längs västkusten (*Karlsson 2000*). Vidare har genom dykundersökningar vegetationens nedre utbredningsgräns kartlagts och jämförts med tidigare studier (*Lundälv et al 1986; Kautsky et al. 1986*).

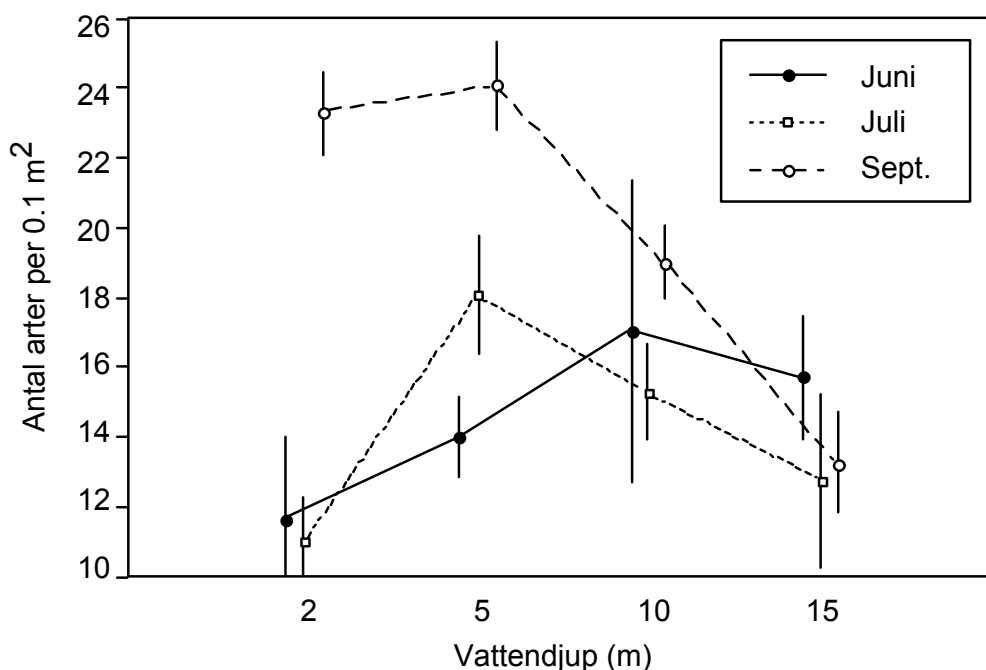


Fig. 3 Medelantal ($n=4$; \pm SE) av djurarter (mobil epifauna) fångade inom 0.1 m² på klippbotten. Provtagningen var uppdelad på fyra djup (2, 5, 10 och 15 m djup) och genomfördes vid tre tillfällen över säsongen (juni, juli och september).

Algens effekt på mångfalden inom habitatet klippbottnar

För den svenska västkusten saknas det jämförelser av klippbottnar med och utan habitatbildande makrovegetation. Det är dock väl känt från undersökningar av klippbottnar i andra delar av världen att vegetationen har stor betydelse för utbredningen av såväl fastsittande som rörliga organismer. Vegetationen anses vara strukturerande för fastsittande organismer eftersom konkurrensen om substrat ofta är stor i habitatet. Vegetationens inverkan på utbredningen av mobila organismer har ofta relaterats till vegetationens betydelse som skydd mot predation.

Föreslagna indikatorer

- Maximal djuputbredning av makroalger (ej krustor)
- Täckningsgrad av fleråriga brunalger (*Fucoidea* och *Laminaridae*)

Metoder

Både djuputbredning av makroalger och täckningsgrad av fleråriga brunalger kan skattas med hjälp av dykare. Eftersom kunskapsläget om hårbottnarnas ekologi är begränsat på svenska västkusten är det sannolikt en fördel att samordna metodutvecklingen med Östersjön för att utnyttja den information och erfarenhet som finns från undersökningar i detta havsområde. Vi föreslår därför att en samordning sker för indikatorer inom denna biotop innan förslag till metoder och utförande läggs för den svenska västkusten. Det skulle dessutom vara värdefullt att få uppgifter om habitatets areella utbredning längs västkusten och flygfotografering bör testas som möjlig metod.

Genomförbarhet

Metoden har förutsättningar att fungera som indikatorer för bevarandestatusen hos klippbottnar. Över större geografiska skalor kan det dock bli tidskrävande och dyrt att transportera dykare och grundgående båtar. Små områden kan karteras noggrant men om metoderna skall appliceras över större geografiska skalor begränsas provtagningen av logistiska skäl till slumpmässiga stickprov och beskrivningen av den areella fördelningen blir begränsad. Dykdjupet understiger 20 m men den tillåtna dyktiden kan begränsa arbetstakten något. Sikten i vattnet och övrig dyksäkerhet kräver att väderförhållandena är goda.

Generalitet i tid och rum

Den grundaste delen av habitatet klippbottnar kan drabbas av is eller svåra stormar som avlägsnar makroalger i denna zon. Indikatorn ”nedre gräns för utbredning av makroalger” är dock okänslig för sådan störning och bör ha god generalitet över tiden. Vad beträffar rumslig generalitet så kan det förväntas att innerskärgården och flodmynningsområden kommer att ha en grundare nedre gräns för makrovegetationen. Landavrinning leder till högre turbiditet och därmed sämre ljusgenomsläpplighet i dessa områden. Övervakningsprogrammet för indikatorn bör därför utformas så att innerskärgård, ytterskärgård och flodmynningar finns representerade som separat övervakade områden.

Täckningsgraden av fleråriga brunalger förväntas också ha en förhållandevis god generalitet i tid och rum. Dock kan det även i detta fall krävas en uppdelning av kustzonen efter miljöförhållanden (se ovan). Hos Fucoiderna är hela plantorna fleråriga och hos Laminariderna ersätts bålen varje år men stam och fästorgan är fleråriga. Detta gör att täckningsgraden är mindre känslig för variationer i rekrytering av brunalger mellan år.

Generalitet för olika trofiska nivåer och organismgrupper

Informationen om makroalgernas påverkan på den biologiska mångfalden är ytterst begränsad för klippbottenhabitatet. Det enda som kan sägas med säkerhet är att habitatets areella utbredning kommer att förändras med förändrad djuputbredning hos makroalg-samhället. De fleråriga brunalgerna brukar benämnas ”canopyarter”, dvs. arter som bildar ett kronverk ovanför substratet. Brunalgerna bidrar således avsevärt till att ge klippbottenhabitatet en tredimensionell karaktär. Förändringar i täckningsgraden av dessa arter (indikatorn) kommer därför att ha stor påverkan på habitatets struktur. Det är dock svårt att förutsäga hur olika trofiska nivåer och organismgrupper mer specifikt påverkas av förändringar i täckningsgraden.

Användbarhet i miljöarbetet

Indikatorn djuputbredning av makroalger kan förväntas ge en god bild av hur vattnets ljusgenomsläpplighet förändras. Ökad mängd näringsämnen leder generellt till ökad mängd planktoniska mikroalger i vattenmassan, vilket minskar vattnets transparens och leder till sämre ljusförhållanden.

Täckningsgraden av fleråriga brunalger har också förutsättningar att spegla förändringar i näringsbelastning. Dock är mekanismerna mer osäkra i detta fallet. Ökad näringsbelastning leder till sämre ljusförhållanden, ökad sedimentation och att små snabbväxande algararter gynnas. Samtliga av dessa mekanismer kan bidra till att förändra täckningsgraden av fleråriga brunalger.

Av ovanstående resonemang framgår att de valda indikatorerna bör kunna ge en god bild av förändringar av näringsbelastningen i kustzonen. Däremot saknas information om hur djur och växtsamhällena i övrigt påverkas.

Sjögräsängar

Tillgängligt underlagsmaterial

Ålgräs (*Zostera marina*) är den dominerande formen av makrovegetation på mjukbotten längs svenska västkusten. Ålgräset förekommer från lågvattenlinjen ned till ca 6 m djup, men de tätaste bestånden hittas från 1-4 m djup. Undersökningar från danska vatten indikerar att djuputbredningen halverats under de senaste 100 åren (*Ostenfeld, 1908*). Ålgräset är en fröväxt med ett välutvecklat rotsystem. Föryngringen inom befintliga ålgräsängar verkar främst ske vegetativt (rotskott), men spridning med frön kan antas vara viktigt för nykolonisering.

Uppgifter om täthet och biomassa av ålgräsplantor finns beskrivet från den svenska västkusten (*Baden & Pihl, 1984*). I samma studie beskrivs förekomst och dynamik av den mobila epibentiska faunan i ålgräsängar. Tångräkor och strandkrabbor är de dominerande arterna av epibentisk mikrofauna, och bland fiskarterna dominerar tånglake, svart smörbult och tångsnälla. Ålgräsängarna har en stor mängd djur som är associerade särskilt till plantornas blad. "Bladfaunan" består i huvudsak av detritusätare, betare och suspensionsätare/filtrerare (*Baden 1990*). *Baden* och *Bodström* (2001) beskriver skillnader och likheter mellan ålgräsekosystem på den svenska väst- och östkusten.

Ett flertal variabler har använts för att beskriva ålgräsängars status, inkluderande biomassa, täckningsgrad, skotttäthet, djuputbredning, produktion samt halter av glukos i rotsystemet. Här föreslår vi ålgräsängens djuputbredning och täckningsgraden av epifyter som indikatorer. De två valda indikatorerna är relativt enkla att mäta. Förändringar i djuputbredningen ger ett mått på förändringar i storlek hos ålgräsängarna. Förändringar i mängden epifyter ger ett mått på förändringar i livsmiljön för de organismer som utnyttjar ålgräsängar.

Ålgräsängar skiljer sig från de två föregående miljöerna genom att dess utbredning definieras av vegetationen i sig. Täckningsgraden av ålgräs i en sjögräsäng blir därför per definition 100 %, minus de öppna ytor som kan förekomma inom ängen. För att komma runt detta problem skulle man kunna beräkna ytan av mjukbotten från 0 till 10 m djup varefter täckningsgraden av ålgräs kan skattas med slumpmässig provtagning. Detta tillvägagångssätt kräver dock tillgång till "landskapskartor" över bottenbeskaffenheten i djupintervallet 0-10 m, så att ytan där ålgräs skulle kunna förekomma kan beräknas.

Ett alternativ kan vara att återbesöka sjögräsängar vars areella utbredning kartlagts i tidigare studier och studera förändringar i sjögräsängarnas storlek över tiden (se *Baden et al.* in press). En nackdel med denna metod är att nybildade ålgräsängar inte kommer med i undersökningen eftersom provtagningslokalerna baserar sig på den historiska utbredningen. Täckningsgraden bedöms i dagsläget ha en begränsad användning som indikator eftersom metoden är arbetsintensiv och kräver kunskap om arealen av möjliga bottenar för ålgräs eller tillgång till historiska data över utbredningen. Sjögräsängar anses dock vara hotade habitat i stora delar av världen och det är därför önskvärt att landskapsbilder över ålgräsängarnas utbredning snarast tas fram.

Det finns i dag fotografisk teknik som verkar lovande för att kartera ålgräsängar från flygplan. Med spektrofotometrisk utrustning tas bilder vid de våglängder som ger de tydligaste kontrasterna (*Mumby et al.*, 1997). När denna teknik blir allmänt tillgänglig bör utbredningen utvärderas som indikator för bevarandestatusen av ålgräsängar.

Vegetationens effekt på mångfalden i sjögräsängarna

För den svenska västkusten saknas det jämförelser av växt- och djursamhällen i sjögräsängar och vegetationsfria habitat inom samma djupintervall. Motsvarande studier från sjögräsängar i andra delar av världen visar dock att skillnaderna i växt och djursamhällena kan vara betydande.

Föreslagna indikatorer

- Djuputbredning av ålgräs (nedre gräns)
- Påväxt av epifyter på ålgräs

Metoder

Djuputbredning av ålgräs bestäms säkrast med hjälp av dykare som simmar i transekt vinkelrätt mot djupkurvorna. Största djup där ålgräs förekommer registreras med hjälp av en kalibrerad djupmätare. I områden med svag lutning hos botten kan denna metod vara mycket tidskrävande. Alternativt kan då största djuputbredningen hittas genom att bestämda djup besöks, varefter man letar sig fram till största djupet för utbredningen. Vid god sikt i vattnet kan även vattenkikare användas för att bestämma den största djuputbredningen. Djupet mäts då med lodlina. Den senare metoden kräver dock mycket god sikt i vattnet för att vara tillförlitlig, eftersom kompensationsdjupet för ålgräs är ca. 11 % av ytinstrålningen (*Olesen & Sand-Jensen*, 1993). Detta djup motsvarar ungefär ”secci-djupet”, dvs. det djup där en vit skiva blir synlig från ytan.

Undersökningar av mängden epifyter på ålgräset kan också skattas med hjälp av dykare. Täckningsgraden bestäms säkrast genom bildanalys av fotografier tagna slumpvis inom provtagningsområdet. Graden av påväxt anges på en procentskala i relation till ålgräsets täckningsgrad. Alternativt kan täckningsgraden av epifyter skattas direkt av dykaren på en grövre skala (*Tobiasson*, 2001). Stickprov av ålgräset med epifyter kan samlas in för artbestämning. Metoder för övervakning av högre växter på mjukbotten har utvärderats och testats av *Tobiasson* (2001).

Genomförbarhet

Metoderna har goda förutsättningar att fungera som indikatorer för bevarandestatusen hos ålgräsängar. Över större geografiska skalor kan det dock bli tidskrävande och dyrt att transportera dykare och grundgående båtar. Små områden kan karteras noggrant men om metoderna skall appliceras över större geografiska skalor begränsas provtagningen av logistiska skäl till slumpmässiga stickprov och beskrivningen av den areella fördelningen blir begränsad. Eftersom dykdjupet understiger 6 m bör inte den tillåtna dyktiden vara något problem. Sikten i vattnet och övrig dyksäkerhet kräver att väderförhållandena är goda.

Generalitet i tid och rum

Eftersom ålgräsängarna är belägna djupare än de grunda vikarna blir inte provtagningarna lika känsliga för variationer i fysiska faktorer som var fallet vid kartläggningen av fintrådiga alger i grundområdena. Ålgräsets rotsystem är dessutom fleråriga och mellanårsvariationen kan därför förväntas spegla långsiktiga förändringar i miljön med större säkerhet.

Djuputbredningen av ålgräs förväntas spegla förändringar i ljusförhållanden i vattenmassan. En ny studie som jämför dagens utbredning av ålgräs med historisk data visar dock att en stor andel av ålgräsängarna försvunnit helt (Tabell 1; *Baden et al*, in press). Ingen av de valda indikatorerna för ålgräs fungerar när ålgräsängarna försvunnit. Denna studie jämförde utbredningen av ålgräsängar över en period av ca 20 år. Om provtagningar utförs årligen bör ändå tidiga varningstecken på en tillbakagång av ålgräsängarnas utbredning kunna utläsas.

Graden av påväxt kommer att uppvisa ett säsongsmönster. På våren när ålgräsets nya blad bildas kommer de i stort sett att vara fria från påväxt. Påväxten kan sedan antas öka under sommaren till dess tillväxtförhållandena blir sämre under hösten. En lämplig årstid för provtagningar kan därför vara när de flesta makroalger är som mest välutvecklade under augusti till september.

Tabell 1 Förekomsten av ålgräsängar i kustområden längs svenska Skagerack kusten som en jämförelse mellan provtagningar under 1980-talet och år 2000 (modifierad från *Baden et al*. in press)

Område (kommun)	Karterade ålgräsängar 1980-talet (ha)	Försvunnen area av ålgräs (ha)	Ny area av ålgräs (ha)	Förändring i utbredning (%)	Antal reducerade ålgräsängar	Antalet expanderande ålgräsängar
Strömstad	190	120	37	-44%	12	8
Lysekil	167	76	78	+ 1%	10	8
Uddevalla	384	303	23	-73%	6	1
Stenungsund	290	140	86	-19%	2	1
Kungälv	794	681	33	-82%	20	1

Det kan förväntas finnas en viss korrelation mellan indikatorerna eftersom förändringar i mängden epifyter kommer att leda till förändringar i skuggning av ålgräset. Det innebär

däremot inte att en av indikatorerna är överflödig. Ökad mängd planktoniska mikroalger skulle till exempel minska djuputbredningen av ålgräset men kan samtidigt reducera mängden epifyter genom ljus eller näringsbegränsning. De två indikatorerna skulle följaktligen kunna vara positivt eller negativt korrelerade beroende på om näringsämnen främst kommer det bentiska eller pelagiska systemet tillgodo.

Generalitet för olika trofiska nivåer och organismgrupper

Internationellt finns det ett stort antal undersökningar som visar på skillnader i fauna mellan ålgräsängar och vegetationsfria ytor på motsvarande djup. Denna typ av undersökningar saknas för svenska västkusten. Om största djupet för ålgräsets utbredning förändras behöver det inte betyda att förutsättningarna för andra organismgrupper påverkas i någon större omfattning. Däremot ger det en klar indikation om att ålgräsängarnas yta har förändrats. Förändringar i ålgräsängarnas yta innebär att mängden tillgängligt habitat förändras för de organismer som är beroende av ålgräset, och följaktligen att populationsstorleken hos dessa arter kan komma att ändras. Det är däremot inte känt om några djur eller växtarter är begränsade till ålgräsängarnas djupare delar så att en allt grundare utbredning av ålgräset skulle kunna utgöra ett hot.

Förändringar i mängden epifyter kan antagas ge effekter på alla trofiska nivåer, även om kunskapen om de enskilda arternas respons på epifyter saknas idag. Stor förekomst av epifyter förändrar födoresursen som finns tillgänglig för betare. Epifyterna påverkar även i hög grad komplexiteten i habitatet, vilket kan leda till förändringar i predatorernas förmåga att hitta byten och i bytesorganismernas möjligheter att söka skydd.

Användbarhet i miljöarbetet

Indikatorn djuputbredning av ålgräs kan förväntas ge en god bild av hur vattnets ljusgenomsläpplighet förändras. Ökad mängd näringsämnen leder generellt till ökad mängd planktoniska mikroalger i vattenmassan, vilket minskar vattnets transparens och leder till sämre ljusförhållanden för ålgräset.

Täckningsgraden av epifyter på ålgräset speglar också förändringar i näringsbelastningen. Ökade näringshalter gynnar fintrådiga och snabbväxande alger med hög kapacitet att snabbt ta upp näring. Epifyterna kommer även att skugga ålgräset vilket ger dem ytterligare konkurrensfördelar i eutrofierade områden.

Av ovanstående resonemang framgår att de valda indikatorerna bör kunna ge en god bild av förändringar av näringsbelastningen i kustzonen. Däremot saknas information om hur djur och växtsamhällena i övrigt påverkas.

Fortsatt utvecklingsarbete av indikatorer

Metodik för mätning av indikatorerna

De tre habitat som utvärderats i denna rapport finns alla representerade längs en stor del av svenska västkusten. I många områden avlöser de tre habitaterna varandra i en småskalig mosaik så att exempelvis en grund mjukbotten avgränsas av ålgräsängar och hårbotten. Det är därför av hög prioritet att jämföra indikatorerna från de tre habitaterna. En sådan jämförelse kan ge information om indikatorernas generalitet, men också ge en fingervisning på om någon av indikatorerna reagerar på andra förändringar som sker i ekosystemen.

Flygfotografering har använts framgångsrikt för att övervaka grunda mjukbotten men metoden har ej utvärderats för övriga habitat. Flygfotografering kan om det fungerar ge enkla och kostnadseffektiva mått på geografisk utbredning och förändringar i utbredning av vegetationen i sjögräsängar och på klippbotten. Författarna föreslår att en utvärdering av flygfotografering som metod för övervakning av dessa habitat genomförs snarast möjligt.

Indikatorerna som ett mått på biologisk mångfald

Under arbetet med indikatorer för biologisk mångfald har några frågor kommit upp:

1. Hur kan man koppla nya undersökningar till föreslagna indikatorer för att verifiera deras tillämpbarhet.
2. Finns det bättre och tydligare indikatorer.
3. Hur är kopplingar mellan övergödning och övriga hot mot den biologiska mångfalden i kustzonen.
4. Var är det viktigast att skaffa mer kunskap? Bör hårbotten vara ett prioriterat habitat, eller skall man utveckla de indikatorer där kunskapsläget redan är högt.
5. Hur behandlar man exempelvis fiske som genom sitt stora uttag av predatorer kan ha avsevärd påverkan på hela ekosystemet. Resultatet av att djurarter skördas kan ge ”top-down” effekter på ekosystem när ”topp-predatorer” saknas. Sådana effekter kan liknas vid eller interagera med exempelvis effekter av övergödning.

Redan tidigare i rapporten har det betonats att alla indikatorer måste ses som preliminära. Av frågorna ovan framgår det även att det behövs fortsatt forskning för att utröna vilka förändringar i den biologiska mångfalden som indikatorerna kan detektera. I denna rapport har vi fokuserat på näringsbelastning som hot mot mångfalden. Det är dock även viktigt att i framtiden undersöka vilka andra hot som indikatorerna är känsliga för och

vilka kompletterande indikatorer som skulle behövas för att täcka in andra hotbilder mot den svenska västkusten.

Det nystartade forskningsprogrammet MARBIPP, finansierat av Naturvårdsverket, kommer bl.a. att studera de biotopformande arterna i de tre habitat som föreliggande utredning avser. Projektet har som målsättning att fylla många av de kunskapsluckor som finns angående hur förekomsten av biotopformande vegetation påverkar diversiteten av associerade växter och djur. Dessutom kommer projektet att generera kunskap om hur arter med öppna populationer reagerar på förändringar i miljön. Mer specifikt kommer fragmentering av de biotopformande arterna att studeras genom att använda biotopernas yta, tätheten, och avstånd till närmaste biotop av samma slag som mått. Slutligen kommer projektet att utvärdera biotopformande arters värde som indikatorer på biologisk mångfald, i ljuset av den nya kunskap som kommer fram.

Referenser

- Adolfsson, P., Tunberg, B. G.* (1992). Undersökning av hårbottenfauna kvantitativa och kvalitativa undersökningar av fyra hårbottenlokaler längs Bohusläns kust. Rapport till Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund: 3-25.
- Adolfsson, P., Tunberg, B.* (1994). Undersökning av hårbottenfauna, Kvantitativa undersökningar av tre hårbottenlokaler i Gullmarsfjorden. Rapport till Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län Miljövårdsenheten:3-11.
- Baden, SP.* 1990. The cryptofauna of *Zostera marina* (L.): Abundance, Biomass and population dynamics. *Neth J Sea Res.* 27 (1), 81-92.
- Baden, SP., Pihl, L.* 1984. Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. *Ophelia* 23, 65-90.
- Baden, SP., Boström, CA.* 2001. Review; The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in marine and brackish areas. In: *Reise, K.* (Ed.). *Sandy and Muddy Shores: Ecological Comparisons.* Ecological studies, 151, Springer verlag series. 213-236.
- Baden, SP., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., Rosenberg, R.* (in press) Vanishing Seagrass (*Zostera marina* L.) in Swedish coastal waters. *AMBIO.*
- Berggren, M.*, 1994. Habitat choice of benthic shrimps. PhD thesis, Department of Marine Ecology, Göteborg University.
- Camacho-Sandoval, J., Duque, H.*, 2001. Indicators for biodiversity assessment in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 87:141-150.
- Isaksson I., Pihl, L.*, 1992. Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities. *Neth. J. Sea Res.* 30: 131-140.
- Isaksson I., van Montfrans, J., Pihl, L.*, 1994. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.): a mesocosm experiment. *J. Expr. Mar. Biol. Ecol.* 177: 203-217.
- John, DM, Hawkins, SJ, Price, JH* (eds) 1992. Plant-animal interactions in the marine benthos. The Systematics Association, special volume 46. Clarendon Press, Oxford.
- Karlsson, Jan* (2000) Övervakning av vegetationsklädda hårbotten vid svenska västkusten. Naturvårdsverket.
- Larsson, TB, Esteban, JA.*(eds) 1999. Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the convention on biological diversity – CBD. Report from expert meeting and electronic conference.
- Loo, LO, Persson, LE, Samuelsson, K.* 2001. Inventering av marin natur: metoder för svenska havsområden. Naturvårdsverket, rapport 5162.
- Lundälv, T., Larsson, C., Axelsson, L.* 1986. Long-term trends in algal-dominated rocky subtidal communities on the Swedish west coast. *Hydrobiologia* 142: 81-95.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M.* 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* L. since 1940's indicates eutrophication of the Baltic sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 1-8.

- Loo, Lars-Ove, Persson, Lars-Eric, Samuelsson, Kristina* (2001) Inventering av marin natur: metoder för svenska havsområden. Naturvårdsverkets förlag, Rapport 5162.
- Moksnes, P.-O., Pihl, L.* (1995) Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottenområden i Göteborgs och Bohus län. Rapport till Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län.
- Möller P.* 1986. Physical factors and biological interactions regulating infauna in shallow boreal areas. Mar. Ecol. Prog. Ser 30: 33-47.
- Möller, P., Pihl, L., Rosenberg, R.* (1985). Fisk och bottendjur i grundområden i Bohuslän och Halland. I: Biologisk värdering av grunda svenska havsområden (Red: R. Rosenberg) SNV PM 1911.
- Mumby, PJ, Green EP, Edwards AJ, Clark CD* (1997) Measurement of seagrass standing crop using satellite and digital airborne remote sensing. Mar Ecol Prog Ser 159:51-60.
- Olesen B, Sand-Jensen K* (1993). Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. Mar Ecol Prog Ser 94:91-99.
- Ostenfeld.* 1908. Ålegræssets (*Zostera marinas*) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.
- Pihl L.* 1982. Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. Neth. J. Sea Res. 15:419-432.
- Pihl L.* 1985. Mobile epibenthic population dynamics, production, food selection and consumption on shallow marine soft bottoms, western Sweden. Ph. D. Thesis, Göteborg University, Sweden.
- Pihl L.* 1986. Exposure, vegetation and sediment as primary factors for mobile epibenthic faunal community structure and production in shallow marine soft bottom areas. Neth. J. Sea Res. 20:75-83.
- Pihl L, Rosenberg R.* 1982. Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. J. Expr. Mar. Biol. Ecol. 57:273-301.
- Pihl L, Wennhage H and Nilsson S.* 1994. Fish assemblage structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and softbottom habitats. Environmental Biology of Fishes, 39:271-288.
- Pihl L, Isaksson I, Wennhage H and Moksnes P-O.* 1995. Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. Neth. J Aquat. Ecol. 29: 349-358.
- Pihl L, Magnusson G, Isaksson I, Wallentinus I.* 1996. Distribution and growth dynamics of ephemeral macroalgae in shallow bays on the Swedish west coast. J Sea Res 35: 169-180.
- Pihl L, Svenson A, Moksnes P-O and Wennhage H.* 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. J. Sea Res. 41, 281-294.
- Salomon AK, Ruesink JL, Semmens BX, Paine RT.* 2001. Incorporating human and ecological communities in marine conservation: an alternative to Zacharias and Roff. Cons. Biol. 15: 1452-1458.
- Sundbäck K, Jönsson B, Nilsson P, Lindström I.* 1990. Impact of accumulating drifting macroalgae on a shallow-water sediment system: an experimental study. Mar. Ecol. Prog. Ser. 58: 261-274.

- Svensson A, Pihl L.* 2000. Biologisk undersökning av grunda havsvikar – effekter av fintrådiga alger och skörd. Slutrapport till EU-life projekt.
- Thomasson M.* 1997. Mobile epifauna: a quantitative study regarding composition, zonation and temporal changes on a vertical rocky bottom in Gullmarsfjorden, western Sweden. MS-thesis, Göteborg University.
- Tobiasson S.* 2001. Utveckling av metod för övervakning av högre växter på grunda vegetationsklädda mjukbottnar. Länsstyrelsen i Blekinge län, Rapport 2000:1.
- Wallentinus I.* 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Mar. Biol.* 80: 215-225.
- Wennhage H, Pihl L.* 1994. Substratum selection by juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.): impact of benthic microalgae and filamentous macroalgae. *Neth. J. Sea Res.* 32: 343-351.
- Zacharias MA, Roff JC.* 2000. A hierarchical ecological approach to conserving marine biodiversity. *Cons. Biol.* 14: 1327-1334.
- Österling M, Pihl L.* 2001. Effects of filamentous green algal mats on benthic macrofaunal functional feeding groups. *J. Expr. Mar. Biol. Ecol.* 263:159-183.

Förslag till indikatorer för biologisk mångfald i vatten

Nya indikatorer för biologisk mångfald behövs för en fullgod uppföljning av miljökvalitetsmålen "Levande sjöar och vattendrag" och "Hav i balans samt levande kust och skärgård". Denna rapport beskriver hur habitat och vegetationstyper skulle kunna användas som indikatorer. Bland förslagen märks förekomst och omfattning av fem sjöhabitat, och i marin miljö utbredning av bl.a. blåstång, ålgräs och fintrådiga alger. Rapporten består av tre olika studier som gjorts av Uppsala, Stockholms och Göteborgs universitet.

ISBN 91-620-5257-8

ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET