



# Utbredning av blås- och sågtång i Kalmar och Blekinge län: utvärdering och kvalitetssäkring av regionala data



LÄNSSTYRELSEN  
BLEKINGE LÄN



HÖGSKOLAN  
KALMAR



LÄNSSTYRELSEN  
KALMAR LÄN

## **Den regionala miljöövervakningen 2002**

**Titel:** Utbredning av blås- och sågtång i Kalmar och Blekinge län: utvärdering och kvalitetssäkring av regionala data

Temporal and geographical patterns of Distribution of the brown macroalgae *Fucus vesiculosus* and *Fucus serratus* in the counties of Kalmar and Blekinge, SE Sweden. Evaluation of long-term field data from the regional environmental monitoring.

**Författare:** Roland Engkvist, Jonas Nilsson och Stefan Tobiasson, institutionen för biologi och miljövetenskap, Högskolan i Kalmar

**Uppdragsgivare:** Miljöövervakningen, länsstyrelsen i Kalmar län och Blekinge län

**Kontaktpersoner:** Anders Johansson, länsstyrelsen i Kalmar län  
Ingemar Andersson, länsstyrelsen i Blekinge län

**Beställningsadress:** Länsstyrelsen i Kalmar län  
Miljöenheten  
391 86 Kalmar  
Tel: 0480 - 821 95  
Fax: 0480 - 821 53  
Internet-hemsida: <http://www.h.lst.se>

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

**ISSN:** 0348-8748

**Meddelande nr:** 2002:10

**Dnr:** 238-10306-00 (Lst Kalmar län)  
502-2634-02 (Lst Blekinge län)

**Framsida:** Fucussamhälle vid Vångsö i Ronneby kommun, Blekinge län.

Foto: Jonas Nilsson

**Tryck:** Länsstyrelsen i Kalmar län tryckeri, Kalmar.

**Upplaga:** 60 ex

Utbredning av blås- och sågtång  
i Kalmar och Blekinge län:  
utvärdering och kvalitetssäkring av  
regionala data

Temporal and geographical  
patterns of Distribution of the  
brown macroalgae *Fucus*  
*vesiculosus* and *Fucus serratus* in  
the counties of Kalmar and  
Blekinge, SE Sweden.

Evaluation of long-term field data from  
the regional environmental monitoring.

Roland Engkvist  
Jonas Nilsson  
Stefan Tobiasson

# FÖRORD

2002-04-18

I de regionala miljöövervakningsprogrammen i Blekinge och i Kalmar län ingår studier av hårbottensamhället som en undersökningstyp. Nyckelorganismer på dessa hårbottnar är blås- och sågtång. I tången och i anslutning till tångbältena lever ett stort antal organismer som tillsammans utgör ett av Östersjöns artrikaste biotoper. Hoten mot tångbältena består av övergödning men även förändringar av fiskbestånden anses få effekter på tångsamhällena.

Föreliggande rapport har två syften. Dels görs en bedömning av hur representativa de provtagningsstationer är som ingår i miljöövervakningsprogrammen, vilket innebär en kvalitets-säkring av programmen. Dessutom utvärderas förändringar över tiden av tångens täckningsgrad och djuputbredning.

Studien har finansierats med medel från svensk miljöövervakning och har tillkommit på initiativ av länsstyrelserna i Blekinge och Kalmar län. Delar av underlagsmaterialet har tagits fram av Ingemar Andersson vid Länsstyrelsen i Blekinge län och undertecknad, Anders Johansson vid Länsstyrelsen i Kalmar län.

Rapporten har sammanställts av Roland Engkvist, Jonas Nilsson och Stefan Tobiasson vid Högskolan i Kalmar. Författarna svarar själva för de bedömningar och slutsatser som framförs i rapporten och kan inte åberopas som länsstyrelsernas ställningstagande.

Rapporten har tillkommit tack vare ett engagerat arbete hos samtliga inblandade i projektet, vilka härmed tackas.

*Anders Johansson*

# Innehållsförteckning

<b>Abstract</b>	7
<b>Sammanfattning</b>	9
<b>Inledning</b>	10
<b>Material och metoder</b>	11
<i>Områdesbeskrivning</i>	11
<i>Fältstudier</i>	11
<i>Kategorisering av lokaler</i>	12
<i>Databearbetning</i>	12
Variabler	12
Statistik	13
<b>Resultat och diskussion</b>	13
<i>Blekinge län</i>	13
Ordinarie lokaler	13
<i>Förändringar över tiden vid varje enskild lokal</i>	13
<i>Förändringar över tiden vid flera lokaler samtidigt, storskalig utveckling</i>	15
Återbesökslokaler	15
<i>Exponerade gentemot skyddade lokaler</i>	15
Områdesvisa observationer	16
Summering	17
<i>Kalmar län</i>	17
Ordinarie lokaler	17
<i>Förändringar över tiden vid varje enskild lokal</i>	17
<i>Förändringar över tiden vid flera lokaler samtidigt, storskalig utveckling</i>	18
Återbesökslokaler	20
Områdesvisa observationer	20
Summering	24
<b>Sammanfattande kommentarer</b>	24
Stokastiska effekter och beroenden	24
Besöksfrekvens	25
Analys av storskaliga skeenden	25
Tångbältenas dynamik och roll i Östersjön	26
Slutkommentar	27
<b>Referenser</b>	27
<b>Bilagor</b>	31



## Abstract

This work was initiated and financed by the county councils of Blekinge and Kalmar.

The wrack communities of SE Sweden are studied within environmental monitoring programmes, mostly on a yearly basis, by scuba technique at a number of fixed sites. The northern part of the area (County of Kalmar) has been studied since 1984 and the southern part (County of Blekinge) since 1990.

The aim of this work is to describe the temporal and spatial patterns of distribution of two macroalgae species during the period 1984-2000, and to evaluate to what extent data from the environmental monitoring programmes are representative to surrounding coastal areas. To make inferences more valid a number of sites, that had been visited only occasionally before, were revisited in 2000.

The area has not been subject to any known major point pollution event during the investigated period.

Sites protected from heavy wave action showed a consistent temporal and geographical pattern of wrack distribution over the whole area (scale: hundreds of kilometres of coastline). During the 1980:s depth penetration and density of wrack increased. Around 1990 the development turned negative and around 1997 many sites were almost devoid of wrack. In the last or the last two years of the period the development turned again and the wrack tended to increase both in density and in depth distribution. The distribution was again quite similar to what it was at the beginning of the period.

Sites subject to heavy wave action lost their *Fucus*-communities almost without exception at the beginning of the 1990:s, showing no tendency of recovery at the end of the period. Such sites are at hand only in the southern part of the area where the cost is shallow and subject to winds from east over south to south west. The shallow coastline has vast areas of substrate suitable for wrack growth. This means that tenth of square kilometres of wrack has disappeared. The described pattern is consistent over a scale of hundreds of kilometres.

The revisited sites showed patterns seemingly congruent with the patterns observed at the fixed sites and consequently, the results from the fixed sites seemed to be representative of surrounding areas.

The recovery of mainly *Fucus vesiculosus* in wave-protected areas may be correlated to a slightly lowered nutrient content of the surface water, even though it seems to be an unlikely causal connection. The disappearance of *Fucus* spp in the wave-exposed area is easier to understand in the context of continued eutrophication effects. Mass occurrences of filamentous algae growing both as epiphytes and on the substrate, combined with grazing effects from invertebrates, could effectively prevent rejuvenation of the *Fucus* spp community.





## Sammanfattning

Tångsamhällena i sydöstra Sverige följs inom den regionala recipientkontrollen genom regelbundna besök av dykare på ett antal fasta lokaler. I Kalmar län besöks lokalerna en gång om året sedan 1980-talets början, i Blekinge län minst vartannat år sedan 1990. År 2000 återbesöktes ett stort antal extra lokaler som tidigare endast besökts vid enstaka tillfällen i samband med andra miljöundersökningar. Målet med denna rapport är att beskriva utvecklingen av blås- och sågtångens utbredning i länen samt att utvärdera om data från recipientkontrollen är representativ för omgivande kustområden.

Vid de ordinarie lokalerna i Blekinge utvecklades tången olika i vågexponerade lägen och i skyddade lägen. Vågexponerade lokaler hade förlorat kring 90 % av sina tångbestånd sedan 1990, medan skyddade lokaler var oförändrade eller hade återhämtat sig efter en nedgång under mitten av 1990-talet. Återbesökslokalerna visade mönster som stödjer observationerna vid de ordinarie lokalerna. Undantag fanns i Ronnebyfjärden där skyddade lokaler hade förlorat tång. Sammanfattningsvis kan sägas att hela den vågexponerade delen av Blekinges kust förlorat blås- och sågtång över mycket stora ytor.

I Kalmar län förekommer bara undantagsvis lokaler med vågexponerade lägen. Samtliga ordinarie lokaler har därför analyserats tillsammans för att visa på eventuella storskaliga förändringar. Sammanfattningsvis ökade tången vid de ordinarie lokalerna under 1980-talet för att sedan minska drastiskt fram till andra halvan av 1990-talet. En återhämtning påbörjades 1999-2000 och i många fall hade lokalerna 2000 en tångstatus som 1984. Utvecklingen kan beskrivas som näst intill cyklisk. Resultaten från återbesökslokalerna stödde också här hypotesen att de ordinarie lokalerna beskrev situationen i omgivande kustområden. Återbesöksstationerna var relativt oförändrade jämfört med tidigare besök kring 1984 och kring 1990.

För både Blekinge och Kalmar gäller att vi inte kan uttala oss om hur utvecklingen varit mellan besöken vid återbesökslokalerna. Den cykliska utvecklingen vid Kalmar läns ordinarie lokaler visar att man behöver täta observationer för att kunna få fram en förklaringsmodell till dynamiken i tångsamhällena.

Övergödning kan ingå i en enkel förklaringsmodell för utvecklingen i Blekinge, åtminstone i de delar där tången försvann. Det är dock svårare att se sådana enkla samband i Kalmar län. Våra kunskaper om övergödningens effekter i kustområden ökar dock efterhand. Det är sannolikt att flera faktorer, såsom vågexponering, ändringar i fiskbestånd och ändringar i betestryck, interagerar med övergödningseffekter.

## Inledning

Endast ett fåtal fleråriga makroalger har lyckats anpassa sig till Östersjöns låga salt-halt. Blåstång (*Fucus vesiculosus* L.) och sågtång (*Fucus serratus* L.) är de enda stora brunalger som har kunnat etablera sig i Östersjön i någon större omfattning. Blåstång finner man upp till södra Bottenviken (Kautsky m.fl. 1992, Kautsky 1995). Sågtång förekommer inte alls lika långt norrut utan stannar i mellersta Östersjön (Malm m.fl. 2001). Dessa två arter har en förmåga att var för sig, eller ibland tillsammans, täcka stora ytor på grunda sten- och klippbottnar. I och kring dessa tångbälten finner vi Östersjöns artrikaste växt- och djursamhälle (t.ex. Haage 1976, Jansson & Kautsky 1977, Kangas m.fl. 1982, Kautsky m.fl. 1992). Runt om i europeiska kustvatten, t. ex. i Östersjön, har man noterat en minskning av fleråriga makroalger där bland annat blåstång verkar vara särskilt sårbar (översikt av Schramm 1996).

I Östersjön anses övergödningen vara ett av de allvarligaste miljöproblemen. Sedan början av 1900-talet har utsläppen av kväve och fosfor ökat 4 respektive 8 gånger (Larsson m.fl. 1985). Studier i eutrofierade kustområden runt om i Östersjön visar på stora förändringar på de strandnära hårdbottnarna. Fleråriga makroalger som t.ex. blåstång har minskat sin utbredning samtidigt som ettåriga fintrådiga alger har ökat (Kangas m.fl. 1982, Plinski & Florczyk 1984, Vogt & Schramm 1991, Kruk-Dowgiallo 1995, Eriksson m.fl. 1998). Blåstångsamhällen i Östersjön har försvunnit från stora områden som påverkats av utsläpp från massaindustrin (Lindvall 1984, Kautsky 1988) men även från eutrofierade kustområden som t.ex. Stockholms skärgård (Lenmark & Strömberg 1990). I slutet av 70-talet och i början av 80-talet försvann blåstång från stora ytor i sydvästra (Mäkinen m.fl. 1984, Rönnberg 1984) och södra Finlands kustvatten (Kangas m.fl. 1982). En omfattande kartläggning i Skärgårdshavet har visat att

blåstången minskat kraftigt under 1990-talets senare del (muntligen, O. Rönnberg). I Öregrundskärgård har blåstångsbältets nedre växtgräns flyttats upp med ungefär 3 meter mellan 1940- och 1980-talet (Kautsky m.fl. 1986). En förnyad undersökning i samma område visar dock att det inte skett någon ytterligare försämring (Eriksson m.fl. 1998). I dagsläget saknas det dokumentation om eventuella förändringar i sågtångens utbredning i Östersjön.

Blåstången kan antingen försvinna snabbt t.ex. vid utsläpp (Lindblad m.fl. 1989, Kautsky & Foberg 1990) och vid kraftig betning (Engkvist m.fl. 2000) eller långsamt t.ex. i övergödda områden (Kautsky 1974, Wallentinus 1976, 1979). I det senare fallet skuggas blåstången av fintrådiga alger, som har ett mer effektivt näringsupptag samtidigt som en ökad sedimentation försvårar nyrekryteringen (Berger m.fl. 2002). Även i områden som inte direkt påverkas av gödande utsläpp som t.ex. i Asköområdet har blåstången minskat medan blåmusslor och fintrådiga brunalger som *Pilayella* sp. och *Ectocarpus* sp. har ökat (Kautsky m.fl. 1992). När dessa snabbväxande fintrådiga alger har fått fäste och täcker botten kan de hindra nyrekryteringen av nya blåstångplantor, som är beroende av att de befruktade äggen kan fästa på en hård yta (Andersson m.fl. 1994).

Det finns emellertid också exempel på att blåstångsamhället återhämtat sig, som i de yttre delarna av Stockholms skärgård och över stora ytor längs med den finska kusten (Kangas & Niemi 1985, Rönnberg m.fl. 1985). Utanför Mönsterås bruk i Kalmar-sund har motsvarande återhämtning inte ägt rum. Undersökningar i området tyder på att återetablering av blåstång är en långsam process och att betande evertebrater kan hindra eller fördröja en återetablering (Nilsson m.fl. 2001).

Struktureringen av växt- och djursamhällen på marina klippbottnar har kopplats till

både fysikaliska (t.ex. Underwood 1981) och biologiska faktorer (Fredriksen m.fl. 1995, Chapman 1995) eller till en kombination av dessa (Lotze 1998, Menge 2000). Struktureringen av blåstångssamhällena i Östersjön har huvudsakligen kopplats till abiotiska faktorer som djup och bottenotyp (Kautsky & van der Maarel 1990), salthalt (Bäck m.fl. 1992), exponeringsgrad (Kiirikki 1996) och övergödning (Kautsky 1991, Schramm 1996) men nyligen har även biologiska interaktioner visat sig vara av betydelse (Malm m.fl. 1999, Worm m.fl. 1999, Engkvist m.fl. 2000).

Biologiska faktorer som strukturerande av växt- och djursamhällen har inte ansetts vara lika viktiga i Östersjön eftersom detta är ett ungt hav med få arter (Jansson 1978). Betning på blåstång, framför allt av tånggråsuggan *Idotea baltica* har dock funnits vara av betydelse när tången försvann i Finland (Kangas m.fl. 1982), men även i Danska Isefjord (Rasmussen 1973) och i Kielbukten där den minskade till förmån för *Fucus evanescens* (Schaffelke m.fl. 1995). Samband mellan förekomst av *Idotea baltica* och tångens tillbakagång i Kalmar län har registrerats (Tobiasson m.fl. 1992, Engkvist m.fl. 2000).

Detta projekt initierades i samverkan med länsstyrelserna i Blekinge och Kalmar län och finansierades av Naturvårdsverket. Projektet syftar till att utvärdera och beskriva utvecklingen av blås- och sågtångens utbredning i länen framförallt utifrån det regionala hotet övergödning, samt testa i vilken utsträckning data från den samordnade recipientkontrollen är representativ för länens kuststräckor. I projektet ingår att utvärdera data från de samordnade kontrollprogrammen, både temporalt och spatalt, samt att jämföra resultaten mot data från lokaler som inte omfattas av någon recipientkontroll eller miljöövervakning t.ex. lokaler som har besökts i samband med miljökonsekvensbeskrivningar,

förstudier till fiskodlingar, utbildningsverksamhet, inventeringar etc.

## Material och metoder

### *Områdesbeskrivning*

I Blekinge och Kalmar län utgörs östersjökusten till största delen av skärgård och öppna moränkuster. Klippbottnar, dvs strandnära botten av sten, block eller håll, främst av urberg men även av sedimentära bergarter, är en allmän bottenotyp i regionen. Det är stora kontraster i algfloran mellan klippbottenarna i innerskärgården respektive ytterskärgården. I innerskärgården dominerar ofta en trådalgsvegetation av grön- och brunalger, blåstången är förhållandevis mer täckt av trådalger, blåstångsbältena sträcker sig inte lika djupt ner och ett välutvecklat rödalgsbälte förekommer sällan. Bottenen är ibland redan från någon eller ett par meters djup täckt av slam. I innerskärgården övergår klippbotten oftast i en mjukbotten medan den i ytterskärgården vanligtvis övergår i en sand- eller grusbotten. I ytterskärgården finner vi ofta ett välutvecklat rödalgsbälte från 3-4 meters djup och där substrat finns sträcker sig detta ner till åtminstone 15 meters djup.

### *Fältstudier*

I Kalmar län har 27 och i Blekinge län 13 ordinarie hårbottenlokaler besökts under perioden (besöksår och frekvens framgår av bilaga 1). Lokalerna är placerade både i inner- och ytterskärgård och mot alla väderstreck. Under hösten 2000 återbesöktes dessutom 60 lokaler i Kalmar län och 30 lokaler i Blekinge. Dessutom återbesöktes 2 lokaler i Kalmar län under 2001. När och av vem dessa lokaler hade besökts tidigare, lokalernas geografiska placering och position (WGS 84) och förkortningar av lokalnamn som använts i figurer och tabeller framgår av bilaga 2.

Provtagningen, som är en modifierad variant av BIN V R112-113 genomfördes

under hösten, huvudsakligen under september och oktober (Naturvårdsverket 1986). På varje lokal lades en profil ut genom att fästa ett måttband vid en fixpunkt i medelvattenlinjen. Profilen sträckte sig ned till det djup där hårbotten övergick till mjukbotten. På några lokaler där bottenlutningen är flack lades måttbandet ut till 100 meter och längre ut gjordes stickprover för att konstatera djupaste tångförekomst mm. Bottenlutningen i hela profilen bestämdes genom att kontinuerligt mäta vattendjup med en digital djupmätare (märke Alladin) och avstånd med måttband. Uppmätt djup korrigerades för medelvattenstånd med information från SMHI:s närmsta lokal. Korrigeringar för lokala variationer i vattenstånd gjordes med hjälp av måttbandet.

Samtliga observationer och bedömningar gjordes i en tänkt korridor på 3-5 m bredd åt vardera håll från måttbandet, beroende på siktdjupet vid dyktillfället. Blås- och sågtångens täckning bedömdes enligt en 7-gradig skala; 0,5,10,25,50,75 och 100%. I profilen noterades övre och undre gräns för kontinuerligt tångbälte. Kontinuerligt tångbälte definierades som en täckning av 25% eller mer. Den undre gränsen för djupast stående tångplanta noterades. Vid återbesökslokalerna användes inte måttband.

### ***Kategorisering av lokaler***

Vågexponering är en strukturerande faktor som påverkar både växtsamhället och djursamhället (Kautsky m.fl. 1992 och Kiiriki 1996 för Östersjön, Menge 1978 och Paine 1992 för tidvattenspåverkade områden.). I analyserna har därför lokalerna i Blekinge kategoriserats i 3 klasser; 1: Skyddade; lokaler som har mindre än 1 km öppen vattenyta till närmaste möjliga lovartsland så att de är helt skyddade mot havssjö. 2: Halvexponerade; lokaler som inte har direkt anslutning till öppet hav, skyddade av en udde eller mindre ö från direkt kontakt med havssjö. Dyrning påverkar dessa lokaler. 3: Vågexponerade; lokaler som inte skyddas av grund eller öar

från kontakt med öppna Östersjön, dvs de är exponerade för havssjö huvudsakligen från riktningar mellan ost och sydväst. Graderingen kan närmast jämföras med begreppet "fetch" (Håkansson och Rosenberg 1985), där skyddade lokaler skulle få värden kring 6, halvexponerade kring 20 och vågexponerade >100.

### ***Databearbetning***

#### **Variabler**

Ur ovanstående basdata har vi lyft fram några variabler som beskriver utvecklingen i tångregionen. För varje ordinarie lokal noterades och beräknades:

- "Tångbältets utbredning i djupled". Undre djupgräns för bältet minus övre djupgräns för bältet, så att ett bälte som upphört erhåller värdet 0).
- "Tångens täckning på 1 meters djup". Tångens täckning i procent av substratet på 1 m djup.
- "Undre gräns för tången". Djupet för djupast stående tångplanta.
- "Tångens täckningsindex". Beräknas så att längden på ett intervall med viss täckning multiplicerades med täckningen (ex 6 meter \* 0,5 (50% täckning) = 3,0). Index för samtliga intervall summerades ihop för att få ett täckningsindex för hela lokalen. Tångens täckningsindex har hög upplösning, dvs. det är inte beroende av ett tångbälte som plötsligt börjar först vid 25% täckning. Man får istället ett mått på hur mycket tång som finns i hela den aktuella profilen.

Dessa variabler är korrelerade med varandra, men samtliga används ändå eftersom de i skiftande grad är använda för de äldre data (återbesökslokaler) vi jämfört med.

## Statistik

För statistiken har programvara från SPSS och Statistica använts. Analys av regional flerårsutveckling har gjorts med s.k. upprepad mätning (ANOVA) på flera ordinarie lokaler samtidigt. Post hoc test enligt Tukey har använts för att peka ut mellan vilka år eventuella förändringar uppstått. För att upprepad mätning skall kunna användas måste data uppfylla kravet på "sphericity". Data får ej vara korrelerade mellan lokaler och mellan mättillfällena. Detta är svårt att uppfylla när man gör flera mätningar på samma individ och på grupper av individer som utvecklas parallellt. I de fall kraven enligt ovan inte kunnat uppfyllas har data korrigerats enligt Greenhouse & Geisser (1959). I de fall data korrigerades har post hoc test ej kunnat utföras. Blåstångens utveckling vid enskilda ordinarie lokaler har analyserats över tiden med linjär regression och kurvanpassning.

Blåstångens utveckling mellan två besök vid grupper av återbesökslokaler har analyserats med t-test för beroende prover. Lokaler och områden som nämns i texten återfinns i bilaga 2 samt i kartmaterialet i bilaga 3.

## Resultat och diskussion

### Blekinge Län

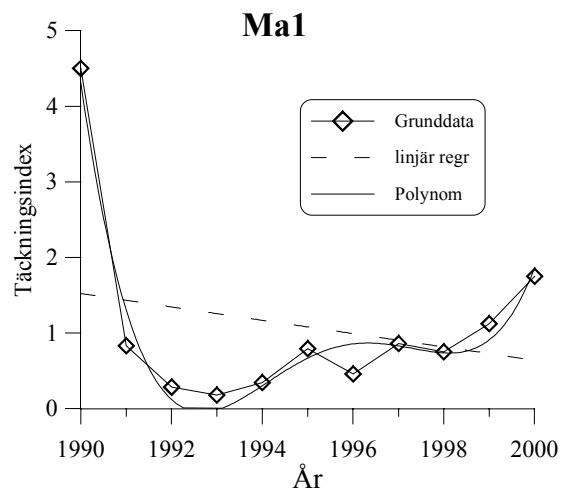
#### Ordinarie lokaler

#### Förändringar över tiden vid varje enskild lokal

Lokalerna beskrivs i bilaga 1. Deras lägen återfinns i kartorna 8-11 (bilaga 3). Utvecklingen vid respektive lokal har bedömts med linjär regression och med kurvanpassning. Resultat från regressionsanalys för variabeln "Tångens täckningsindex" visas i Tabell 1.

Tabell 1. Regressionsanalys för Tångens täckningsindex vid hårbottenlokalerna i Blekinge över åren 1990-2000. Ma5, Ma8 och Ma10 har saknat tång nästan alla år och kunde därför inte analyseras. Vissa lokaler har inte provtagits under hela perioden. Minskningar kan utläsas för lokalerna Ma4, Ma6, Ma7, Ma11 och Ma15, som samtliga är vågexponerade lokaler. Vågexponering enligt materiel och metoder. Stand  $\beta$  anger förändringens riktning,  $R^2$  är regressionens förklaringsgrad.

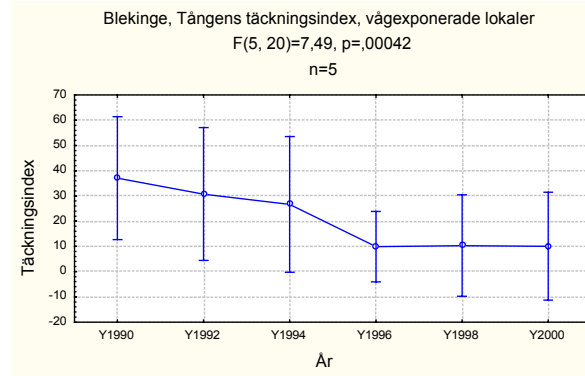
Lokal	Exp.	St $\beta$	$R^2$	p	n
Ma1	1	-0,24	-0,05	0,476	11
Ma2	1	0,04	-0,11	0,216	11
Ma3	1	0,28	0,08	0,540	7
Ma4	3	-0,94	0,85	<b>0,002</b>	7
Ma6	3	-0,95	0,88	<b>0,001</b>	7
Ma7	3	-0,83	0,66	<b>0,001</b>	11
Ma9	3	-0,62	0,38	<b>0,043</b>	11
Ma11	3	-0,93	0,85	<b>0,001</b>	11
Ma15	3	-0,83	0,61	<b>0,041</b>	6



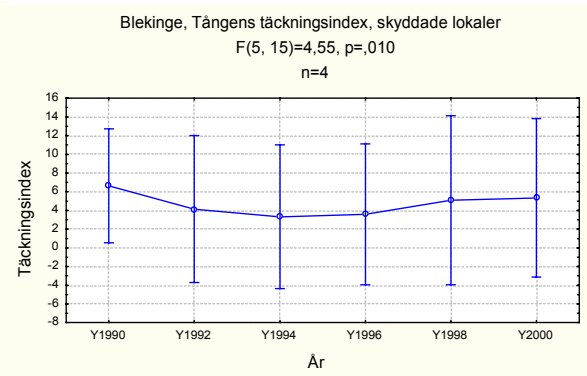
Figur 1. Utveckling av Tångens täckningsindex för blåstång vid lokalen Ma1 i östra Blekinge mellan åren 1990-2000. Förklaringsgraden ( $R^2$ ) för linjär anpassning är 0,058 och för anpassad fjärdegradsfunktion (polynom) 0,96.

Regressionsanalys för de tre övriga variabelerna ger ett resultat i stort överensstämmande med resultatet för täckningsindex se bilaga 4. Tångens täckningsindex minskade vid alla de vågexponerade lokalerna. De skyddade lokalerna var antingen oförändrade eller hade påbörjat en återhämtning av förlorad tång. I figur ett visas ett exempel på skillnad i förklaringsgrad mellan linjär regression och kurvanpassning vid Ma1, en av de skyddade lokalerna.

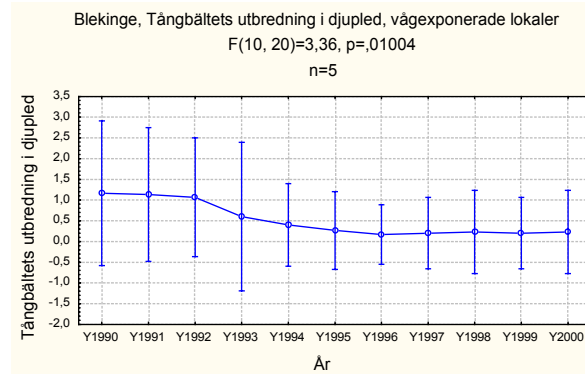
a) 1.



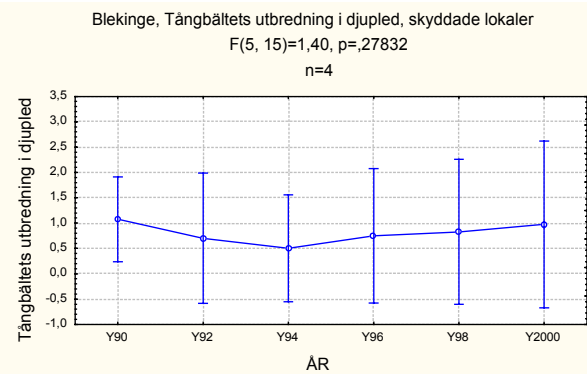
2.



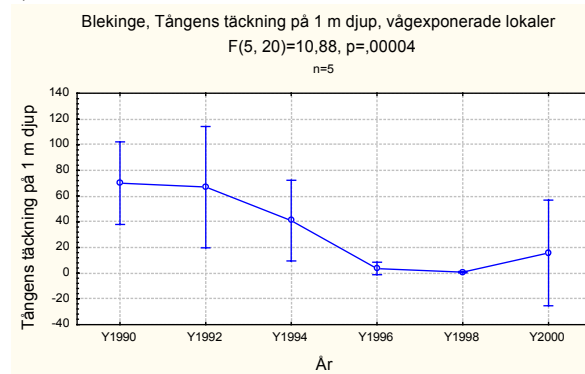
b) 1.



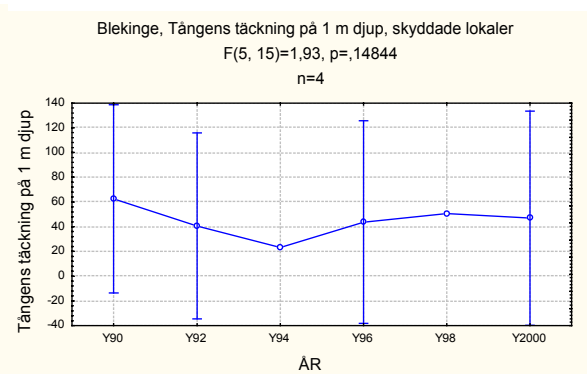
2.



c) 1.



2.



Figur 2. Medelvärden  $\pm 2,3$  SE vid upprepad mätning för lokaler i Blekinge. Endast vartannat år är med pga. att vissa lokaler saknar data däremellan. Observera att spridningsmättet inte ger någon ledning om signifikansen i testet vid denna typ av ANOVA utan istället bara en information om hur lokalerna sprider sig vid varje mättillfälle (år).

- a) Tångens täckningsindex vid 1: vågexponerade lokaler och 2: skyddade lokaler. Observera de olika skalorna på y-axlarna
- b) Tångbältets utbredning i djupled vid 1: vågexponerade lokaler och 2: skyddade lokaler
- c) Tångens täckning på 1 m djup vid 1: vågexponerade lokaler och 2: skyddade lokaler

### ***Förändringar över tiden vid flera lokaler samtidigt, storskalig utveckling***

Regressionsanalysen visar att enskilda våg-exponerade lokaler utvecklades annorlunda än enskilda skyddade lokaler. Här analyseras därför exponerade och skyddade lokaler var för sig. Analysmetoden är genomgående upprepad mätning (ANOVA).

#### *Tångens täckningsindex*

Tångens täckningsindex minskade vid de exponerade lokalerna (fig. 2. a 1,  $p < 0,001$ ). Perioden 1990-1992 fanns det mer tång än perioden 1996-2000 (Tukey,  $p < 0,05$ ). Vid de skyddade lokalerna (fig. 2. a 2) minskade index mellan 1990 och perioden 1994-1996 (Tukey,  $p < 0,03$ ), men det var ingen skillnad mellan 1990 och perioden 1998-2000. En illustration till förändringen i tångförekomst vid de vågexponerade lokalerna kan fås genom att jämföra mängden tång 1990 och 2000. Medelvärde vid de 5 exponerade lokalerna minskade från  $37,1 \pm 8,8$  (SE) till  $10,1 \pm 7,71$  (SE) (parvis t-test  $p < 0,05$ ), vilket blir en minskning med 73%. Tar man bort Ma9, den enda exponerade lokalen med kvarvarande tång, blir minskningen istället från  $34,4 \pm 10,8$  (SE) till  $2,4 \pm 1,06$  (SE) (parvis t-test  $p < 0,05$ ). Dessa sannolikt mer representativa siffror innebär att tången minskat med 93 % i vågexponerade lägen.

#### *Tångbältets utbredning i djupled*

Även Tångbältets utbredning i djupled ("Bältet") minskade vid de exponerade lokalerna ( $p < 0,030$ , fig. 2. b 1), då alla dessa utom en (Ma9) förlorade sina tångbälten. Tukeys post hoc test har dock inte tillräcklig styrka för att visa mellan vilka år det var förändringar ( $p > 0,08$ ). De skyddade lokalerna var oförändrade (fig. 2. b 2).

#### *Tångens täckning på 1 m djup*

Tångens täckning på 1 m djup minskade vid de vågexponerade lokalerna ( $p < 0,001$ , fig. 2. c 1). Perioden 1990-1992 hade tången större täckning än perioden 1996-2000

(Tukey  $p < 0,05$ ). De skyddade lokalerna förändrades däremot inte (fig. 2. c 2).

#### *Undre gräns för tången*

Undre gräns för djupast växande planta förändrades inte för någon konstellation ( $p > 0,32$ ). Variabeln undre gräns för tången är problematisk. Vid de exponerade lokalerna förekommer lämpligt substrat fläckvis ner till stora djup och över stora ytor. Det kan då vara svårt att med vanlig dykning säkert konstatera hur det är med djuputbredningen. För skyddade lokaler, vilka ofta har korta, branta profiler som övergår i mjukbotten, kan det vara lättare att hitta den djupast stående plantan.

### **Återbesökslokaler**

#### ***Exponerade gentemot skyddade lokaler***

#### *Tångbältets utbredning djupled*

För de vågexponerade återbesökslokalerna utanför Ronneby, Saltärna, Ö Björkskär och Gåsfeten (BH1, BH4 och BH5), minskade bältet i genomsnitt från 5,3 m till 0,5 m (bilaga 10, parvis t-test,  $p = 0,02$ ), vilket alltså blir signifikant trots att bara 3 lokaler använts i testet. Tar man med även de exponerade lokalerna i Karlshamnsområdet, Bockö och Tärnö/Joggesö (BH6 och FD) blir resultatet detsamma ( $p = 0,012$ ). Skyddade lokaler ( $n = 19$ ) hade oförändrat tångbälte (parvis t-test,  $p = 0,77$ ). Problematiskt är att tidpunkten för första besöket varierade mellan lokalerna. Variationer över tiden som kan urskiljas vid de ordinarie lokalerna kan här istället störa resultatet.

#### *Tångens täckning på 1 m djup*

Vid de skyddade lokalerna ( $n = 19$ ) var täckningen oförändrad (bilaga 10, parvis t-test,  $p = 0,066$ ). Tendensen var ökande (medelvärdet ökade från 56% till 76%). Vid de exponerade lokalerna kunde ingen förändring detekteras (parvis t-test  $p = 0,087$ ) då 2 av lokalerna hade 100 % täckning på 1 m djup vid båda mätningarna medan övriga 3 minskade från minst 50% täckning till 0 (se grunddata i bilaga 1). Sådan variation

är svår att hantera vid statistisk bearbetning.

#### *Undre gräns för tången*

Vid de skyddade lokalerna (n=19) förändrades inte undre gränsen för tångens djuputbredning (bilaga 10, t-test,  $p=0,99$ ). Vid de 5 exponerade lokalerna med tillägg av lokalen Kloven (BH 2) (n=6) minskade tången sin djuputbredning (parvis t-test,  $p=0,031$ ). Kloven minskade dock från 9 m till 0 meter, dvs. tången var helt borta, vilket kanske inte alls styrdes av faktorer som har med djuputbredningen att göra.

Utvecklingen vid de vågexponerade återbesökslokalerna motsvarar alltså utvecklingen vid de ordinarie exponerade lokalerna i Blekinge. Detta accentuerar storskaligheten i tångens försvinnande utanför Blekingekusten. Liknande slutsatser kan dras vid jämförelser mellan ordinarie skyddade lokaler och skyddade återbesökslokalerna.

### **Områdesvisa observationer**

#### *Karlskrona-Torhamn (karta 9)*

Karlskronaområdets båda ordinarie lokaler (en exponerad för fartygssvall, en skyddad övervuxen av fintrådiga alger) Ma2 och Ma3 hade inte förändrats negativt i någon av variablerna (tabell 1 och bilaga 4). Här finns inga lämpliga jämförelselokaler annat än de skyddade återbesökslokalerna i Torhamnsområdet (bilaga 2 och bilaga 3) samt en lokal vid Hästholmen/Hasslö (FK, besökt 1987 och 2000).

Torhamnslokalerna provtogs 95-96 och 2000. Under denna period förändrades de bara med avseende på Tångens täckning på 1 m djup (bilaga 10, ökning,  $n=4$ , t-test,  $p=0,046$ ), vilket ju synes överensstämma med läget på Ma2 och Ma3 (Se grunddata i bilaga 1). Övriga parametrar var oförändrade (parvis t-test  $p>0,1$ ). FK var till synes oförändrad eller ngt bättre i alla variabler (bilaga 2). Man kan se att det var en

tendens till ökning av bältets utbredning och tångens djuputbredning i båda fallen.

I Torhamnsområdet ligger den relativt skyddade ordinarie lokalen Ma1. Där försvann tången under början av 1990-talet, men började återkomma 1995-1996. Regressionerna i tabell 1 och bilaga 4 för perioden 1990-2000 visar därför inga signifikanta förändringar. Lokalen kan därför i stort sägas följa samma utveckling som återbesökslokalerna.

#### *Ronnebyområdet (karta 10)*

Inom Ronnebyområdet finns, som referens till Ma5 (Lindeskär, karta 10, som förlorat nästan all tång sedan 1990), två lokaler, Hundsören (BH3) och ytterligare en lokal på Lindeskär (FI). Vid båda dessa återbesökslokaler minskade tången i alla variabler (bilaga 2) även om det inte går att signifikant testa. FI ligger bara 75 m från ordinarie lokal och kan därför möjligen sägas vara beroende av Ma5 pga. att den ligger inom lokalens "skalområde" (se senare diskussion). Det verkar dock som om återbesökslokalerna och ordinarie lokal haft överensstämmande utveckling av tångsamhället. År 2000 fanns dock ett välutvecklat blandbestånd av blåstång och sågtång ett par hundra meter från Ma5, på sydsidan av L.Ekö. Där fanns tång som täckte mer än 25% kring 1 m djup, plus att tång fanns både grundare och djupare.

Detta fall framhäver vikten av att man besöker flera lokaler inom ett område för att man någorlunda säkert skall kunna beskriva tångförekomsten i hela området. Slumpmässiga upp och nedgångar vid enskilda lokaler kan leda till feltolkningar.

#### *Karlshamnsområdet (Karta 11)*

Karlshamnsområdets skyddade lokaler (Tärnö fiskodling, m.fl.,  $n=7$ , bilaga 10) förändrades inte i någon av variablerna (t-test,  $p>0,5$  i samtliga fall). Mellan de exponerade lokalerna var spridningen stor antalet lokaler bara 4. Det gick inte att säkerställa någon förändring i Tångens



täckning på 1 m djup eller Undre gräns för tången (parvis t-test,  $p=0.087$  resp.  $0,093$ ), men Tångbältets utbredning i djupled minskade från 3,1 m till 1,25 m ( $p<0,001$ ). I Karlshamnsområdet finns ingen skyddad ordinarie lokal, men de vågexponerade Ma6 och Ma7 (tabell 1 och bilaga 4) har utvecklats på liknande sätt som de vågexponerade återbesökslokalerna.

#### *Pukaviksområdet (karta 11)*

Återbesökslokalerna i Pukaviksområdet var oförändrade jämfört med 1990-92 (bilaga 10, parvis t-test,  $p>0,1$  för samtliga variabler,  $n=5$ ). I området finns ingen ordinarie lokal med så skyddat läge som återbesökslokalerna har. Den vågexponerade Ma9 var visserligen i grundare delar oförändrad vid jämförelse med år 1990 (data ej redovisade i denna rapport) men djupare tångförekomst hade försvunnit mellan 1990 och 2000. Tångens utveckling vid återbesökslokalerna synes dock stämma väl överens med övriga skyddade lokaler i Blekinge län. Tittar man på återbesökslokalerna lite längre tillbaka i tiden, kan man ana en minskning i tångförekomsten mellan 1987 och 1990 (se rådata i bilaga 2). Det är dock för få observationer för signifikantestning.

I Pukaviksbukten finns ytterligare en ordinarie lokal, Ma8 vid Rockegrund. Kring 1990 fanns här summa 3, sannolikt inplanterade, tångplantor vilka sedan försvann. Tre plantor är ett för litet antal för att kunna säkra en återetablering och det får anses förklarligt att det inte utvecklats något tångbestånd vid Ma8.

#### **Summering**

Sammantaget för hela Blekinge är det en god överensstämmelse i utvecklingen mellan återbesökslokaler och ordinarie lokaler, om man tar hänsyn till huruvida de är utsatta för vågexponering eller inte. Vågexponerade lokaler har i allmänhet förlorat tång medan skyddade lokaler var relativt oförändrade (undantag Ma5 och Ronnebyområdet).

#### **Kalmar län**

##### **Ordinarie lokaler**

##### ***Förändringar över tiden vid varje enskild lokal***

De flesta lokalerna bröt en neråtgående trend i de variabler som beskriver tångförekomst, antingen 1999 eller 2000 (bilaga 6). Linjär regression blir därmed ett trubbigt instrument när man vill beskriva utvecklingen vid enskilda lokaler i Kalmar län. Man kan möjligen säga att perioden 1984-2000 inte uppvisar vare sig nedgång eller uppgång sett över hela perioden (t.ex figur 3 och bilaga 8). När utvecklingen analyseras vid flera lokaler samtidigt, som vid upprepad mätning nedan, avslöjas en nedgång i tångens utbredning under mitten av perioden med efterföljande antydning till återhämtning 1999-2000. Anpassning av polynom (här tredjegradspolynom) till data från enskilda lokaler synes dock kunna beskriva utvecklingen väl (högt  $R^2$ ), genom att kunna ta med antydning till uppgång (se exempel i bilaga 5 och bilaga 8). Man kan motivera användandet av kurvanpassning med att fältobservationerna inte är slumpmässiga m a p lokal utan bara är spridda över tiden. Nedan redovisas ändå regressionsanalys men med kommentarer och hänvisningar till annan kurvanpassning.

Tångens täckningsindex har bara kunnat beräknas från och med 1989 då vi började mäta tångbältets utbredning längs botten med måttband. Linjär regression visade bara 9 av 19 signifikanta resultat (tabell 2), trots att de flesta lokalerna hade en nedgång i Tångens täckningsindex under andra halvan av 1990-talet (grunddata, tabell 1b). Detta beror sannolikt på att lokalernas tångbestånd utvecklades positivt mot slutet av perioden 1989-2000. En stor del av nedgången i tångförekomst inträffade dessutom innan denna mätperiod (figur 3). Tredjegradspolynom synes i de flesta fall beskriva utvecklingen bättre än linjär regression (bilaga 5). Exempelen i bilaga 5 från OKG, Oskarshamn och Västervik

visar en nedgång under början av 90-talet som följs av en uppgång mot slutet av perioden. Lokalen vid Figeholm (FB3H, karta 3) som visar en tillfällig återhämtning går inte att beskriva med någon enkel kurva. REFH2ME2 (karta 5) representerar lokaler som visar en obruten nedgång och som därför beskrivs lika väl av linjär regression. Regressionsdata för variablerna Tångens täckning på 1 meters djup, Tångbältets utbredning i djupled och Undre gräns för tången återfinns i bilaga 4. Dessa variabler visar liknande utveckling som Tångens täckningsindex, dvs. en antydd ökning år 2000. Ibland kan man till och med skönja en cyklisitet i data sett över hela perioden 1984-2000 (se exempel i bilaga 8, men även regionalt i figur 3). Som tidigare nämnts har flera lokaler till synes vänt en negativ trend, vilket kan ses i figurerna där Tångens täckningsindex plottats mot tid för alla lokalerna (bilaga 6).

Tabell 2: Regression med Tångens täckningsindex för lokalerna i Kalmar län, 1989-2000. Alla lokaler har inte förekommit alla år (bilaga 1).  $R^2$  anger regressionens förklaringsgrad.  $\beta$  är den standardiserade riktningskoefficienten som anger ökning eller minskning av Tångens täckningsindex i de fall data är signifikanta.

Lokal	Stand $\beta$	$R^2$	P	N
FB3H	0,323	0,105	0,305	12
K16H	-0,391	0,153	0,209	12
K17H	-0,589	0,347	<b>0,044</b>	12
MB12HI	-0,078	0,006	0,829	10
MB16HI	-0,748	0,559	<b>0,013</b>	10
MB3HI	0,766	0,586	<b>0,010</b>	10
MB5HI	-0,066	0,004	0,855	10
O10H	-0,477	0,228	0,117	17
O12H	-0,714	0,510	<b>0,009</b>	17
O14H	-0,471	0,222	0,122	12
OKG1H	-0,647	0,419	<b>0,023</b>	12
OKG2H	-0,670	0,449	<b>0,017</b>	12
OKG3H	-0,753	0,567	<b>0,012</b>	10
REFH1	-0,922	0,851	<b>&lt;0,001</b>	12
REFH2ME2	-0,916	0,840	<b>&lt;0,001</b>	12
REFH3	-0,463	0,214	0,129	12
REFH4ME4	0,139	0,019	0,667	12
V16H	-0,413	0,171	0,182	12
V17H	0,385	0,149	0,216	12

### ***Förändringar över tiden vid flera lokaler samtidigt, storskalig utveckling***

#### *Tångens täckningsindex*

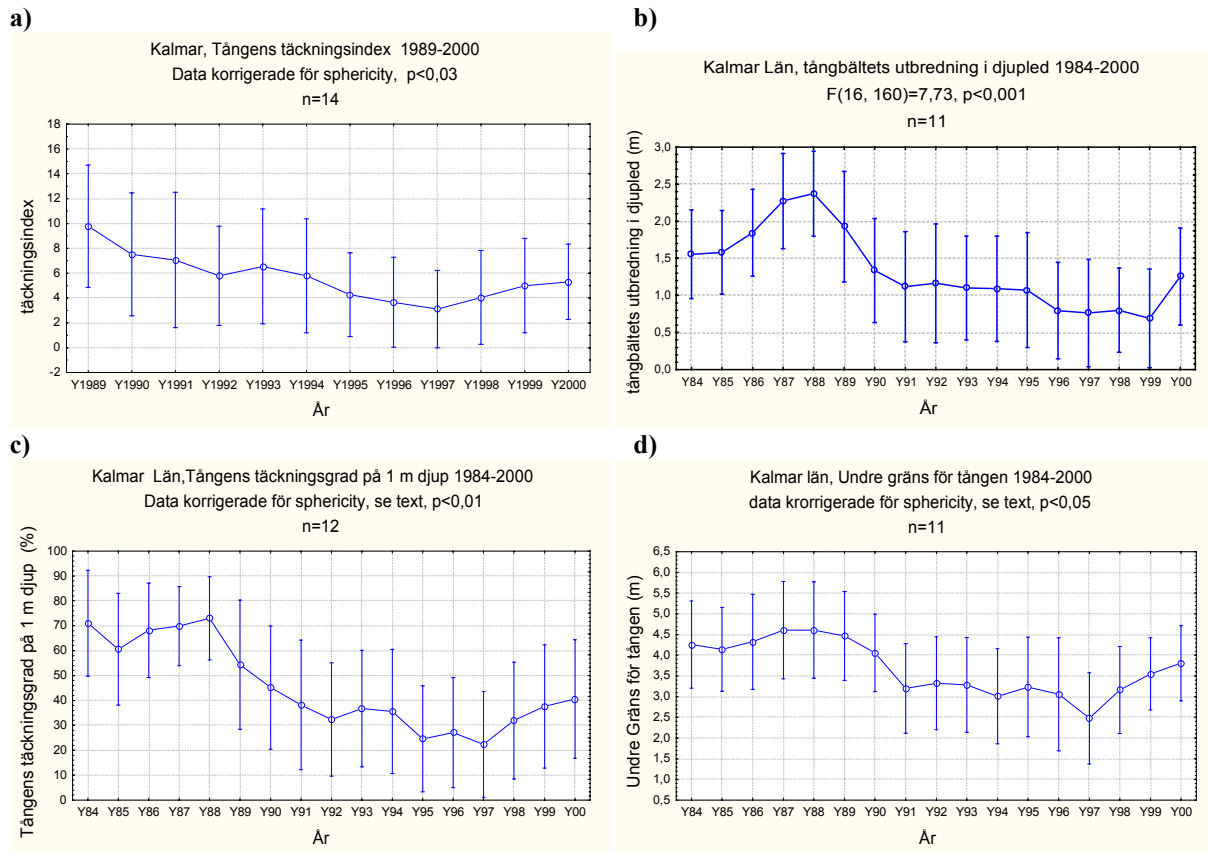
För Tångens täckningsindex finns data från 1989 då måttband började användas. Analys av alla lokaler som provtagits under åren 1989-2000 (n=14, figur 3a) visar att det var skillnad i Tångens täckningsindex mellan åren, men det går inte att peka ut mellan vilka år (p<0,03, korrigerat för sphericity, ej post-hoc test).

Från och med 1991 är Mönsteråslokalerna samt OKG3H med i beräkningen av Tångens täckningsindex. Tillägg av dessa lokaler i analysen medför dock att data inte uppfyller kraven för att kunna tillämpa upprepade mätning. Det storskaliga mönstret med en svacka i tångförekomst under mitten av 1990-talet antyds (bilaga 9, figur a).

#### *Tångbältets utbredning i djupled*

Analys av perioden 1984-2000 (n=11) visar att Tångbältets utbredning i djupled var som störst i slutet av 1980-talet (figur 3b, p<0,001). 1986 och 1989 var tångbältet bredare än under perioden 1996-1999 (Tukey, p<0,008). 1987-1988 var bältet som allra bredast och var då bredare än under perioden 1990-2000 (Tukey, p<0,04). Den ökning som antyds i figuren för år 2000 kan inte ses i analysen. Man kan dock notera att det inte var någon skillnad mellan begynnelseåret 1984 och slutåret 2000.

Analys av alla lokaler som besökts årligen 1991-2000 inkluderande lokaler utanför Mönsterås bruk samt utanför OKG, går ej att göra med upprepade mätning på grund av kravet på sphericity (bilaga 9, figur b). Om man begränsar analysen till de enskilda åren 1991, 1998 och 2000 (n=21) uppfyller data kraven. Analysen visar att bältet genomgående hade större utbredning i djupled 1991 än 1998 (Tukey, p<0,04) men ej större än 2000. Nedgången under 1990-talet kunde alltså ses över i stort sett alla lokalerna i Kalmar län.



Figur 3. Medelvärden  $\pm 2,3$  SE vid upprepade mätningar för lokaler i Kalmar län. Observera att spridningsmättet inte ger någon information om signifikansen i testet utan bara om hur, i detta fall, lokalerna sprider sig vid varje mätillfälle (år). N varierar då resp. variabel saknar data för vissa år.

- Tångens täckningsindex vid lokaler som besöktes årligen 1989-2000 (14 st).
- Tångbältets utbredning i djupled vid lokaler som besöktes årligen 1984-2000 (12 st).
- Tångens täckning på 1 meters djup vid lokaler som besöktes årligen 1984-2000 (12 st).
- Undre gräns för tången vid lokaler som besöktes årligen 1984-2000 (11 st).

### Tångens täckning på 1 m djup

Tångens täckning på 1 meters djup utvecklades ungefär som Tångbältets utbredning i djupled, om än ej med en så tydlig puckel på 80-talet (fig. 3 c,  $p < 0,03$ , korrigerat för sphericity). När man analyserar enbart mellan åren 1984, 1988, 1997 och 2000 uppfyller data kraven på sphericity och analysen får därmed större styrka att avslöja förändringar. De båda första åren hade högre täckning än de två sista (Tukey,  $p < 0,03$ ).

Analys av de lokaler som tillkom under åren 1991-2000, visar på en förändring under perioden ( $n=23$ ,  $p < 0,01$ , korrigerat för sphericity, bilaga 9, figur c). Jämför

man bara åren 1991, 1997 och 2000 uppfylls kraven på sphericity. Både 1991 och 2000 var täckningen större än 1997. Även denna variabel visar alltså på en svacka under 1990-talet.

### Undre gräns för tången

Undre gräns för tången varierade mellan 4,6 m (1988) och 2,5 m (1997) (figur 3 d) för alla lokaler som besöktes 1984-2000 ( $n=11$ ,  $p < 0,05$ , korrigerat för sphericity). Grunddata med avseende på djupaste planta synes dock ha fluktuerat en del över vad som kan förväntas (bilaga 1), kanske beroende på att man inte vid varje besök har hittat tillbaka till den enstaka djupaste planta man tidigare besökt.

Jämför man utvecklingen vid samtliga lokaler som provtagits under perioden 91-00 (n=21) kan analysmetoden inte avslöja några skillnader ( $p>0,07$ , korrigerat för sphericity, bilaga 9, figur d).

### Återbesökslokaler

Återbesökslokalerna i Kalmar län kan inte enkelt delas in i olika exponeringsgrader. Det finns bara en lokal, på utsidan av Kålmö söder om Västervik (H 12), som kan betecknas som vågexponerad. Den har förlorat all sin tång och liknar därmed de exponerade lokalerna i Blekinge. Det är dock inte rimligt att dra några slutsatser från en observation. I Kalmar län finns det åtminstone 3 ordinarie lokaler som kan betecknas som vågexponerade. Det är lokalerna utanför kärnkraftverket (OKG1-3) som samtliga börjat återhämta sig efter en nedgång i tångförekomsten (bilaga 6). I Blekinge har vi inte kunnat se någon återhämtning i de exponerade lägena. Här finns alltså ingen parallell med Blekinge och som konstaterats ovan måste resultatet från den enda vågexponerade återbesökslokalen H12 tolkas med försiktighet.

Återbesökslokalerna har som mest besökts 2 eller 3 gånger under perioden 1983 till 2000 (bilaga 2). Det går därför bara att beskriva utvecklingen i stora tidssteg. De förändringar, med en svacka under 90-talet, som vi kan se i flera av figurerna över de ordinarie lokalerna, kan mycket väl ha passerat även vid återbesökslokalerna.

### Områdesvisa observationer

#### *Området N om St Askö (Karta 1)*

Här finns den ordinarie lokalen RefH4-Me4, samt återbesökslokalen RefH5 på Gibbskär i Kaggebofjärden. Den återbesöktes först år 2001 (data i bilaga 2 och bilaga 10). Ref H4Me4 förlorade sin tång 1989. Huruvida också RefH5 gjorde det vet vi inte. Ref H4Me4 har börjat återkoloniserats av tång och lokalen hade år

2001. Lokalerna hade siffermässigt likvärdiga tångförekomster 1988, vilket även var fallet 2001. I det fall lokalerna följts åt under mellantiden kan man säga att ordinarie lokal utvecklats på samma sätt som återbesökslokalen.

#### *Gudingen-området (bilaga 3, karta 1)*

I Gudingen-området finns lokaler som besökts under tre perioder, dels kring 1984, dels 1989-1993 och och nu senast år 2000.

Bara 4 lokaler (bilaga 2) besöktes både kring 1984 och kring 1988-1993. Detta är för lite data för att det skall gå att genomföra kraftfulla statistiska beräkningar. Återbesöken är dessutom spridda i tiden. Det fanns inga detekterbara ändringar för någon variabel (parvis t-test, Tångens utbredning i djupled  $p=0,35$ , Tångens täckning på 1 m djup  $p=0,11$ , båda med minskande tendens. Data för Undre gräns för tången saknas, se bilaga 10).

För jämförelser mellan 1984 och 2000 har vi 12 lokaler (bilagorna 2 och 10) när alla lokaler i Gudingen tas med. Tångens täckning på 1 meters djup och Tångbältets utbredning i djupled var oförändrade, men med minskande tendens (parvis t-test,  $p=0,14$  resp  $0,19$ ), Undre gräns för tången hade ökat ( $p=0,040$ ,  $n=11$ ), dvs den förekom djupare.

Vid lokalerna närmast Vidö (8H, VID1, VID2, VID3 och MALH1 (bilaga 10 och bilaga 2, karta 1) minskade Tångens täckning på 1 m djup och Tångbältets utbredning i djupled (Parvis t-test,  $p=0,021$  resp  $0,021$ ), medan Undre gräns för tången var oförändrad ( $p=0,065$ ) fast med en tendens till ökning.

I Grundemarsområdet (nordöstra Gudingen, 1H-5H samt GRUH2, bilaga 10 och bilaga 2, karta 1) var det inga förändringar ( $p>0,3$ ).

Om man tittar på perioden 1990-2000 finns totalt 6 återbesökslokaler att analysera i hela Gudingenområdet. Vid dessa lokaler var Tångens täckning på 1 meters djup och Undre gräns för tången oförändrade (se bilaga 10,  $p=0,15$  och  $0,24$ ,  $n=5$ ) med tendens till ökning. Tångbältets utbredning i djupled hade ökat ( $p=0,030$ ). Data från 1993, då tången börjat minska i Kalmar län ingår i analysen vilket sannolikt drar ner värdena för startdata.

Det synes som om dessa lokaler följt samma tendenser som länets ordinarie lokaler. Jämför upprepad mätning på Tångens täckningsindex i Kalmar län ovan (figur 3), samt linjediagram i bilaga 6, där man ser hur Tångens täckningsindex snabbt går ner på de nordliga lokalerna (bilaga 3, karta 1) redan mellan 1989-1990.

De ordinarie lokaler som finns i norra Kalmar län, V16H, V17H, REFH4ME4 och REFH3 uppvisade ingen skillnad mellan åren 1989 och 2000 med avseende på Tångens täckningsindex (tabell 2, obs att REFH4ME4 hade tappat större delen av sitt tångbälte redan 1989, för att bli helt utan tång under 1990-talet fram till 1998). En viss återhämtning de senaste två åren kan få det att framstå som om lokalen varit oförändrad under perioden. Tångbältets utbredning i djupled (bilaga 4, vid REFH4ME4 hade ännu ej etablerats något tångbälte år 2000) hade dock minskat. Tittar man på resultaten från upprepad mätning och från kurvanpassning (bilaga 5 för REFH3 och V16H, samt bilaga 8) för enskilda lokaler framgår dock att de ordinarie lokalerna i området vänt den nedåtgående trend som fortfarande avspeglar sig i den linjära regressionen.

Sammanfattningsvis skulle resultaten från Gudingen, i avsaknad på mellanliggande data, kunna tolkas som att dess återbesökslokaler väl speglar utvecklingen vid de ordinarie lokalerna eller att ordinarie lokaler väl beskrivit utvecklingen i hela Gudingen-området.

#### *Västerviksområdet (karta 1)*

Här finns 3 återbesökslokaler (bilaga 2), alla i Lucernafjärden, med begränsade bakgrundsdata. Enda användbara data är Tångens täckning på 1 m djup (tre observationer) som vid parvis t-test inte kan avslöja någon skillnad mellan 1988 och 2000 ( $p=0,42$ , bilaga 10) Det är stor spridning i data, vilket antyder att det varit varierande tångförekomster i Lucernafjärden både 1988 och 2000. I en gradient ut från centralorten Västervik finns tre ordinarie lokaler V15H, V16H och V17H. Lokalen V15H har haft ett oförändrat svagt tångbestånd sedan 1988. Utvecklingen vid de övriga 2 lokalerna framgår av bilaga 8. Regression på dessa 2 lokaler för perioden 1988-2000 för variabeln Tångens täckning på 1 m djup avslöjar ingen förändring ( $p=0,17$ , resp.  $p=0,07$ ). Den i Lucernafjärden belägna V16H, som under perioden både förlorat och börjat återhämta ett tångbestånd, synes tillsammans med återbesöksstationerna visa att tången i Lucerna har varit utsatt för stress. Lokalen V17H kanske bättre jämförs med lokalerna i Gudingen (se kommentarer ovan under rubrik Gudingen-området).

#### *Blankaholmsområdet och Gåsfjärden (Karta 2)*

Återbesökslokalerna i Blankaholmsområdet var oförändrade med avseende på Tångbältets utbredning i djupled mellan 1990 och 2000 (bilaga 10,  $n=5$ ,  $p=0,86$ ). När man även tar med inventeringslokaler, dvs. sådana som ej har data för bälte men väl täckningsdata och djuputbredningsdata, stiger  $n$  till 9 men det blir fortfarande ingen förändring ( $p=0,41$  resp  $0,97$ ). Ordinarie lokaler att jämföra dessa lokaler med kan vara REFH3, men kanske även skyddade lokaler i övriga Kalmar län som FB3H, V16H, O10H, O12H och MB3HI vilka samtliga verkar ha hämtat upp en nedgång i alla variablerna till år 2000 (se t.ex kurvanpassning, bilaga 5 för REFH3 vilken beskriver en sådan utveckling med en förklaringsgrad ( $R^2$ ) på  $0,764$ ).

### *Misterhult, lokaler utanför Gåsfjärden (Karta 2)*

#### *Perioden 82/84-2000*

Tångens täckning på 1 meters djup (se bilaga 10, lokalerna H9, H10, H12 och Tynnholmen, besökta 82 och 84) var oförändrad (parvis t-test,  $p=0,088$ ). Här bör noteras att H12 (mycket exponerad lokal på utsidan av Kälmo) förlorat all tång medan övriga hade förändrats endast i ringa utsträckning (se grunddata, bilaga 2). Inte heller Undre gräns för tången hade förändrats ( $p=0,258$ ) trots att tången på H12 var helt borta (bilaga 10, obs att antalet är lågt,  $n=4$ ). För lokalerna ovan saknas data om Tångbältets utbredning i djupled.

#### *Perioden 91/93-2000*

Lokaler som besöktes 91-93 och återbesöktes 2000 är NAVH1, SKA1 och SKA2 (bilaga 10). Tångens täckning på 1 meters djup ökade ( $p=0,038$ ) och Undre gräns för tången var oförändrad ( $p=0,42$ ), likaså bältet ( $p=0,89$ ).

Sammantaget synes Misterhultsområdet utanför Gåsfjärden ha haft samma tångsamhälle 84, 91-93 och 2000. Vad som hänt däremellan är svårt att se. Ett undantag är den branta, vågexponerade H12 som förlorat all tång (ingen tång kvar som kan ge nyrekrytering, stranden inte lämpad för att fånga upp drivande plantor). Närmaste ordinarie lokal, REFH3, på västsidan av samma ö som H12, uppvisar däremot ett mönster som överensstämmer med övriga lokaler.

#### *Figeholmsområdet (Karta 4)*

I Figeholmsområdet finns 3 återbesökslokaler och en ordinarie lokal (FB3H, beskriven i bilaga 1, kurvanpassning bilaga 5 och 9 samt i regressionstabellerna (tabell 2 och bilaga 4).

Jämförelse mellan 1988 och 2000 vid återbesökslokalerna, visar att Tångens täckning på 1 meters djup och Tångbältets

utbredning i djupled var oförändrade (parvis t-test,  $p=0,689$  och  $0,425$ ,  $n=3$ , se bilaga 10). Undre gräns för tången går inte att beräkna då data saknas för en av återbesökslokalerna. Det är stor spridning i data och  $n$  är lågt. Det var dock ingen stark trend upp eller ner. Tångens täckningsindex vid FB3H för 89-2000 förändrades inte ( $p=0,305$ , tabell 2), för perioden 1988-2000 var det ingen förändring för varken Tångens täckning på 1 meters djup ( $p=0,309$ ) eller för Tångbältets utbredning i djupled ( $p=0,395$ , bilaga 4). Återbesökslokaler och ordinarie lokal synes därför väl stämma överens.

#### *Påskallavik-Mönsterås Bruk (Karta 4)*

Ett exempel på att lokala variationer kan vara stora fås i Påskallaviksområdet. EB4H hade förlorat sin tång medan närliggande 10H och 9H var i stort oförändrade sedan 1984 (med reservation för mellanliggande svängningar, bilaga 2).

Tångbältets utbredning i djupled vid lokalerna EB4H och PM4-9 analyserades tillsammans. Det hade inte förändrats mellan åren 1984 och 2000 (bilaga 10, parvis t-test,  $p=0,228$ ) trots att lokalen EB4H hade tappat all tång. Tångens täckning på 1 meters djup vid samma lokaler var också oförändrad ( $p=0,637$ ) men Undre gräns för tången hade minskat från 5,5 till 3,8 ( $p=0,003$ ,  $n=5$ ). Även om man utesluter EB4H flyttades Undre gräns för tången upp från 5,7m till 3,9m ( $p=0,013$ ). Ordinarie lokal i området, O12H, hade minskat i samtliga variabler under perioden (regression, bilaga 4), men trenden var uppåtgående (kurvanpassning bilaga 8). Återigen avslöjas inte mellanliggande nedgång i tångens utbredning genom två observationer vid återbesökslokalerna. Slutsatsen får ändå bli att återbesökslokalerna väl överensstämmer med den ordinarie lokalen O12H. Lokalen MB4I har inte använts här pga att den inte besökts förrän 1991 och övriga lokaler redan år 1988. Detta problem försvårar användande av återbesökslokaler för samt-

liga Mönsteråslokaler, vilka ju provtogs första gången 1991. Vid de gamla ordinarie lokalerna hade minskning av t.ex. Undre gräns för tången och Tångens täckning på 1 meters djup redan ägt rum (se t.ex. figur 3).

Analys med upprepad mätning på enbart Mönsterås Bruks ordinarie lokaler under perioden 1991-2000 ger ledning om hur dessa lokaler stämmer med omgivande lokaler och områden (figur 4). Enda signifikanta ändring var en minskning av djupast växande tångplanta (UgF). 1991 skiljer sig härvidlag från både 1996 och 1997 (Tukey,  $p=0,048$  resp  $0,048$ ). Samma resultat erhöles vid t-test mellan återbesökslokalerna kring Påskallavik (se ovan). Även här finns det en överensstämmelse (storskalighet) i förändringarna.

#### *Skäggenäs-Pataholm (Karta 5)*

I området finns en ordinarie lokal (REFH2ME2), möjligen kan också den vid Timmernabben belägna MB16HI räknas hit. I skärgården mellan dessa lokaler (Ljungnäsområdet) har 4 lokaler (20-23), vilka senast besöktes av Lindvall 1983, återbesökts. Lindvall angav att alla lokalerna hade ganska kraftig och tät blåstång, i ett fall även sågtång. Vi återfann ingen sågtång och kunde bara gissningsvis bedöma att Lindvall menade täckning på 50-75 % på 1 m djup. Vi fann täckningsgrader på 1 m djup på mellan 25 och 100 % och samtliga lokaler hade ett tångbälte (sammanhängande område med täckning av minst 25 procent). Lokalerna var alltså till synes oförändrade sedan Lindvalls observationer. REFH2ME2 har utvecklats negativt i alla variabler utom Undre gräns för tången, som flyttat något djupare senaste åren. (bilaga 1, bilaga 4, bilaga 5). Sannolikt låg inte återbesökslokalerna i Ljungnäsområdet i fas med den ordinarie lokalen. Den norr om Ljungnäs, vid Timmernabben, belägna MB16HI har också utvecklats negativt i alla variabler, men med en antydning till djupare utbred-

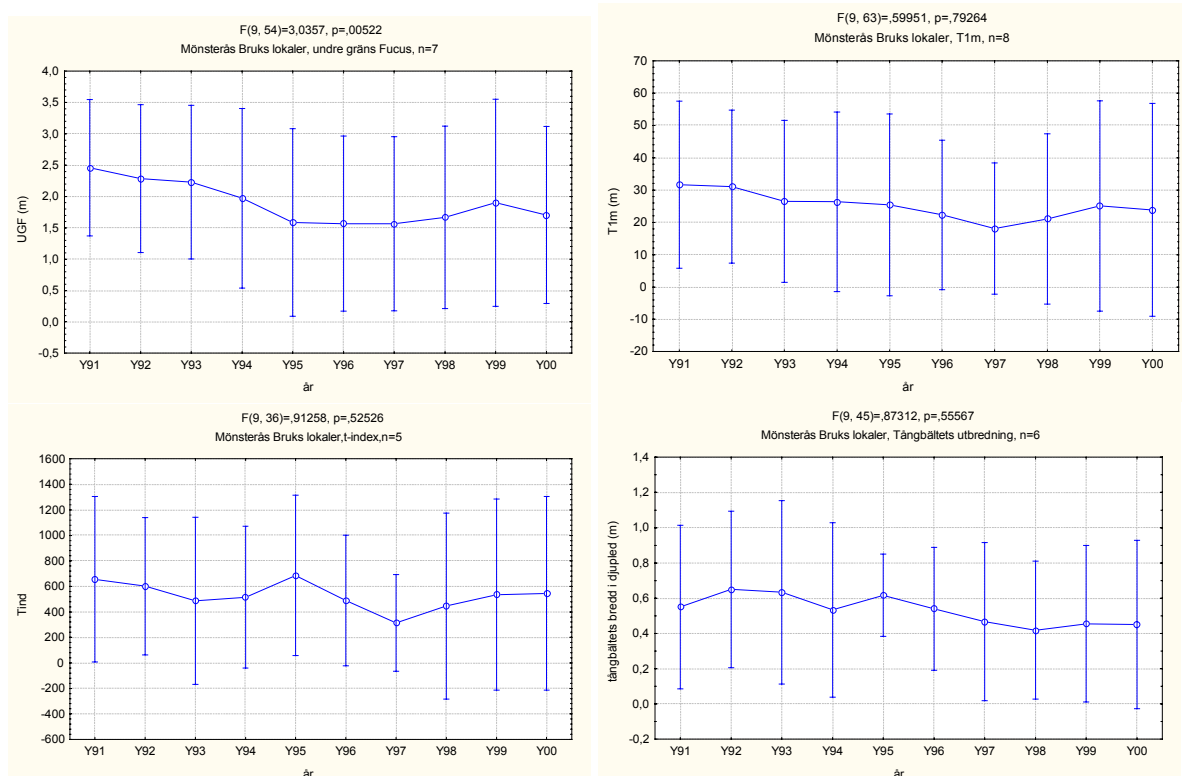
ning det senaste observationsåret (år 2000, tabell 2, bilaga 4, bilaga 5).

Enligt T. Malm (muntligen) har stora mängder blåstång försvunnit på Ölandssidan av Kalmarsund, tvärs över från Ljungnäsområdet, under 1999 eller 2000. Det synes därför som om Ljungnäslokaler närmast bevarats oberoende av omgivande lokaler, eller så kan de ha förändrats från ett ännu större bestånd av tång till det vi fann 2000. Vi noterade dock skador från betning så de kan ha försämrats sedan vårt besök. Samtliga Ljungnäslokaler är vända mot norr och skyddade mot vågexponering, medan ordinarie lokal och Ölandssidan är exponerade för sydliga och västliga vindar. Sammanfattningsvis går det inte att, utifrån dessa återbesökslokaler, sluta sig till att ordinarie lokaler REFH2ME2 eller MB16HI skulle vara representativa för skärgårdsavsnittet dem emellan.

#### *Kalmar-Västra Sjön (Karta 6)*

För Kalmars två lokaler K16H (exponerad för vågor från norr) och K17H (extremt skyddad av omgivande grunt vatten och skärgård) var förändringarna små, men ändå signifikanta (se tabell 2 och bilaga 4, bilaga 7 samt bilaga 1).

Bitvis varierar data på ett sådant sätt att de bör tolkas med försiktighet. Se t.ex. kurv Anpassning för K17 H Tångens täckning på 1 meters djup i bilaga 7. Tångbältet upphörde där vid en meters djup (bilaga 1), varför små mätfel med måttbandet kan förvandla värdet på variabeln Tångens täckning på 1 meters djup från högt till lågt. Vidare kan man inte på någon av lokalerna fastställa UgF på grund av för litet vattendjup eller substratbrist. Man kan möjligen notera vad gäller den nordorienterade K16H att den har bibehållit hög täckning på 1 meters djup i likhet med de likaledes nordvända återbesökslokalerna mellan Revsudden och Pataholm.



Figur 4. Upprepad mätning på ordinarie lokaler vid Mönsterås Bruk 1991-2000 för variablerna UgF, Tångens täckning på 1 meters djup, Tångens täckningsindex och Tångbältets utbredning i djupled. Enda förändringen är att tångens djuputbredning har minskat mellan 1991 och 1996-1997.

Från återbesökslokalerna kring ordinarie lokalen K17H i Västra Sjön kan man bara använda variabeln Tångens täckning på 1 meters djup. Härvidlag var det ingen skillnad mellan 1988 och 2000 (bilaga 10, parvis t-test,  $p=0,81$ ,  $n=4$ ) Detta resultat stämmer väl överens med utvecklingen vid K17H, varför den kan sägas representera utvecklingen i Västra Sjön-området.

#### Bergkvara (karta 7)

Återbesökslokalen på Kårö (bilaga 2) besöktes 1988 och återbesöktes först 2001. Lokalen hade likvärdiga tångförekomster vid dessa båda besök så när som på att Tångens täckning på 1 m djup hade minskat. Här kan inte göras någon statistisk utvärdering men ordinarie lokal RefH1 minskade i alla variabler utom Undre gräns för tången mellan 1988-2000, men har börjat återhämta sig (se bilaga 8 och 10). Det var alla fall ingen stor skillnad mellan lokalerna vid återbesökstillfället.

#### Summering

Med samma reservationer som vid Blekinge ovan, dvs. att man inte kan uttala sig om vad som hänt mellan två tidsmässigt långt åtskilda besök vid återbesökslokalerna, kan sägas att tångförekomsten vid de ordinarie lokalerna överensstämmer med återbesökslokalerna. Undantag finns i området mellan Skägg-enäs och Pataholm, där Ljungnäsområdet synes ha mer tång än omgivande ordinarie lokaler. De ordinarie lokalerna visar hur tången under år 2000 har påbörjat en återhämtning efter en djup nedgång i förekomsten under 1990-talet.

#### Sammanfattande kommentarer

##### Stokastiska effekter och beroenden

Enskilda lokaler kan variera till synes stokastiskt, skilt från närliggande lokaler. EB4H är t.ex enda lokal i Påskallaviksområdet som helt blivit av med ett tångbestånd. Tångbeståndet vid MB16HI (karta 5) var nästan uttraderat medan det fanns



tång kvar i omgivningen. REFH4ME4 norr om St Askö blev av med sitt bestånd 1989 men tång fanns kvar i området. I Ronnebyområdet har vi 3 lokaler som förlorat mycket tång sedan 1990, medan en annan (Ekö) hade både såg- och blåstång kvar (karta 10).

Det är tydligt att ett område inte kan beskrivas med enstaka lokaler, utan flera profiler bör läggas ut i samma typ av miljö för att undvika att småskalig variation får för stor betydelse. Lokalerna skall dessutom ligga så långt ifrån varandra att inbördes beroenden inte ger en felaktig beskrivning av tångutvecklingen. Faktorer som påverkar skalan är t.ex. tångens spridningsförmåga, betande djurs migrationsförmåga, strömförhållanden och strandens lutning. Vilken skala som är rätt här kan diskuteras, men data antyder att det bör vara kring 100 m mellan varje profil, eller att de om möjligt läggs på skilda öar. Detta bör analyseras mer ingående innan rekommendationer kan ges.

### **Besöksfrekvens**

Mot bakgrund av svängningarna i långtidsdata från Kalmar och Blekinge län förefaller det rimligt att man följer samtliga lokaler varje år om man vill förstå dynamiken i systemet och vad som förorsakar den. Ibland har man återbesökt lokaler som inte varit undersökta på i storleksordningen 10-tals år (ex. Katusky m.fl. 1986, Eriksson m.fl. 1998). Man har velat ta vara på de sällsynta tillfällena då det finns äldre data, och då testa hypoteser om faktorer som man tror styr tångsamhällets utveckling. Eriksson m.fl. (1998) testade hypotesen att eutrofieringsrelaterad ökad ljusstress och ökad slammängd på substratet skulle påverka tångbeståndet negativt. Resultatet av deras jämförelser blev dock bland annat att tången inte hade förändrats nämnvärt mellan 1984 och 1996. Detta resultat låter sig inte förklaras av försämrade ljusförhållanden eller ökad slammängd. Möjligen skulle man kunna gissa att ljus och slam inte ändrats sedan

1984. Kruxet är dock att man inte vet något om utvecklingen mellan besöken. Kanske hade tångförekomsten egentligen varit nere i en svacka åren innan besöket och nu var på väg upp igen som t ex i fig. 3 b1. Om man tolkar jämförelsen av de två besöken som att ingen förändring ägt rum däremellan, lär man bara kunna dra felaktiga slutsatser om bakomliggande dynamik. Vår kunskap om kustekosystemen utvecklas efterhand. Enkla dos-respons-modeller får lämna plats för modeller som räknar med modifierande effekter av interaktioner mellan faktorer som eutrofiering, fiske, vågexponering, bentisk-pelagisk koppling osv (Cloern 2001). Variationer i fiskbestånd kan delvis förklara variationer i tångförekomst och tvärt om. Observationer med 10 års mellanrum skulle, som vi sett här, helt kunna förbise en fluktuerande tångförekomst eller en språngvis förändring och kanske därmed få oss att dra helt felaktiga slutsatser om utveckling, historia och orsakssamband. I Blekinge skulle man ha kunnat göra sådana misstolkningar om man bara hade gjort glesa besök vid t. ex Ma11, Ma6 eller Ma4.

### **Analys av storskaliga skeenden**

Att analysera alla lokaler tillsammans över tiden, för att se om det finns regionala trender i materialet kan få en att dra felaktiga slutsatser. I Blekinge har tången vid exponerade lokaler minskat kraftigt, medan skyddade lokaler har varit oförändrade under mätperioden. Uppenbarligen finns det faktorer vid de exponerade lokalerna som påverkat tångförekomsten så mycket att när man analyserar dessa lokaler tillsammans med de skyddade kommer de förra att överskugga det oförändrade resultatet från inomskärslokalerna. Här förefaller alltså en stratifierad analys vara nödvändig.

De exponerade lokalerna är geografiskt så väl spridda längs Blekingekusten att man enbart utifrån analys av dessa kan hävda att det förekommit en kraftig nedgång i

tångförekomsten längs hela den vågexponerade delen av Blekinges kust.

Om man tittar på Kalmar län, där det är få exponerade lokaler jämfört med antalet skyddade lokaler torde det bli än svårare att dra riktiga slutsatser från en totalanalys av samtliga lokaler, förutsatt att vågexponering betyder något för tångens utbredning. Här behövs fler vågexponerade lokaler.

De storskaliga regionala förändringar vi kunnat se bland vågexponerade återbesöks och ordinarie lokaler i Blekinge har ingen genomgående motsvarighet bland de skyddade lokalerna. De skyddade områdena Karlskrona–Torhamn och Pukaviksbukten visade på relativt oförändrad tångförekomst medan Ronnebyområdets skyddade lokaler uppvisade en negativ utveckling för samtliga variabler. Här kan stokastiska effekter ha spelat in, men också faktorer som lokala utsläpp av gödande ämnen och organiska föreningar. Sannolikheten för att få sådana effekter torde vara större vid lokaler som ligger i områden med sämre vattenomsättning, som man har vid skyddade lokaler. Ronnebyområdet är recipient för både kommunalt avloppsvatten och vatten från Ronnebyån. Området har varit recipient för industriavlopp. Med hänsyn till de minskade utsläppen i området, kan dock en förbättring i tångsamhällena vara att vänta. Tångens svaga rekryteringsförmåga (Lifvergren 1998) kan dock göra att återhämtningen dröjer.

### **Tångbältenas dynamik och roll i Östersjön**

De stora förlusterna av tång i vågexponerade lägen har kunnat korreleras med massförekomst av tångbetande kräftdjur (för Blekinge opublicerade data, för Kalmar län se Engkvist m.fl. 2000). Experiment antyder att dessa djur kan radera ut hela tångbestånd (Engkvist m.fl. 2000). Det är vanligt att ung torsk uppehåller sig i tångbältet för att söka skydd och föda (Neuman 1984, Keats m. fl 1987,

Pihl 1982, Borg m.fl. 1997). Tångförlusterna kan därför ha inneburit en ökad stress för uppväxande torsk. Olovsson (2000) har experimentellt visat att småtorsk är en effektiv predator på de kräftdjur som betar av tången. Ändrat predationstryck från minskande fiskpopulationer kan därför ha betytt att kräftdjuren blivit så många att de kunnat skada tångbältena. I och med att Blekinges kust är flack och stenig, kan där ha funnits stora områden med tång, lämpade som uppväxtlokal för t.ex. torsk. Man kan föreställa sig en dubbel effekt av nedgången i torskbestånden, ökad betning på tången och därmed ytterligare försämring för torsken själv.

Eutrofieringen av Östersjön har gynnat snabbväxande fintrådiga alger (Schramm 1996, Worm m.fl. 1999). Sannolikt har de fintrådiga algerna, genom att blockera substrat för tångens ägg och genom att fungera som refugie för betande evertebrater, förhindrat blåstångens återetablering. Att sedan eutrofieringen fått dessa effekter speciellt i vågexponerade lägen kan förklaras av att en betnings-skadad planta lätt slits bort. Epifyter, som de näringsgynnade fintrådiga algerna, kan bidra till ökat drag i tångplantan och därmed påskynda att plantan slits loss från substratet. Dessa interaktioner mellan olika stressfaktorer vågexponering, eutrofiering och högt betningstryck delvis pga svaga fiskbestånd, gör att man inte kan lösa tångens överlevnadsfråga med någon enkel enskild åtgärd, som t.ex återinplantering. Det är uppenbart att vi behöver mer kunskaper om interaktioner mellan stressfaktorer som verkar i kustzonen (Cloern 2001).

Det var med en viss förvåning vi kunde konstatera att blåstången i Kalmar län hade börjat återhämta sig efter en stor nedgång. Nedgången började i slutet av 1980-talet och kulminerade i andra halvan av 1990-talet. Kustnära förändringar i vattenkvalité inträffade kring 1990, t.ex genom ändrade

processer vid Mönsterås Bruk, bättre kommunala reningsverk i Oskarshamn och Västervik. Dessa förbättringar innebar dock inte att vattenkvaliteten, mätt som halter av kväve och fosfor eller som sikt-djup, avsevärt förbättrades (Andersson m.fl. 2000).

Den synbarliga anledningen till att tången minskade under början av 1990-talet var ofta betningsangrepp av tånggråsuggan (*Idotea baltica*). Fintrådiga alger, gynnade av övergödning, fungerade som uppväxt-lokal för stora populationer tånggråsugga (Jansson 1967). Samtidigt som betningsangreppen ökade, minskade tångräkan (*Palaemon adspersus*). Experiment visade att tångräkan prederade på yngel av tånggråsugga. Minskade bestånd av tång-räka skulle då kunna vara ytterligare en förklaring till betningsangreppen. När det sedan kom rapporter om minskade fisk-bestånd (Andersson m.fl. 2000), dvs en ytterligare minskning av predationen på tånggråsuggan, syntes det som om tång-bestånden skulle kunna försvinna helt längs Kalmarkusten. Mitt i allt detta började tången komma tillbaka. Tångräkan har visserligen också kommit tillbaka, men det verkar inte troligt att den ensam kan betyda så mycket. Det är uppenbart att vi inte förstår dynamiken i de komplicerade inter-aktioner mellan olika faktorer, som styr tångsamhällena längs Kalmar läns kust. En viktig skillnad gentemot Blekinges exponerade kust var dock att tången bara försvann fläckvis. Det fanns alltså tångplantor i närheten av de skadade bestånden som kunde bidra till en nyrekrytering. I t.ex Västerviksområdet, där tången kommit tillbaka vid lokalen V16H fanns dessutom ett fungerande abborrbestånd som kan reglera tånggråsuggan. Tången har för övrigt återhämtat sig något även i Asköområdet söder om Stockholm (Kautsky 2001).

### Slutkommentar

Innehållet i denna rapport skall ses som en beskrivning av skeenden och som ett försök att bedöma huruvida man kan

generalisera data från recipientkontrollen till att gälla omkringliggande vatten-områden. Med några undantag verkar det som om data från ordinarie hårbotten-lokaler är väl ägnade att beskriva utvecklingen vid omkringliggande lokaler. En viktig reservation är dock att vi inte kan uttala oss om perioden mellan besöken vid återbesökslokalerna. Enstaka lokaler inom ett område kan avvika markant från områdets allmänna status. För att få med denna variation inom ett område behövs flera lokaler. Hittills har det oftast bara legat en lokal inom varje recipientområde. Genomgången av materialet betonar vikten av obrutna tidsserier om man skall kunna följa en utveckling och därmed också ha möjlighet att förklara både storskaliga och småskaliga skeenden i kustekosystemet.

### Referenser

- Andersson J, Dahl J, Johansson A, Karås P, Nilsson J, Sandström O, Svensson A (2000) Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. Fiskeriverket Rapport 2000:5. 42 sid
- Andersson J, Smith S, m.fl.. (2000) Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1999. SMHI, Fiskeriverket, SGU
- Andersson S, Kautsky L, Kalvas A (1994) Circadian and lunar gamete release in *Fucus vesiculosus* L. in the atidal Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser 110:195-201
- Bäck S, Collins JC, Russell G (1992) Effects of salinity on growth of Baltic and Atlantic *Fucus vesiculosus*. Br Phycol J 27:39-47
- Borg Å, Pihl L, Wennhage H (1997) Habitat choice by juvenile cod (*Gadus morhua* L) on sandy soft bottoms with different vegetation types. Helgol Meeresunters 51:197-212

- Berger R, Henriksson E, Kautsky L, Malm T (2002) Effects of sediment and filamentous algae on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. Submitted Aquatic Ecology
- Chapman AO (1995) Functional ecology of Furoid algae – 23 years of progress. *Phycologia* 34:1-32
- Cloern JE (2001) Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar Ecol Prog Ser* 210:223-253
- Engkvist R, Malm T, Tobiasson S (2000) Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. *Aqua Ecol* 34:253-260
- Eriksson BK, Johansson G, Snoeijs P (1998) Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur J Phycol* 33:241-249
- Fredriksen S, Sjötnun K, Lein TE, Rueness J (1995) Spore dispersal in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Sarsia* 80:47-54
- Greenhouse S W, Geissner S (1959) On methods in the analysis of profile data. *Psychometrika* 24:95-112
- Haage P (1976) Quantitative investigations of the Baltic *Fucus* belt macrofauna. 3. Seasonal variations in biomass, reproduction and population dynamics of the dominant taxa. C Askö Lab Univ Stock 10:1-84
- Håkansson L, Rosenberg R (1985) Praktisk kustekologi. SNV PM 1987. 110 sid
- Hällfors G, Kangas P, Lappalainen A (1975) Littoral Benthos of the Northern Baltic Sea. III. Macrobenthos of the Hydrolittoral Belt of Filamentous algae on Rocky Shores in Tvärminne. *Int Revue ges Hydrobiol* 60:313-333
- Jansson A-M (1967) The food-web of the *Cladophora*-belt fauna. *Helg Wiss Meerensf* 15:574-588
- Jansson BO (1978) The Baltic - A systems analysis of a semi-enclosed sea. Eds. Charnoc, Henry and Deacon, George. 131-183. Plenum Publishing Corporation. *Advances in Oceanography*
- Kangas P, Autio H, Hällfors G, Luther H, Niemi A, Salemaa H (1982) A General Model of the Decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, South Coast of Finland in 1977-81. *Acta Bot Fenn* 118:1-27
- Kangas P, Niemi Å (1985) Observations of recolonization by the bladder-wrack, *Fucus vesiculosus*, on the southern coast of Finland. *Aqua Fenn* 15:133-140
- Kautsky H (1991) Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. *Int Rev Ges Amt Hydrobiol* 76:423-432
- Kautsky H (2001) Små förändringar i växternas djuputbredning. In Eds Tidlund A and Ganning B. Miljötilståndet i Egentliga Östersjön Årsrapport 2000, 62-63. Stockholms Marina Forskningscentrum
- Kautsky H, Kautsky L, Kautsky N, Kautsky U, Lindblad C (1992) Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeogr Suec* 78:33-48
- Kautsky H, Maarel E (1990) Multivariate approaches to the variation in phytobenthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 60:169-184
- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U, Waern M (1986) Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 28:1-8

- Kautsky H (1995) Quantitative distribution of sublittoral plant and animal communities in the Baltic Sea gradient. In: Elferiou A, Ansell A, Smith A, Christopher J (eds) Biology and ecology of shallow coastal waters 28th EMBS 1993. Olsen & Olsen
- Kautsky H, Foberg M (1990) Skogsindustiella utsläpp, påverkan på littoralsamhället - Iggesund. Report. Swedish EPA, Dep Systems Ecology, Univ Stockholm, mimeo. 39 pp
- Kautsky H (1988) Factors structuring phytobentic communities in the Baltic Sea. Ph.D Dissertation, University of Stockholm, Sweden, 25pp
- Kautsky H, Kautsky L, Kautsky N, Kautsky U, Lindblad C (1992) Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. Acta Phytogeogr. Suec. 78:33-48
- Kautsky N (1974) Inventering av undervattensvegetationen i Himmerfjärden 12-15/8 1974. Rapport. Stockholm VA-verk 22 pp
- Keats DW, Steele DH, South GR (1987) The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (*Gadus morhua* L) in inshore waters off eastern Newfoundland. Can J Zool 65:49-53
- Kiirikki M (1996) Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. Eur J Phycol. 31:225-232
- Kruk-Dowgiallo L (1995) Phytobenthos of the Gdansk Bay. Manuscript. Inst.of Environm. Prot. Gdynia, 1-6
- Larsson U, Elmgren R, Wulff F (1985) Eutrophication and the Baltic Sea: Causes and consequences. AMBIO 14:9-14
- Lifvergren T (1998) Dispersal capacities of *Fucus vesiculosus* gametes and recolonisation based on natural regeneration. Examination Projekt Work. Dep of Natu Sci, Univerisity of Kalmar, 1998:Bi 6.
- Lindblad C, Kautsky U, André C, Kautsky N, Tedengren M (1989) Functional response of *Fucus vesiculosus* communities to tributyltin measured in an insitu continous flow-through system. Hydrobiologia 188/189:277-283
- Lindvall B (1984) The condition of a *Fucus*-community in a polluted archipelago on the east coast of Sweden. Ophelia 3:147-150
- Lotze H K (1998) Population dynamics and species interactions in macroalgal blooms: Abiotic versus biotic control at different life-cycle stages. PhD Christian-Albrechts-Univ Kiel, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultet
- Mäkinen A, Haathela I, Ilvessalo H, Lehto J (1984) Changes in littoral rocky shore vegetation in the Seili archipelago, SW Finland. Proc. 8th BMB Symp. Lund, Sweden, Aug. 10-14, 1983
- Malm T, Engkvist R, Kautsky L (1999) Grazing effects of two freshwater snails on juvenile *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser 188:63-71
- Malm T, Kautsky L, Engkvist R (2001) Reproduction, Recruitment and Geographical Distribution of *Fucus serratus* L in the Baltic Sea. Bot Mar 44:101-108
- Menge BA (1978) Predation intensity in a rocky intertidal community. Effect of an algal canopy, wave action and desiccation on predator feeding rates. Oecologia 34:17-35
- Menge BA (2000) Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. J Exp Mar Biol Ecol 250:257-289

- Naturvårdsverket (1986) Recipientkontroll vatten. Del 1 Undersökningsmetoder för basprogram. Naturvårdsverket rapport 3108
- Neuman E (1984) Fluctuations in the abundance of cod in the Baltic and Bothnian coastal areas. Medd Havsfiskelab Lysekil no 306 Swedish Board of Fisheries
- Nilsson J, Engkvist R, Persson L-E (2001) Restaurering av Kustvattenmiljöer. Högskolan i Kalmar. Slutrapport 1996-1999
- Olovsson R (2000) Predator-prey interactions between cod (*Gadus morhua*) and perch (*Perca fluviatilis*) and three crustaceans (*Idotea baltica*, *Gammarus oceanicus*, and *Palaemon adspersus*) in the Baltic *Fucus* communities. Examination project work Department of Biology and Environmental Science, University of Kalmar
- Paine RT (1992) Studies on processes influencing biological diversity on rocky shores. Northwest Environ Jour 8:148-150
- 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
- Plinski M, Florczyk I (1984) Changes in the phytobenthos resulting from the eutrophication of the Puck Bay. Limnologica 15:325-327
- Rönnerberg O, Lehto J, Haahtela I (1985) Recent changes in the occurrence of *Fucus vesiculosus* in the Archipelago Sea, sw Finland. An Bot Fenn 22:231-244
- Rönnerberg O (1984) Recent changes in the distribution of *Fucus vesiculosus* around the Åland Islands. Proc 8th BMB Symp Lund, Sweden 1983
- Rönnerberg O, Lehto J, Haathela, I (1985) Recent changes in the occurrence of *Fucus vesiculosus* in the Archipelago Sea. SW Finland. Ann Bot Fenn 22:231-244
- Schaffelke B, Evers D, Walhorn A (1995) Selective grazing of the isopod *Idotea baltica* between *Fucus evanescens* and *F. vesiculosus* from Kiel Fjord (western Baltic). Mar Biol 124:215-218
- Schramm W (1996) The Baltic Sea and its transition zones. In *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. (Schramm W, Nienhuis PH eds) pp 131-164. Berlin: Springer
- Tobiasson S, Engkvist R, Persson L-E (1992) Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1991. Högskolan i Kalmar
- Underwood AJ (1981) Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: Patterns of vertical distribution and seasonal changes. J Exp Mar Biol Ecol 51:57-85
- Vogt H, Schramm W (1991) Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (western Baltic): What are the causes? Mar Ecol Prog Ser 69:189-194
- Wallentinus I (1976) Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa - Askö area, Northern Baltic proper. I. Hydrographical and chemical parameters, and the macrophytic communities. Contr Askö Lab 15:1-138
- Wallentinus I (1979) Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa - Askö area, Northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contr Askö Lab 25:1-210
- Worm B, Lotze HK, Bostroem C, Engkvist R, Labanauskas V, Sommer U (1999) Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. Mar Ecol Prog Ser 185:309-314

## **Bilagor**

- Bilaga 1 Lokalbeskrivningar samt grunddata för ordinarie lokaler
- Bilaga 2 Lokalbeskrivningar samt grunddata för återbesökslokaler
- Bilaga 3 Kartor
- Bilaga 4 Resultat från linjär regression vid ordinarie lokaler i Blekinge och Kalmar län
- Bilaga 5 Exempel på kurvanpassning med 3:e grads polynom, jämförelse med linjär regression
- Bilaga 6 Linjediagram över utveckling av Tångens täckningsindex vid lokalerna i Kalmar län 1989-2000
- Bilaga 7 Kurvanpassning för lokalerna kring Kalmar
- Bilaga 8 Kurvanpassning för variabeln Tångbältets utbredning i djupled (Bälte) vid de lokaler i Kalmar Län som besöktes 1984-2000
- Bilaga 9 Variansanalys över tiden (upprepad mätning) för tångens utbredning vid de ordinarie lokalerna I Kalmar län, perioden 1991-2000
- Bilaga 10 Parvisa t-tester för återbesökslokaler i Blekinge och Kalmar län